



Julius-Maximilians-Universität Würzburg
Geographisches Institut
Lehrstuhl für Fernerkundung

**Analyse von räumlichen Landschaftsmustern
und deren Determinanten
mittels Fernerkundungsdaten**
am Beispiel von Regenwaldfragmenten in Westafrika

Dissertation zur Erlangung
des naturwissenschaftlichen Doktorgrades

vorgelegt von
Martin Wegmann

April 2009

Erstgutachter: Prof. Dr. S. Dech
Zweitgutachter: Prof. em. Dr. K. E. Linsenmair

eingereicht am: 08.04.2009

von: Martin Wegmann (Dipl. Biol.)

am: Lehrstuhl für Fernerkundung an der Universität Würzburg in Kooperation mit dem DLR-DFD

Mentor: Dr. M. Schmidt

1. Gutachter: Prof. Dr. Stefan Dech

2. Gutachter: Prof. em. Dr. K. Eduard Linsenmair

der Dissertation

1. Prüfer:

2. Prüfer:

der Prüfung

Tag der mündlichen Prüfung: 24.06.2009

Urkunde ausgehändigt am:

(Titelbild: Regenwaldfragmente im Südwesten Ghanas (ASTER, 13.01.2007, Bandkombination: 5,4,2))

[...] Humans are notoriously limited in their ability to look at long-term implications of their actions. [...]
(White, 2001)

Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten ist eine verstärkte Veränderung der Landoberfläche beobachtet worden. Diese Prozesse sind direkten und indirekten anthropogenen Einflüssen zuzuschreiben, wie Deforestation oder Klimawandel. Mit dieser Entwicklung geht der Verlust und die Fragmentation von naturnahen Flächen einher. Für das Fortbestehen von Populationen verschiedenster Organismen in einer derartig geformten Landschaft ist entscheidend, inwieweit die Migration zwischen bestehenden Fragmenten gewährleistet ist. Diese wird von der Eignung der umgebenden Landschaft beeinflusst. Im Kontext einer klimatischen Veränderung und verstärkter anthropogener Landnutzung ist die Analyse der räumlichen Anordnung von Habitatfragmenten und der Qualität der umgebenden Landschaft besonders für die globale Aufrechterhaltung der Biodiversität wichtig.

Großräumige Muster der Landschaftsveränderung können mit Hilfe von Satellitendaten analysiert werden, da es nur diese ermöglichen die Landbedeckung flächendeckend, reproduzierbar und auf einer adäquaten räumlichen Auflösung zu kartieren. Besonders zeitlich hochaufgelöste Daten liefern wertvolle Informationen bezüglich der Dynamik der Landbedeckung.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Analyse der Fragmentation in Westafrika und der potentiellen Bedeutung von singulären Fragmenten und deren potentiellen Auswirkungen auf die Biodiversität. Dafür wurden zeitlich hoch- und räumlich mittelaufgelöste Daten des Aufnahmesystems MODIS verwendet, mit denen für das Untersuchungsgebiet Westafrika die Landbedeckung klassifiziert wurde. Für die darauf folgenden Analysen der räumlichen Konfiguration der Fragmente wurde der Fokus auf Regenwaldgebiete gelegt. Die Analyse von räumlichen Mustern der Regenwaldfragmente liefert weiterführende qualitative Informationen der individuellen Teilbereiche. Die räumliche Anordnung wurde sowohl mit etablierten Maßen als auch mittels in dieser Arbeit erstellter robuster und übertragbarer Indizes quantifiziert. Es konnte gezeigt werden, dass die Verwendung von aussagekräftigen Indizes, besonders, wenn sie alle benachbarten Fragmente und die Qualität der umgebenden Matrix berücksichtigen, die räumliche Differenzierung von Fragmenten verbessert. Jedoch ist die Anwendung dieser Maße abhängig von den Ansprüchen einer Art. Daher muss die artspezifische Perzeptionen der Landschaft auf der Basis der Indizes implementiert werden, da die Übertragung der Ergebnisse einzelner Indizes auf andere räumliche Auflösungen und andere Regionen nur begrenzt möglich war. Des Weiteren wurden potentielle Einflussfaktoren auf die räumlichen Muster mittels *Neutraler Landschaftsmodelle* untersucht. Hierbei ergaben sich je nach Region und Index unterschiedliche Ergebnisse, allerdings konnte der Einfluss anthropogen induzierter Veränderungen auf die Landbedeckung postuliert werden.

Die große Bedeutung der räumlichen Attribution von Landbedeckungsklassen konnte in dieser Arbeit aufgezeigt werden. Der alleinige Fokus auf die Kartierung von z. B. Waldfragmenten ohne deren räumliche Anordnung zu berücksichtigen, kann zu falschen Schlüssen bezüglich deren ökologischen, hydrologischen und klimatologischen Bedeutung führen.

Abstract

In a century where climate change is unquestioned and the anthropogenic induced loss of habitats of many species has reached tremendous rates, it becomes important to analyse the effects of these changes. Especially the division of formerly continuous habitats into smaller parts and the resulting changes of area or shape are important due to their effects on e.g. viable populations sizes. Consequently does the connectivity between patches change, which is also influenced by the environmental condition inbetween patches. Generally, the loss and fragmentation of habitat will constrain species migration, which in the long run will result in less genetic diversity within populations and decline and potentially in a loss of biodiversity. Broad scale analysis of these changes can be achieved using satellite imagery due to their capabilities to deliver information repeatedly for a large area with an ecological adequate spatial resolution which can be used to generate a landcover map.

This study focuses on the effects of habitat fragmentation in West Africa. The importance of patches for the retention of the overall landscape connectivity and therefore their importance for the maintenance of biodiversity is in the focus of this work. For the analysis of fragmentation on a landscape level, temporal high- and spatial low-resolution imagery provided by MODIS are used for the necessary landcover classification. The analyses focus on the rainforest in West Africa and use various established and novel indices to classify the fragments due to their spatial attributes. The novel indices invented in this study aimed at being transferrable to other region and species and at being robust and applicable on large data sets. Moreover *Neutral Landscapemodels* have been generated to analyse the behaviour of indices across different scales and spatial arrangements.

This study showed, that the differentiation of fragments based on their spatial attributes can be achieved best using indices which incorporate all neighbouring patches and the quality of the surrounding landscape. However all indices and their application are highly depending on species specific habitat requirements and perception range as well as the spatial scale, when using spatial pattern analysis. Moreover, analysing the causes for the existing spatial patterns showed, that the factors explaining the existing patterns differed by region and used indices, but generally the human impact contributed to a high degree to the existing spatial arrangement of forest fragments.

This study showed that using solely the extent of a certain landcover without considering their spatial arrangement might lead to wrong conclusions concerning its importance for biodiversity. The results depend highly on the complex interactions between spatial and thematic resolution of the landcover data, spatial arrangement of patches, the surrounding landscapes and species requirements which can be accounted for using the novel applied indices in this study. Hence the importance to analyse the spatial attributes of landcover data is shown in this study.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	i
Abstract	iii
1 Einleitung	1
2 Aktueller Forschungskontext	5
2.1 Räumliche Analysen von Fragmenten	6
2.1.1 Fragmentation	11
2.2 Fernerkundung in der Biodiversitätsforschung	18
2.3 Synopsis	22
3 Untersuchungsgebiet	23
3.1 Topographie	23
3.2 Geologie und Böden	23
3.3 Klima	24
3.4 Vegetationszonen	28
3.5 Bevölkerungsdichte	32
4 Landbedeckungsklassifikation von Westafrika basierend auf MODIS Zeitreihen	33
4.1 Einleitung	33
4.2 Methodik	37
4.2.1 Aufbereitung der MODIS-Zeitreihen	37
4.2.2 Klassifikation der MODIS-Zeitreihen	37
4.3 Ergebnisse	38
4.3.1 MODIS CART Klassifikation	38
4.4 Diskussion	44
4.4.1 Vergleich der Landbedeckungsklassifikationen	45
4.4.2 Ausblick	47
5 Charakterisierung der räumlichen Anordnung von Fragmenten westafrikanischer Regenwälder	49
5.1 Einleitung	49
5.2 Methodik	52
5.2.1 Eingangsdaten	52
5.2.2 Charakterisierung von Waldfragmenten nach strukturellen Indizes	53
5.2.3 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von artspezifischen Indizes	57

5.2.4	Indizes zur Eruierung der Bedeutung einzelner Fragmente für die Integrität der Landschaft	61
5.2.5	Distinkte Klassen von Indizes	63
5.2.6	Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster	63
5.3	Ergebnisse	64
5.3.1	Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von strukturellen Indizes	64
5.3.2	Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von artspezifischen Indizes	71
5.3.3	Patchrelevanz	82
5.3.4	Darstellung von Indizes in definierten Landschaften und singulären Patches	83
5.3.5	Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster	88
5.4	Diskussion	89
5.4.1	Charakterisierung von Waldfragmenten anhand struktureller Indizes	90
5.4.2	Charakterisierung von Waldfragmenten anhand artspezifischer Indizes	92
5.4.3	Patchrelevanz	94
5.4.4	Distinkte Klassen von Waldfragmenten	95
5.4.5	Zuverlässigkeit der Indexresultate	96
5.4.6	Kolinearität der Indizes	97
5.4.7	Beispielhafte Darstellung einzelner Fragmente	98
5.4.8	Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster	98
5.4.9	Ausblick	101
6	Neutrale Landschaftsmodelle zur Untersuchung von determinierenden Faktoren auf Landschaftsmuster	105
6.1	Einleitung	105
6.1.1	Stand der Forschung	106
6.2	Methodik	108
6.2.1	Neutrale Landschaftsmodelle	108
6.2.2	Analysierte Daten	110
6.2.3	Statistik	112
6.3	Ergebnisse	115
6.3.1	Modellierte Daten	116
6.3.2	Reale Landschaften	117
6.4	Diskussion	125
6.4.1	Modellierte Daten	126
6.4.2	Reale Daten	128
6.4.3	Modellierte versus reale Landschaften	132
6.4.4	Ausblick	133
7	Skalenverhalten von räumlichen Indizes	135
7.1	Einleitung	135
7.2	Methodik	139
7.2.1	Zufällige Landschaften	140
7.2.2	Reale Landschaften	140
7.3	Ergebnisse	141

7.3.1	Skalenverhalten von Indizes in einer zufälligen Landschaft	141
7.3.2	Skalenverhalten von Indizes in einer realen Landschaft	145
7.3.3	Vergleich des Skalenverhaltens in zufälliger und realer Landschaft	148
7.4	Diskussion	150
7.4.1	Vergleichende Analysen	152
7.4.2	Ausblick	153
8	Synthese	155
	Bibliographie	157
	Glossar	181
	Abkürzungsverzeichnis	185
	Appendix	I
A-1	r.pi Module	I
A-1.1	r.pi.searchtime	I
A-1.2	r.pi.searchtime.iter	III
A-1.3	r.pi.energy	IV
A-1.4	r.pi.energy.iter	V
A-1.5	r.(pi).nlm	VI
A-1.6	r.(pi).nlm.stats	VII
A-1.7	r.pi.odd	VIII
A-1.8	r.pi.index	IX
A-1.9	r.pi.NN	X
A-2	Synmap	XI
A-3	Kapitel: 5 Charakterisierung der räumlichen Anordnung von Fragmenten westafrikani- scher Regenwälder	XIII
	Danksagung	XXI
	Lebenslauf	XXIII
	Erklärung	XXV

Abbildungsverzeichnis

KAPITEL 1

EINLEITUNG

1.1	Beispiel von Habitatverlust in Brasilien	2
-----	--	---

KAPITEL 2

STAND DER FORSCHUNG

2.1	Patch <i>versus</i> Landschafts-Skala	7
2.2	Landschaftszustände	9
2.3	Artenabhängige Gefahrenpotentiale einer fragmentierten Landschaft	10
2.4	Fragmentationsprozesse	12
2.5	Beispiel verschiedener Kernzonen Szenarien	15
2.6	Landschafts-Charakteristika	18
2.7	Detektion von Entwaldung am Beispiel von drei unterschiedlichen Datensätzen.	19

KAPITEL 3

UNTERSUCHUNGSGBIET

3.1	Untersuchungsgebiet Westafrika	24
3.2	Höhenmodell des Untersuchungsgebiets	25
3.3	Walter Lieth Diagramme für Westafrika	26
3.4	Niederschlagsregime im Untersuchungsgebiet	27
3.5	Vegetationszonen im Untersuchungsgebiet	28
3.6	Projezierte Niederschläge 2020/2080	29
3.7	Modellierte potentielle Regenwaldausbreitung	30
3.8	Bevölkerungsdichte Westafrika	31

KAPITEL 4

LANDOBERFLÄCHENKLASSIFIKATION

4.1	Beispiele der Landnutzung	34
4.2	GLC2000 und Synmap Klassifikationen	35
4.3	MODIS <i>CART</i> -Klassifikation 2001/2002	40
4.3	MODIS <i>CART</i> -Klassifikation 2003/2004	41
4.3	MODIS <i>CART</i> -Klassifikation 2005/2006	42
4.4	Temporale Analyse der <i>CART</i> - Klassifikation	43
4.5	Kongruenz der MODIS <i>CART</i> -Klassifikationen der Waldgebiete	44
4.6	Kongruenz verschiedener Klassifikationen der Waldgebiete	45
4.7	Überblick der globalen intakten Waldgebiete	47

KAPITEL 5

RÄUMLICHE ANORDNUNG VON WALDFRAGMENTEN

5.1	Beispiel von Habitatverlust	49
5.2	Beispiel von Habitatverlust und Fragmentation	50
5.3	Beispiellandschaften	53
5.4	Untersuchungsgebiet	54
5.5	Trendanalyse der k-ENN	55
5.6	Omnidirektionale Distanz zu umgebenden Patches	56
5.7	Patchrelevanz	62
5.8	SHAPE-Index von Waldfragmenten	64
5.9	Charakterisierung der Fragmente anhand der Distanz und Fläche zu Patches	66
5.10	Charakterisierung anhand der Distanz:Fläche und omnidirektionaler Nachbarn von Patches	67
5.11	Omnidirektionale Konnektivitätsmaße	69
5.12	Partitionierung individuenbasierter Indizes	70
5.13	Suchzeit	72
5.14	Suchzeit und Immigranten	73
5.15	Prozentualer Anteil an Immigranten	74
5.16	Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten	76
5.17	Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten und Migranten	77
5.18	Anzahl erfolgreicher Migranten	78
5.19	Trend in der Suchzeit und Emigrantenzahl	79
5.20	Partitionierung artspezifischer Indizes	82
5.21	Differenz in der Distanz	84
5.22	Differenz in der Suchzeit und Anzahl erfolgreicher Emigranten	85
5.23	Ausschnitt der Differenz in der Suchzeit und Emigrantenzahl	86
5.24	Zwei separate Untersuchungsgebiete	87

5.25	Sechs Indizes für zwei exemplarische Fragmente	89
5.26	Zuverlässigkeit von Indizes	97

KAPITEL 6

NEUTRALE LANDSCHAFTSMODELLE

6.1	Auswirkungen von Agglomerationsfaktor und Bedeckungsgrad	109
6.2	Beispiel von Begrenzungsszenarien	110
6.3	Lage der Untersuchungsgebiete	111
6.4	Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in Ghana - GLC2000.	113
6.5	Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in Ghana - Footprint.	113
6.6	Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in der Elfenbeinküste - GLC2000.	114
6.7	Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in der Elfenbeinküste - Footprint.	114
6.8	Größe, Anzahl, Distanz und SHAPE-Index abhängig vom Bedeckungsgrad	115
6.9	Fläche, Distanz, Anzahl und SHAPE-Index abhängig vom Agglomerationsfaktor	118
6.10	Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in Ghana	120
6.11	Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in Ghana - Maximalwerte	121
6.12	Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in der Elfenbeinküsten	123
6.13	Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in der Elfenbeinküste - Maximalwerte	124

KAPITEL 7

SKALENVERHALTEN VON RÄUMLICHEN INDIZES

7.1	Definition von <i>up-</i> und <i>downscaling</i>	136
7.2	Beispiel von <i>upscaling</i> einer zufälligen Landschaft	140
7.3	Beispiel von drei Auflösungen der Region Bontoli	141
7.4	Untersuchungsgebiet Nationalpark Bontoli	142
7.5	Median der Indizes über alle Skalen in einer zufälligen Landschaft	143
7.6	Autokorrelation von Index-Medianwerten über die Skalen (NLM)	144
7.7	Skalenverhalten des prozentualen Anteils der Klassen einer realen Landschaft	146
7.8	Skalenverhalten von Indizes	147
7.9	Skalenverhalten von Indizes	148
7.10	Autokorrelation der Indexwerte in einer realen Landschaft	149

APPENDIX

A-1	Steigung und Schnittpunkt der Distanzanalyse über 1-10 NN	XIV
A-2	Calinski Kriterium (Indiv. Indizes)	XV
A-3	Indizes in definierten Landschaften	XVI
A-3	Indizes in definierten Landschaften	XVII
A-3	Indizes in definierten Landschaften	XVIII
A-4	Sechs Indizes für drei exemplarische Fragmente	XIX

Tabellenverzeichnis

KAPITEL 2 STAND DER FORSCHUNG

2.1	Definition der landschaftsökologischen Nomenklatur	6
2.2	Definitionen der drei Analyse-Ebenen	8
2.3	Begriffsklärung: Konnektivität	16

KAPITEL 3 UNTERSUCHUNGSGEBIET

3.1	Bevölkerung in Westafrika	32
-----	-------------------------------------	----

KAPITEL 4 LANDOBERFLÄCHENKLASSIFIKATION

4.1	Einstellungen der MODIS Vorprozessierung	38
4.2	Kappa Werte der MODIS <i>CART</i> -Klassifikation	39

KAPITEL 5 RÄUMLICHE ANORDNUNG VON WALDFRAGMENTEN

5.1	Einstellungen der Parameter für individuenbasierte Analyse	59
5.2	Einstellungen der Eignungsmatrize und Kostenmatrize	59
5.3	Korrelation der strukturellen Indizes	68
5.4	Korrelation der individuenbasierten Indizes	80
5.5	Erfolgreiche Emigranten und strukturelle Indizes	81
5.6	Statistische Analyse des Erklärungswerts von Indizes für Biodiversitätsdaten	90

KAPITEL 6
NEUTRALE LANDSCHAFTSMODELLE

6.1	Zusammenhang zwischen Indizes verschiedener Bedeckungsgrade	116
6.2	Zusammenhang zwischen Indizes verschiedener Agglomerationsfaktoren	119
6.3	Patch Indizes der beobachteten Werte	121
6.4	Korrelationen von beobachteten vs. simulierten Waldfragmentdaten in Ghana	122
6.5	Korrelationen von beobachteten vs. simulierten Waldfragmentdaten in der Elfenbeinküste	125

KAPITEL 7
SKALENVERHALTEN VON RÄUMLICHEN INDIZES

7.1	Skalendefinitionen	137
7.2	Indizes der unterschiedlichen Klassen der Region Bontoli	145

APPENDIX

A-0	Synmap Legende	XI
-----	--------------------------	----

Formelverzeichnis

KAPITEL 5 RÄUMLICHE ANORDNUNG VON WALDFRAGMENTEN

5.1	SHAPE-Index	53
5.2	Summe kENN	54
5.3	Distanz-Fläche _j	54
5.4	Distanz-Fläche _{ij}	55
5.5	Omnidirektionale Anzahl von Nachbarn	56
5.6	Ratio Omnidirektionale Distanz:Fläche	57
5.7	Omnidirektionale Distanz und Fläche der Fokus-Patches	57
5.8	Omnidirektionale Distanz:Fläche Ratio der Ziel-Patches	57
5.9	Patchrelevanz bzgl. Distanz (1. ENN)	61
5.10	Patchrelevanz bzgl. Fläche (1. ENN)	62
5.11	Patchrelevanz bzgl. Suchzeit/Emigration	62
5.12	Calinski Kriterium	63

Kapitel 1

Einleitung

Die in den letzten Jahrzehnten exponentiell angestiegene Habitatzerstörung und der damit einhergehende Artverlust verstärken die Bedeutung des Schutzes der Biodiversität (Wilson, 1988). Die aktuelle Aussterberate von Arten ist dabei 100 bis 1000 mal höher als die natürliche Extinktionsrate (Pimm *et al.*, 1995). Aufgrund dieser hohen Zahlen wurde bereits von einem Massenaussterbeereignis durch anthropogen induzierter Modifikationen der Umwelt gesprochen (Chapin *et al.*, 2000). Im Gegensatz zu den vorherigen fünf großen Aussterbeereignissen in der Erdgeschichte ist dabei der Einfluss des Menschen auf die Veränderungen der Landoberfläche unumstritten die treibende Kraft (Cuarón, 2000; Dirzo und Raven, 2003). So lässt sich beispielsweise ein direkter Zusammenhang zwischen der Habitatzerstörung und damit der Aussterberate von Arten und der wirtschaftlichen Situation in der jeweiligen Region herstellen (Adams *et al.*, 2004; Jongman, 2002; Luck *et al.*, 2004; Wackernagel *et al.*, 2002; Wittemyer *et al.*, 2008).

Neben dem direkten Habitatverlust durch anthropogene Nutzung (Sala *et al.*, 2000; Sih *et al.*, 2000; Zaviero *et al.*, 2006) sind heute bereits indirekte Effekte des Klimawandels wie vertikale oder horizontale Veränderung der Verbreitungsgebiete einzelner Arten hervorgerufen durch Temperaturerhöhung oder Niederschlagsänderungen (Thuiller, 2007; Watson und the Core Writing Team, 2007), die Hauptgründe für das globale Artensterben. Neben diesen Faktoren, die zusätzlich interagieren (Lewis, 2006; Prinn, 2003; Travis, 2003; Zwiers und Hegerl, 2008), beeinflussen auch andere biotische und abiotische Faktoren die Biodiversität (Alford und Richards, 1999; Araújo *et al.*, 2006; Connell, 2003; Stuart *et al.*, 2004).

Der Klimawandel wirkt sich unter anderem in vielen Regionen durch eine erhöhte Temperatur (Rosenzweig *et al.*, 2008) oder veränderte Phänologie (Menzel *et al.*, 2006) auf geophysikalische und biologische Systeme aus. Dies führt direkt oder indirekt zu einer Veränderung in der Verbreitung von Arten oder in den Gemeinschaftsstrukturen (Rosenzweig *et al.*, 2008) bzw. deren Interaktionen (Betts *et al.*, 2008b; Menzel *et al.*, 2006). Eine Anpassungsstrategie an den Klimawandel ist die Migration von Organismen in neue Gebiete mit adäquaten Umweltbedingungen (Carey und Alexander, 2003; Hannah *et al.*, 2007). Durch spezifische Ausbreitungsstrategien und -eigenschaften, sowie auch durch die jeweiligen Eigenschaften der Landschaft, wie z. B. deren Permeabilität, sind den meisten Arten dabei jedoch Grenzen gesetzt (Bender und Fahrig, 2005; Hannah *et al.*, 2005). Daher können die Reaktionen der Organismen bei einer Veränderung der Umwelt sehr variabel sein (Gaston, 2000; Primack und Corlett, 2006).

Habitatverlust beschreibt die, meist anthropogen induzierte Modifikation der natürlichen Oberflä-



Abbildung 1.1: **Beispiel von Habitatverlust in Brasilien.** Räumliche Deforestationsmuster in Rondonia, Brasilien. Helle Regionen stellen Felder, Straßen und Entwaldung, rote Gebiete die umgebenden Waldgebiete dar. In blau erscheint der Jiparaná Fluss (Falschfarbendarstellung (NIR, R, G), Aufnahme vom 24.08.2000, Terra/ASTER NASA/GSFC/METI/ERSDAC/JAROS, and U.S./Japan ASTER Science Team).

chenbedeckung, welche zu einer Verringerung des Habitats für die dort lebenden Organismen führt (Abb. 1.1). Weltweit ist ein Drittel bis ein Viertel (Vitousek *et al.*, 1997) der terrestrischen Oberfläche bereits durch starke anthropogene Modifikationen geprägt (UNEP, 2001) und die letzten verbleibenden ungestörten Regionen sind nur noch Fragmente ihrer ursprünglichen Ausdehnung (Sanderson *et al.*, 2002). Auch die Zentren hoher Biodiversität, bei gleichzeitiger Gefahr durch Habitatverlust, sogenannte *hotspots*, sind räumlich begrenzt und isoliert (Myers *et al.*, 2000). Der Einfluss von Habitatverlust auf die Biodiversität ist bereits als negativ bezeichnet worden (Kerr und Deguise, 2004; Kinnaird *et al.*, 2003; Klausmeier, 2001). Allerdings ist nicht nur die reine Zerstörung von Habitaten entscheidend, sondern auch die räumlichen Charakteristika der verbleibenden Fragmente.

Die Veränderung der räumlichen Anordnung von Fragmenten, die als Folge von Klimaänderungen oder Landkonversion auftritt (Cochrane und Laurance, 2002; Laurance *et al.*, 2002; Opdam und Waser, 2004), kann Biodiversitätsmuster beeinflussen bzw. zu ihrer Erklärung beitragen (Diniz-Filho *et al.*, 2004; Echeverría *et al.*, 2007; Fahrig, 2003; Laurance *et al.*, 2000; Laurance, 2000b). Als räumliche Anordnung werden dabei die Charakteristika verstanden, die durch Größe, Form oder Lage der einzelnen Habitatfragmente zueinander gegeben sind (Fahrig, 2003). Die Veränderung dieser räumlichen Anordnung durch klimatische Faktoren kann sich auch reziprok auswirken und so positive Rückkopplungseffekte zeigen (Bonan, 2008; Gornitz und NASA, 1985; Laurance *et al.*, 2004a; Malhi und Román-Cuesta, 2008; Sugden *et al.*, 2008). Einzelne Fragmente können aufgrund ihrer Eigenschaften als potentielle Habitate für eine bestimmte Art ausgeschlossen werden, da sie zu klein sind oder eine zu geringe Verbundenheit haben, um eine überlebensfähige Population aufrechtzuerhalten (Hanski, 1998). Einige Gebiete können jedoch auch durch ihre komplett fehlende Konnektivität nicht besiedelt werden (Gustafson und Gardner, 1996; Tischendorf *et al.*, 2003). Dadurch kann das potentielle Verbreitungsgebiet an ein realisiertes Verbreitungsgebiet angenähert werden (Cumming, 2007), da nicht nur die bloße Existenz, sondern auch der räumliche Kontext des Habitats berücksichtigt wird. Jedoch fehlen dabei noch biotische Interaktionen, wie z. B. Mutualismus oder Konkurrenz, die eine weitere Annäherung an das realisierte Verbreitungsgebiet ermöglichen. Die Berücksichtigung derartiger Faktoren ist jedoch

aufgrund unzureichender Informationen synökologischer Zusammenhänge für Mehrarten-Systemen oft nicht möglich.

Die Analyse der räumlichen Konfiguration kann folglich zur Bewertung von Landschaften dienen und angemessene Maßnahmen zur Verbesserung der Landschaftskonnektivität offerieren. Die Berücksichtigung des Erhalts der räumlichen Integrität kann die Magnitude des Biodiversitätsverlusts minimieren, wobei der Habitatverlust als primärer Faktor für den Biodiversitätsverlust nicht vergessen werden sollte.

Ziele dieser Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist es, das Potential von neuen Ansätzen zur Berechnung von Fragmentation basierend auf fernerkundlich gewonnenen Zeitreihen der Landschaft zu eruieren. Diese soll weiterführende qualitative und quantitative Parameter zur Beschreibung der räumlichen Anordnung und der Eigenschaften von Habitatfragmenten liefern. Des Weiteren dient dies zur Evaluation des räumlichen Zustands eines Ökosystems und liefert relevante Informationen zu einer Landbedeckungsklassifikation.

In der vorliegenden Arbeit werden einerseits etablierte Fragmentationsindizes auf ihre Aussagekraft und Übertragbarkeit hin analysiert. Zudem soll die Entwicklung neuer, robuster Indizes ein weiteres Ziel sein, wobei ein besonderes Augenmerk auf die Analyse der Verbundenheit von Habitatfragmenten liegt, da dies neben deren Größe und Form einer der wichtigsten Faktoren ist, um den Habitatverlust zu kompensieren.

Als Grundlage zur Berechnung und Analyse der Fragmentationsindizes sollen fernerkundungs-basierte Landbedeckungsklassifikationen dienen, die auf neuen Methoden basieren und großräumige und zeitlich wiederholbare Informationen liefern. Auch künstlich generierte Landschaften sollen für die Überprüfung von Hypothesen der determinierenden Faktoren für Landschaftsmuster genutzt werden. Diese Daten werden in dieser Arbeit erstellt und die Ergebnisse diskutiert.

Hierbei liegt der Fokus dieser Arbeit auf den Waldgebieten Westafrikas. Aufgrund ihrer Bedeutung hat die heterogen ausgeprägte Deforestation besonders gravierende Folgen. Die Einflussfaktoren auf diese heterogenen Fragmentationsmuster zu untersuchen, ist ein weiterer Fokus dieser Arbeit. Hierbei sollen Parameter, die die räumlichen Muster bestimmt haben, extrahiert werden, um kausale Zusammenhänge für die Mustergenerierung zu postulieren.

Am Beispiel von Westafrika soll weiterhin diskutiert werden, welchen Einfluss diese Muster auf die Attribute von Fragmenten, sowie auf ihre Biodiversität haben, wobei Chiropteren- und Amphibiendaten als Beispiel verwendet werden. Des Weiteren beinhaltet die Arbeit, wie die hier gewonnen Ergebnisse zu einem besseren Verständnis und somit zu einem effektiveren Management zur Aufrechterhaltung der Ökosystemfunktionen beitragen können.

Kapitel 2

Aktueller Forschungskontext

Für erfolgreiche Konzepte zum nachhaltigen Schutz der Biodiversität, der Vielfalt der Lebensräume und Arten, sowie deren genetische Variabilität ist ein verbessertes Verständnis der Diversitätsmuster in Raum und Zeit unabdingbar. Hierfür müssen zunächst die beeinflussenden Faktoren, die die globale und regionale Artenvielfalt bestimmen, eruiert werden (Gaston, 2000; Turner *et al.*, 2003; Waide *et al.*, 1999; Willig *et al.*, 2003). Der Großteil der bisher gefundenen globalen Muster ist unter anderem entlang von Höhen- und Niederschlagsgradienten sowie der Breitenlage ausgerichtet (Gaston, 2000). Hierbei spielen jedoch auch artspezifische Interaktionen, wie Mutualismus, Konkurrenz oder Prädation eine Rolle (Connor und Bowers, 1987; Klausmeier, 2001; Leathwick, 2002; Ritchie *et al.*, 2009). Allerdings bestimmen nicht nur diese Variablen das Vorkommen von Arten, immer wichtiger werden auch anthropogen induzierte Veränderungen der Landoberfläche (Chapin *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2000).

Somit ist für die Analyse von regionalen und globalen Diversitätsmustern eine großräumige Untersuchung der Landoberfläche Voraussetzung, die jedoch nicht durch Geländeaufnahmen durchführbar ist (UNEP, 1995). Erst die umfassende und kongruente Verfügbarkeit von Satellitendaten, räumlichen Vorhersagemodellen und biologischen Datenerhebungen ermöglicht eine großräumige und genaue Analyse von Mustern (Gaston, 2000; Kerr und Ostrovsky, 2003; Turner *et al.*, 2003). Die Validität verschiedener Daten und Methoden der Fernerkundung (Congalton, 1991; Fitzgerald und Lees, 1994; Foody, 2002; Kerr und Ostrovsky, 2003; Liu *et al.*, 2007), der Vorhersagemodelle (Araujo und Guisan, 2006; Elith *et al.*, 2006; Segurado und Araújo, 2004) und der *in situ* Daten (Bortolus, 2008; Gaston und Rodrigues, 2003) müssen aber stets überprüft werden.

Neben fernerkundlichen und weiteren geographischen Daten zur Infrastruktur oder zu humanen Populationsdichten, die sich als nützlich für die Biodiversitätsforschung erwiesen haben (Kerr und Ostrovsky, 2003; Nagendra, 2001; Skidmore *et al.*, 1992; Stoms und Estes, 1993; Turner *et al.*, 2003), spielt auch die räumliche Anordnung der Habitats eine wichtige Rolle, um die rezenten Biodiversitätsmuster zu erklären und deren zukünftige Entwicklung vorherzusagen (Goodin *et al.*, 2006; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Die räumliche Konfiguration beschreibt die Anordnung von Habitatfragmenten im Raum und die Zerstückelung oder erhöhte Isolation durch Habitatverlust. Diese Prozesse werden unter dem Begriff der Fragmentation zusammengefasst.

In zahlreichen Studien wurde Habitatverlust als ein wichtiger Faktor identifiziert, der sich negativ auf die Artenvielfalt auswirkt (Fahrig, 2001; Sih *et al.*, 2000). Fragmentationsmaße der Landschaft konnten bisher allerdings weder eindeutig mit positiven noch mit negativen Auswirkungen auf die Artenzahlen in Verbindung gebracht werden (Caley *et al.*, 2001; Collins und Barrett, 1997; Fahrig,

Tabelle 2.1: **Definition landschaftsökologischer Nomenklatur.** Begriffsklärung der Nomenklatur

Patch	Kontinuierliche Agglomeration von Zellen gleichen Landoberflächentyps, welcher als Habitat definiert wurde. Synonym des Begriffs Fragment.
Matrix	Homogener oder heterogener Hintergrund der nicht als Habitat definierten Landoberflächentypen; normalerweise nicht natürliche Vegetation.

2003). With (1997) hält die Fragmentation von Habitaten für weniger gefährlich als den Habitatverlust. Gleichzeitig bezeichnet er sie jedoch als komplexer, da die Fragmentation sich äußerst unterschiedlich ausdrücken kann. Die Reduktion der Größe von Habitaten, die Änderung der Anzahl von Patches und die Modifikation der Länge von Grenzflächen, sowie die Verbundenheit innerhalb einer Landschaft sind unterschiedliche Modifikationen, die unter den Themenkomplex Fragmentation fallen. Deshalb ist es wichtig Fragmentationsmaße stärker in die Untersuchung von Biodiversitätsmustern einzubeziehen, da deren Einflüsse aufschlussreiche Erkenntnisse liefern können (Fahrig, 2003). In dieser Arbeit liegt der Fokus auf der Entwicklung von übertragbaren, robusten Maßen, die die räumliche Anordnung von Fragmenten beschreiben und für ökologische Fragestellung relevante Ergebnisse liefern. Somit können weiterführende Datensätze basierend auf fernerkundlichen Klassifikationen geliefert werden, die jedoch in diesem Rahmen nur bedingt auf artspezifische Fragestellungen angewendet werden.

2.1 Räumliche Analysen von Fragmenten

Die für diese Arbeit relevante Art der räumlichen Analyse der Landoberfläche erfasst verschiedene Typen der Modifikation der Landoberfläche und dient dazu, den Einfluss der räumlichen Veränderung auf unterschiedliche Faktoren wie Biodiversitätsmuster, Migration, Räuber-Beute-Interaktionen, Ausbreitungskapazität, Ökosystemfunktionen oder abiotische Prozesse, wie Nährstoffzyklus, Wasserabfluss, Erosion oder (Mikro-)klima zu untersuchen (Corlett, 2000; Elmqvist *et al.*, 2004; Forman und Godron, 1986a; Frohn, 1998; Lancaster, 1996; Olf und Ritchie, 2002; Steffan-Dewenter *et al.*, 2007).

Die Analyse von räumlichen Mustern setzt kategoriale Landschaften voraus auf denen Berechnungen durchgeführt werden können, die durch Fernerkundungsdaten bzw. Landbedeckungsklassifikationen geliefert werden. Hierbei wird der Begriff *Patch* im Fernerkundungskontext als abgewandelte Definition des Begriffs Habitat genutzt (Tab. 2.1). Dieser Begriff beschreibt omnidirektional zusammenhängende Pixel einer Satellitenbildklassifikation desselben Landoberflächentyps. Als zusammenhängend wird der Patch angesehen, wenn er für einen Organismus theoretisch durchquerbar ist, ohne durch andere Landoberflächentypen passieren zu müssen (Pearson und Gardner, 1997; Turner *et al.*, 2001a). Aufgrund der rasterbasierten Analyse muss bei dieser Definition die 4- bzw. 8-Nachbarschaftsregel berücksichtigt werden, die festlegt, ob nur kardinal (Rooks-Typ) oder auch diagonal (Queens-Typ) angrenzende Pixel als ein zusammenhängender Patch definiert werden (Fortin und Dale, 2005). Des Weiteren bezeichnet der Begriff *Matrix* diejenigen Landoberflächenklassen, welche nicht als Lebensraum der Organismen definiert werden (Tab. 2.1). Die Matrix kann hierbei uniform sein oder eine heterogene Fläche darstellen. Sie nimmt Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit und die Kosten der Migration zwischen Patches (Bender und Fahrig, 2005; Debinski, 2006; Gascon *et al.*, 1999).

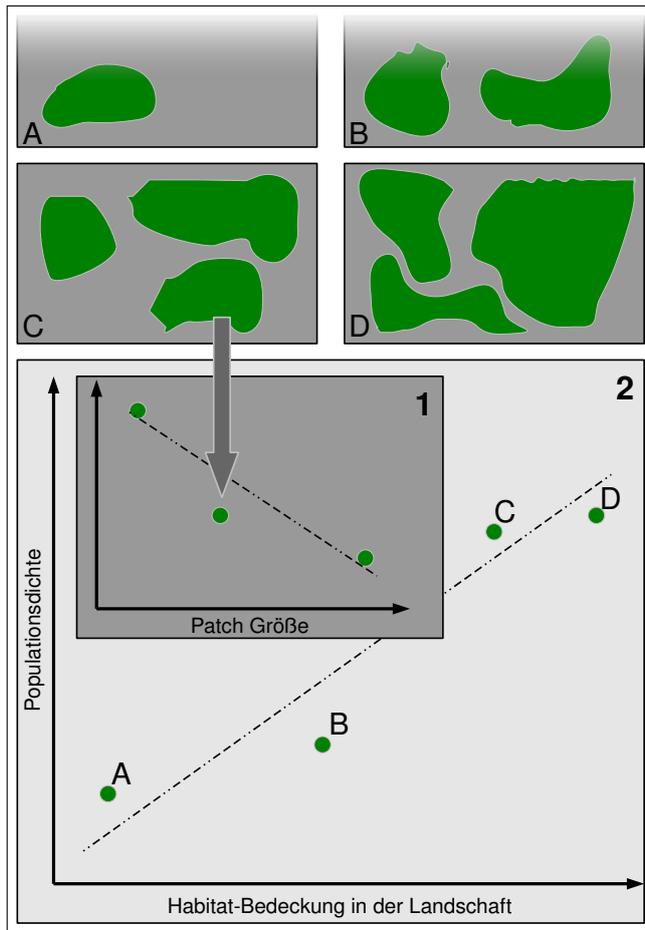


Abbildung 2.1: **Patch versus Landschafts-Skala** Vergleich der Bedeckungsgrad-Analysen auf Patch und Landschaftsebene. Die Habitatbedeckung vier exemplarischer Landschaften (A-D) sind gegen eine gemittelte theoretische Populationsdichte aufgetragen (2). Sowie gesondert die Patchgrößen der Landschaft C gegen die Populationsdichte (1) (modifiziert nach Fahrig (2003)).

Definition der Analyseebenen Die Analyse von Landschaftsmustern kann auf drei verschiedenen Ebenen durchgeführt werden, die teilweise aufeinander aufbauen (Tab. 2.2). Die drei Ebenen der Landschafts-, Klassen- und Patchanalysen differieren in den zur Verfügung stehenden Indizes und in der Art der Ausgabe der Ergebnisse. Analysen auf der Landschaftsebene beziehen alle Landoberflächenklassen in die Berechnung mit ein, so dass Indizes zur Landschaftsdiversität abgeleitet werden können. Die klassen-basierte Analyse berücksichtigt im Gegensatz zu einer Untersuchung auf Landschaftsebene nur eine Landoberflächenklasse. Die Grundlage der klassen-basierten Ebene bildet die Patch-basierte Analyse, da sie Untersuchungen individueller Patches zur Aufgabe hat.

Der Prozess der Fragmentation agiert nach Fahrig (2003) auf Landschaftsebene. Somit müssen Faktoren der Fragmentation auf dieser Ebene untersucht werden (McGarigal und Cushman, 2002) und keine individuellen Patch-Indizes hinzugezogen werden. Jedoch bildet die Analyse der Patch-Attribute die Basis für weiterführende Berechnungen auf Landschafts- bzw. Klassenebene. Sie führt aber unter Umständen zu unterschiedlichen Aussagen (Abb.2.1). Verschiedene Autoren haben Indizes, die Rückschlüsse auf die Konnektivität der Landschaft liefern, auf der Basis von Patches berechnet (Tischendorf und Fahrig, 2000b; Tischendorf, 2001; Moilanen und Hanski, 2001). Dies gründet darauf, dass Patch-basierte Indizes der räumlich expliziten Analyse von Patcheigenschaften auf Biodiversität (Anzures-Dadda und Manson, 2007; Brühl *et al.*, 2003; Cook *et al.*, 2002), Metapopulationen (Ovaskainen und Hanski, 2003) oder physikalische Eigenschaften der Fragmente, wie Länge der Grenzfläche, was den Einfluss von Wind oder Temperatur beschreibt (Laurance *et al.*, 2002), dienen.

Tabelle 2.2: Definitionen und Erläuterungen der drei Ebenen der Landschaftsanalyse.

Patch-Ebene	Charakterisiert räumliche Attribute einzelner Patches, sowie deren Kontext in einer Landschaft. Patch-basierte Indizes fungieren als Basis für die Berechnung von Klassen-basierten Indizes. Sie liefern räumliche explizite Resultate für jeden Patch.
Klassen-Ebene	Klassen-basierte Berechnungen, werden durch die (gewichtete) Mittelung von Patch-basierten Indexwerten generiert. Hierbei steht die Verteilung und der Anteil einer Klasse innerhalb einer Landschaft im Interesse der Untersuchung, somit wird die Fragmentation einer Klasse innerhalb einer Landschaft beschrieben. Es gibt keine räumlich expliziten Ergebnisse, außer mittels der <i>Moving Window</i> Analyse.
Landschafts-Ebene	Analysen auf Landschafts-Ebene integrieren gemittelte Werte aller Landoberflächenklassen über den gesamten Ausschnitt. Diversität der Gesamtlandschaft im Interesse der Untersuchung. Keine räumlich expliziten Ergebnisse, außer mittels <i>Moving Window</i> Analyse.

Landschaftszustände Der Faktor Habitatverlust und die daraus resultierende umgebende Matrix haben unterschiedliche Einflüsse auf die Fragmente bzw. deren Funktionalität. So hat eine Landschaft mit hohem Habitatanteil andere Effekte auf die Artenvielfalt bzw. Abundanz, als eine mit einem niedrigem Anteil. Das gleiche gilt für eine Landschaft bei der ein gradueller Übergang zwischen Matrix und Patch besteht bzw. für Landschaften mit einem starken Kontrast zwischen Patch und umgebender Matrix.

Von McIntyre und Hobbs (1999) wurden neben der intakten Landschaft ohne Habitatverlust, drei weitere Landschaftszustände definiert. Diese differieren in ihrem prozentualen Habitatanteil und dem Kontrast zwischen Patch- und Matrix-Eigenschaften (Abb. 2.2). Die mosaikierte Landschaft weist einen hohen Anteil an Habitat auf (60–90 %), bei gleichzeitig geringem Kontrast zur umgebende Matrix (Abb. 2.2a). Die potentielle weitere Modifikation einer solchen Landschaft führt zu einem erhöhten Kontrast zwischen Fragment und Matrix, sowie zur Reduktion der Habitatfläche auf unter 60 % (Abb. 2.2b). Die Reliktlandschaft stellt den Zustand einer Landschaft dar, deren Habitatanteil mit unter 10 % sehr gering ist und einen hohen Kontrast zur umgebenden Matrix aufweist (Abb. 2.2c).

Die Differenzierung einer Landschaft ergibt sich je nach der Stärke der Abweichung von der ursprünglichen Bedeckung und den ökologischen Ansprüchen einer Art, welches zu einer inakzeptablen Landschaft für eine Art führen kann (McIntyre und Barrett, 1992; McIntyre und Hobbs, 1999). Diese Unterscheidung der Landschaften wird durch die Matrix und die Fragmentattribute definiert (Cook *et al.*, 2002, 2004; Debinski, 2006; Gascon *et al.*, 1999). Aufgrund der schweren Differenzierbarkeit der Matrixeigenschaften je nach Anspruch der betrachteten Arten und des fließenden Übergangs der prozentualen Bedeckung, wird in dieser Untersuchung der Begriff *fragmentierte Landschaft* synonym für alle drei genannten Landschaftszustände verwendet. Im Folgenden wird auf einige Aspekte der Eigenschaften von fragmentierten Landschaften gesondert eingegangen.

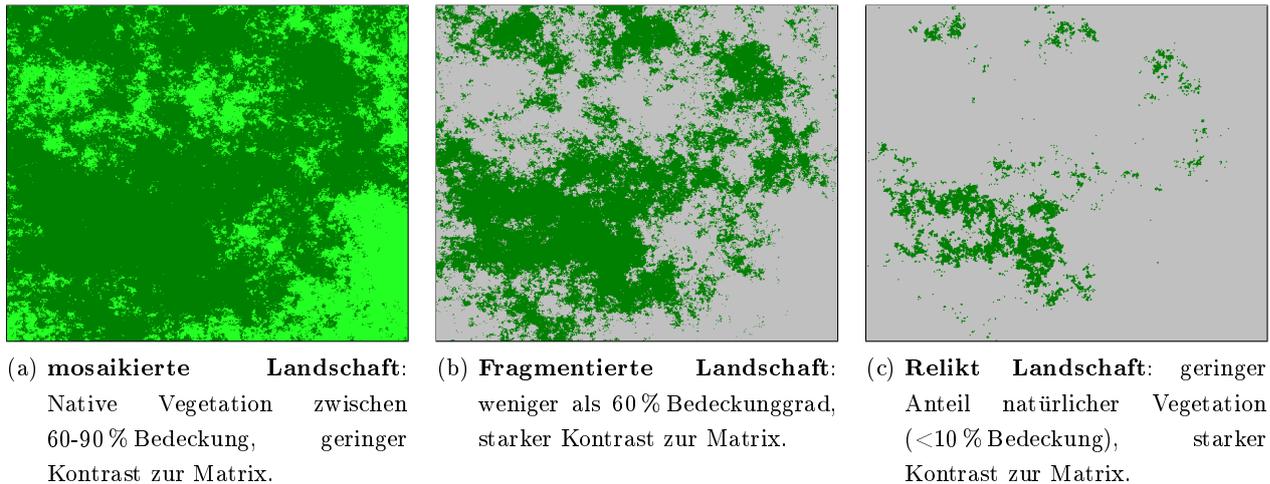


Abbildung 2.2: **Landschaftszustände**, die nach Bedeckungsgrad der nativen Vegetation (grün) und Kontrast zur umgebenden Matrix (grau, hellgrün) differieren (modifiziert nach Fischer und Lindenmayer (2007) und McIntyre und Hobbs (1999)).

Matrixeigenschaften Die Eigenschaften der Umgebung von Fragmenten, der Matrix, kann Isolations- oder Grenzeffekte entscheidend beeinflussen (Bender und Fahrig, 2005; Gascon *et al.*, 1999; Ricketts, 2001; Vasconcelos *et al.*, 2006). So haben Clerici *et al.* (2007) den Begriff der *funktionalen Größe* von geschützten Gebieten eingeführt, die nicht nur die aktuelle Größe des Gebiets beinhaltet, sondern auch die angrenzende Matrix und Mosaik von anthropogen überformten und natürlichen Gebieten. Dies zieht die potentielle Nutzung von Ressourcen für eine Art außerhalb des Patches in Betracht und kann so in die Berechnung der funktionalen Flächengröße miteinbezogen werden. Gleichfalls kann sich die Eigenschaft der Matrix auch negativ auf Fragmente auswirken. So publizierten Parks und Harcourt (2002), dass außerhalb von geschützten Gebieten Faktoren wie die menschliche Populationsdichte, einen größeren Effekt auf die Extinktionsraten von Säugern haben, als die Größe der Fragmente. Außerdem konnten sie feststellen, dass kleine Gebiete häufig in Regionen mit einer höheren Bevölkerungsdichte situiert waren und somit doppelt, durch ihre Umgebungssituation und ihre geringe Größe, gefährdet waren. Diesen starken negativen Einfluss der Matrixeigenschaften bestätigen auch Untersuchungen der Konnektivität und Funktionalität von Regenwaldfragmenten (Laurance *et al.*, 2002) oder der Migration und Existenz von Arthropoden (Collinge und Palmer, 2002; Heisswolf *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2006). Simulierte Ausbreitungsmodelle zeigten hingegen nur einen moderaten Einfluss der Matrixqualität auf die Ergebnisse (Fahrig, 2001).

Habitatverlust Der Verlust von Habitat an sich übt einen hohen, konsistent negativen Effekt auf die Biodiversität (Boswell *et al.*, 1998; Fahrig, 2003; Sih *et al.*, 2000; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002; Zaviero *et al.*, 2006), Artverteilungsmuster (Gibbs, 1998; Gurd *et al.*, 2001; Hargis *et al.*, 1998) und Populationsgrößen (Ecke *et al.*, 2006) aus. Die Effekte von Habitatverlust auf das Artvorkommen oder die Populationsgröße sind unter Umständen nicht linear, sondern folgen der Extinktions-Schwelldwert Hypothese (Bascompte und Solé, 1996; Fahrig, 2001; Flather und Bevers, 2002; Hill und Caswell, 1999; With und King, 1999), die eine exponentielle Abnahme der Populationsgröße ab einem Grenzwert voraussagt. Somit besteht das Potential eines Aussterbeereignis bereits weit vor Erreichen des vollständigen Verlusts des jeweiligen Habitats (Boswell *et al.*, 1998). Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen,

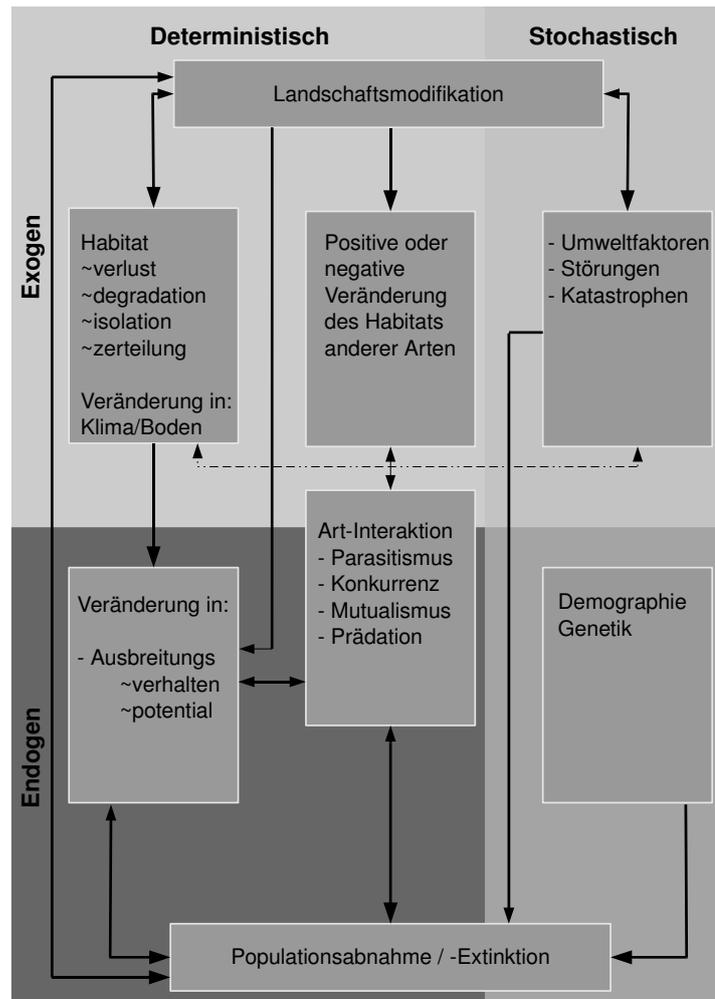


Abbildung 2.3: **Artenabhängige Gefahrenpotentiale einer fragmentierten Landschaft.** Beispiel von deterministischen und stochastischen Prozessen, sowie artspezifischen (endogen) und artunabhängigen (exogen) Prozessen, die das Potential haben, das Vorkommen einer Art zu verringern bzw. zu einem Aussterbeereignis zu führen (Modifiziert nach Fischer und Lindenmayer (2007)).

dass der Verlust von bestimmten Habitaten auch als Vergrößerung eines anderen Habitattyps gesehen werden kann (Andrén, 1994).

Der Einfluss des reinen Habitatverlustes sollte separat von dem der Habitatfragmentation untersucht werden, da die Effekte von denen der Fragmentation differieren (Caley *et al.*, 2001; Fahrig, 2003). Des Weiteren sollte beachtet werden, dass der Bedeckungsgrad eines Habitattyps in einer Landschaft mit dem Habitatverlust verwandt ist, aber nicht notwendigerweise aus diesem resultiert, da der gefundene Bedeckungsgrad keinen vorherigen Verlust erfahren haben muss (Fahrig, 2003).

Ökologische Arteigenschaften Die Untersuchung von Landschaftsmustern ohne Einbeziehung ökologischer Charakteristika einer Art, kann in irreführenden Ergebnissen resultieren (Fischer und Lindenmayer, 2007; Girvetz und Greco, 2006). Die ökologische Implikation wie Veränderung des Verhaltens einer Art, Interaktion mit anderen Arten oder stochastische Effekte auf die Population nach Modifikation der Landschaft (Abb. 2.3), muss bei der Untersuchung von Landschaftsmustern mit berücksichtigt werden (Fischer und Lindenmayer, 2007; Steffan-Dewenter und Schiele, 2008).

Ein einzelner Faktor wie die Verringerung der Habitatfläche oder die Degradation des Habitats, kann zu einer Abnahme der Populationsgröße führen (Caley *et al.*, 2001), da die Ressourcenverfügbarkeit verringert oder indirekt auch die Isolation erhöht werden kann (Abb. 2.3). Im Gegenzug kann die Verringerung des Habitats weitere Modifikationen der Landoberfläche verursachen wie Grenzeffekte durch verändertes (Mikro-)Klima oder gestiegenen anthropogenen Einfluss (Aragão *et al.*, 2008; Betts

et al., 2008a; Grimbacher *et al.*, 2008; Laurance *et al.*, 2000; Laurance und Williamson, 2001; Laurance *et al.*, 2002; Laurance und Curran, 2008; Turton und Freiburger, 1997), wodurch die Population weiter dezimiert werden kann. Dies kann zu einer interagierenden Kaskade von biotischen und abiotischen Veränderung führen (Fischer und Lindenmayer, 2007). Viele Prozesse, wie Mutualismus, Prädation und auch der Einfluss von Störungen und die Magnitude der Resilienz der Art bzw. des Ökosystems sind jedoch noch nicht für alle Arten ausreichend untersucht (Ives und Carpenter, 2008; Johnson *et al.*, 1996; Reusch *et al.*, 2005; Scheffer und Carpenter, 2003; Yodzis, 1981).

Haila (2002) betont, dass der Effekt der Landschaftsfragmentation zwischen Organismen, Habitattypen, Regionen und Entwicklungsstadien (Schooley und Wiens, 2005) unterschiedliche Resultate liefern kann. Zudem wird der Zusammenhang zwischen Landschaftsmustern aus anthropogener Sicht und aus der von unterschiedlichen Arten und deren Einfluss auf Artenvorkommen bzw. Gemeinschaftszusammensetzung, kontrovers diskutiert (Haila, 2002).

2.1.1 Fragmentation

Die Fragmentation einer Landschaft wird durch anthropogene Modifikationen wie z. B. Landwirtschaft oder Infrastruktur hervorgerufen (Jaeger, 2000). Dies führt zu Barrieren innerhalb der Landschaft und somit zur Isolation von Habitatsegmenten (Jaeger und Fahrig, 2004; Laurance *et al.*, 2004a; Roedenbeck *et al.*, 2007). Unter Umständen löst dies weitere Modifikationen der Landschaft aus, die zum vollständigen Habitatverlust führen können (Jaeger, 2000).

Hauptfaktoren der Fragmentation Die Fragmentation ist generell durch die Hauptfaktoren Habitatverlust, Verkleinerung der Patchgröße, erhöhte Anzahl von Patches und eine höhere Distanz zwischen Patches gekennzeichnet (Andrén, 1994; Fahrig, 2003), dies macht auch die Diskrepanz zu reinem Habitatverlust deutlich (Fahrig, 2003). Der Begriff Fragmentation wurde in verschiedenen Untersuchungen nicht einheitlich verwendet bzw. wurden nur einzelne der vier oben genannten Faktoren herangezogen. Dies führte folglich zu unterschiedlichen Ergebnissen bezüglich des Einflusses der Fragmentation auf Biodiversitätsmuster (Fahrig, 2003).

Die unterschiedlichen Arten der Fragmentationsprozesse werden in sechs Phasen unterteilt (Jaeger, 2000) (Abb. 2.4). Die ersten drei Stadien (Perforation, Einschnitt, Zerteilung) beschreiben das Auftreten von weiteren Landoberflächenklassen innerhalb des untersuchten Habitats, wobei die letzten drei (Isolation, Reduktion, Verlust) den Status von individuellen Fragmenten beschreiben. So stellt die Habitat-isolation (Abb. 2.4d) eine vergrößerte Distanz zwischen Habitatfragmenten nach Einführung von neuen Landoberflächenbedeckungstypen in der zwischenliegenden Matrix dar. Die Habitatreduktion (Abb. 2.4e) beschreibt die Verkleinerung eines Habitatfragments, das nach Zerteilung der Landschaft entstanden ist. Der Habitatverlust (Abb. 2.4f), der finale Verlust von Habitatpatches aus der Landschaft (Jaeger, 2000), wird als einer der globalen Hauptgründe für den Artverlust postuliert (Brooks *et al.*, 2002; Myers *et al.*, 2000). Diese unterschiedlichen Stadien können parallel auftreten oder sich gegenseitig bedingen. Sie schreiten jedoch meist voran und führen zum Verlust oder starken Beeinflussung von Habitatfragmenten (Fischer und Lindenmayer, 2007). So kann die Perforation oder Zerteilung eines Habitats zur Isolation führen und eine Reduktion in letzter Instanz zu einem Verlust. Auch kann ein durch Zerteilung induziertes Fragment, mit einer darauf folgenden Reduktion, zu einer erhöhten Isolation führen. Es ist jedoch zu beachten, dass sich diese Entwicklungen nicht zwangsläufig gegenseitig bedingen (Jaeger, 2000) und die Abgrenzung einzelner Prozesse teilweise nicht möglich ist. Das Stadi-

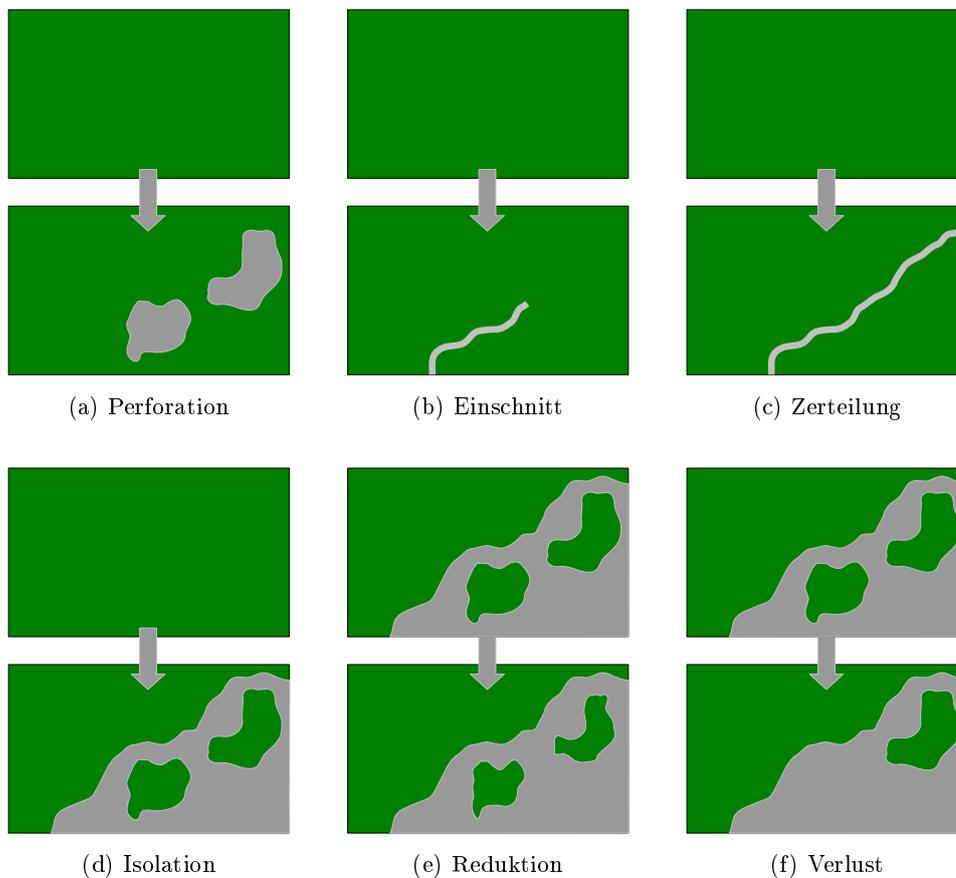


Abbildung 2.4: **Fragmentationsprozesse.** Geometrisch unterschiedliche Phasen verschiedener Fragmentationsprozesse eines Habitats (grün). Die umgebende Matrix ist in dunkelgrau, Grenzflächen in hellgrau dargestellt (modifiziert nach Bennett (2003), Forman (1995) und Jaeger (2000)).

um des reinen Habitatverlusts (Abb. 2.4f) oder -reduktion (Abb. 2.4e) sollte nicht als Fragmentation betrachtet werden, außer es wird auch die Veränderung der räumlichen Konfiguration berücksichtigt (Fahrig, 2003).

Bedeckungsgrad und Fragmentation Generell existiert ein negativer Effekt des Bedeckungsgrads des jeweiligen Habitats auf das Vorkommen von Arten, auch bei mobilen Organismen wie z.B. Vögeln (Bélisle *et al.*, 2001)). Sogar bei dieser mobilen Gruppe wird ab einem unteren Grenzwert von 10 % der Habitatbedeckung die Abnahme der Populationsgröße potenziert (Carlson, 2000). Somit ist generell ein höherer Bedeckungsgrad zur Persistenz einer Population notwendig (Fischer und Lindenmayer, 2007), wenn eine hohe Emigrationsrate existent ist (Fahrig, 2001), da sonst die Immigrationswahrscheinlichkeit von emigrierten Organismen geringer ist.

Die Interaktionen des Einflusses von Bedeckungsgrad und Fragmentation sind noch nicht eindeutig geklärt. Der Einfluss der Fragmentation wirkt sich in einigen Studien erst unterhalb eines Werts von 20-30 % Bedeckung auf das Vorkommen oder Persistenz einer Population aus (Andrén, 1994; Virgós, 2002). Diese Vorhersage (Fahrig, 1998; Flather und Bevers, 2002) ist aber empirisch noch nicht ausreichend überprüft (Fahrig, 2003). Des Weiteren nimmt unterhalb von 30 % Bedeckung der natürlichen Landbedeckung die artspezifische Konnektivität stark ab (Andrén, 1994; Fahrig, 2003). Dies kann jedoch nicht generell für alle Arten angenommen werden (Lindenmayer *et al.*, 2003). So liegt bei einigen

Säugetieren der Grenzwert bei 50 % Bedeckung, unterhalb dessen die Fragmentationsfaktoren einen weiterführenden negativen Einfluss auf die Größe und Überlebensfähigkeit von Populationen haben (Schneider, 2001).

Aufgrund des Einflusses der Quantität des Habitats in der Landschaft auf biologische Muster, sollte dieser Faktor bei einer Untersuchung der Bedeutung von Fragmentation aus einer solchen eliminiert werden (Fahrig, 2003). Die Analyse der Fragmentation in verschiedenen Untersuchungsgebieten unabhängig von der Quantität des Habitats wurde in einigen Studien untersucht, indem die Residuen von linearen Modellen eines Landschaftsindex zum Bedeckungsgrad verwendet wurden (Villard *et al.*, 1999). Kausale Rückschlüsse, welche Informationen in den Residuen analysiert werden, sind jedoch nicht möglich, sondern eliminiert nur die Kolinearität zwischen Quantität und dem jeweiligen Index (Koper *et al.*, 2007). Bei der Verwendung von künstlichen Landschaften oder der experimentellen Modifikation realer Landschaften kann der Bedeckungsgrad konstant gehalten werden, während die Konfiguration des Habitats variiert. Somit ist es nur in derartigen Untersuchungen möglich, den Effekt des Bedeckungsgrads zu eliminieren (Caley *et al.*, 2001; Collins und Barrett, 1997).

2.1.1.1 Individuelle Fragmentattribute

Die Anzahl der verschiedenen bisher publizierten Indizes ist schwer abzuschätzen. In der Literatur sind mehr als 60 zu finden (James *et al.*, 2005; McGarigal *et al.*, 2007; McGarigal und Marks, 1995; Saura und Pascual-Hortal, 2007). Diese Indizes unterscheiden sich jedoch bezüglich ihres Erklärungswerts für Biodiversitätsmuster (Fahrig, 2003).

Die Kolinearität zwischen den Indizes ist ein wichtiger Faktor, da es in Analysen zu verfälschten Ergebnissen führen kann (Graham, 2003). Außerdem kann durch das Ausschließen von kolinearen Indizes ein Mehraufwand reduziert werden. Riitters *et al.* (1995) analysierten 55 Indizes in 85 unterschiedlichen Landschaften auf ihre Kolinearität und postulierten ein Set von sechs unabhängigen Indizes (u.a. SHAPE-Index), die alle anderen Maße repräsentieren. Allerdings wurden in dieser Untersuchung Indizes unterschiedlicher Ebenen untersucht. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Indizes gehören ausschließlich der Patch-basierten Ebene an, auch wenn für einige Darstellungen die Werte der Patches zusammengefasst wurden und so klassen-basierte Aussagen getroffen wurden. Die hier verwendeten Indizes werden im Detail in Kapitel 5 erläutert. In den folgenden Abschnitten werden die wichtigsten relevanten Indizes und ihr thematischer Hintergrund, die den aktuellen Stand der Forschung widerspiegeln, dargestellt.

Größe Fragmentgröße ist kein eindeutiges Maß für die Fragmentation, da auch reiner Habitatverlust zu kleineren Patches führen kann (Fahrig, 2003). Außerdem setzt die Verwendung der Größe als Maß für Fragmentation voraus, dass auf der Landschaftsebene die Größe der Fragmente mit dem Bedeckungsgrad übereinstimmt. Dies ist zwar häufig der Fall (McCoy und Mushinsky, 1999), jedoch nicht immer und es kann ohne Korrektur auf Bedeckungsgradunterschiede zwischen Landschaften zu einer falschen Interpretation führen (Fahrig, 2003).

Generell ist das Vorhandensein von großen ungestörten Gebieten für viele Organismen vorteilhaft, worauf aufbauend postuliert wurde, dass der Verlust solcher Gebiete den Verlust von Arten begründet (Andrén, 1994; Kerr und Deguise, 2004). Dies begründet sich durch die Bedeutung der Fläche eines Patches, die für das Vorkommen einer Art wichtig ist (Harcourt und Doherty, 2005), da viele Arten bzw. deren Populationen Habitate einer bestimmte Größe benötigen (Frick *et al.*, 2008). Kleinere Patches

beherbergen zudem generell geringere Artenzahlen (Debinski und Holt, 2000). Außerdem besitzen große Gebiete meist eine hohe Habitatdiversität, diese beiden Faktoren, Größe und Habitatdiversität, sind auch mit der Phytodiversität positiv korreliert (Kallimanis *et al.*, 2008).

Dies sollte jedoch nicht als Argument gegen den Erhalt kleiner Fragmente gelten, da diese komplementäre positive Eigenschaften besitzen können (Baz und Garcia-Boyer, 1996; Laurance *et al.*, 2004b; Ovaskainen, 2002). Aber auch bei großen Fragmenten können andere Einflüsse der umgebenden Matrix, wie die Weidewirtschaft, die Etablierung von Neophyten begünstigen (Hobbs, 2001) und weitreichende Folgen haben (Foxcroft und Freitag-Ronaldson, 2007; Tabarelli und Gascon, 2005; With, 2002). Um die Ökosystemfunktionen einer Landschaft zu stärken bzw. wiederherzustellen wird vorgeschlagen, dass große Patches natürlicher Vegetation erhalten bleiben bzw. wiederhergestellt werden müssen (Fischer und Lindenmayer, 2007). Dies wird jedoch innerhalb der *Single Large or Several Small* (SLOSS) Theorien stark diskutiert (Ovaskainen, 2002). Diese, sowie die Inselbiogeographie-Theorie wird im Folgenden weiter erläutert.

Arten-Areal Beziehungen Der Einfluss der Flächengröße von Patches auf die Diversität wurde bereits ausführlich mit der Arten-Areal Beziehung in der Inselbiogeographie Theorie und in deren Weiterentwicklungen bzw. Adaptionen auf terrestrische Systeme behandelt (Arrhenius, 1921; Brown und Lomolino, 2000; Laurance, 2008; MacArthur und Wilson, 1967; Rosenzweig, 1995; Tjørve, 2003).

In der ursprünglichen Inselbiogeographie Theorie von MacArthur und Wilson (1967) wurde postuliert, dass die Größe eines Patches, sowie die Nähe zum Festland, für die Persistenz vieler Arten und somit der Diversität von großer Bedeutung sind (Brown und Lomolino, 2000; Cook *et al.*, 2002; Lomolino, 2000a,b; Lomolino und Weiser, 2001; Haila, 2002).

Die Übertragung der Inselbiogeographie Theorie auf terrestrische Systeme ist umstritten, da es für diese Systeme kein äquivalentes der Theorie entsprechendes Festland gibt und auch keine homogen ungeeignete Umgebung. Vielmehr existiert ein Konglomerat von Fragmenten mit einer sie umgebenden heterogenen Matrix, die unterschiedliche Eigenschaften für unterschiedliche Arten aufweist. Somit kann die funktionale Größe von Fragmenten größer sein und die Distanzen zu einem Festland bzw. *source* Patch nicht eindeutig ermittelt werden. Des Weiteren sind im terrestrischen System, deren Insel durch Habitatverlust entstanden sind, Grenzeffekte zu berücksichtigen (Pimm, 1998), wobei der Verlust an Arten in kleinen, isolierten Fragmenten nicht mehr kontrovers diskutiert wird (Pimm, 1998). Der Effekt ist aber je nach Tiergruppe unterschiedlich, da die umgebende terrestrische Landschaft heterogene Eigenschaften aufweist und aufgrund einer zwischen Arten differierenden Perzeption der umgebenden Matrix zu unterschiedlichen Konnektivitätseigenschaften führt (Lindenmayer *et al.*, 2003). Die Diversität von Primaten konnte nicht durch die Isolation (Distanz zum Hauptwaldpatch) oder dem Alter von Fragmenten erklärt werden, jedoch durch deren Größe. Hier nahm die Diversität linear mit der Fläche zu (Harcourt und Doherty, 2005). Der positive Einfluss der Fläche konnte auch für Vögel gefunden werden (Boulinier *et al.*, 2001). Jedoch muss der Einfluss der Patchgröße auf die Reproduktion von Vögeln nicht kausal zusammenhängen, da ein Effekt auch durch eine erhöhte Prädatorenabundanz in der umgebende Matrix besteht (Fahrig, 2003; Rodríguez *et al.*, 2001).

Pimm und Raven (2000) nutzen die Arten-Areal Beziehung um potentielle Extinktionsraten aufzuzeigen, die von dem Szenario des sofortigen Schutzes aller *hotspots* über das Szenario des Schutzes bereits geschützter *hotspots* bis hin zu einem Szenario welches keiner Veränderung des Schutzes beinhaltet, drastisch ansteigen.

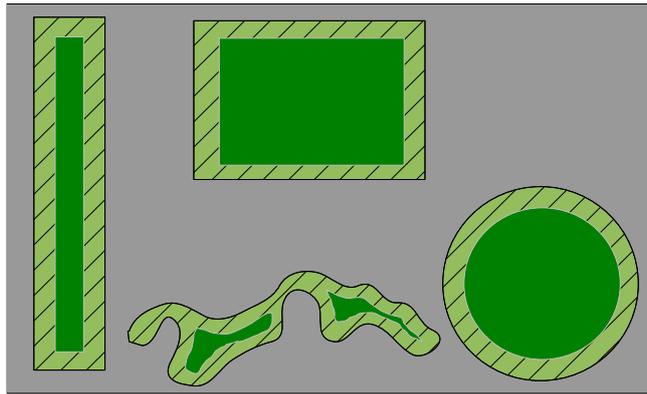


Abbildung 2.5: **Beispiel verschiedener Kernzonen Szenarien.** Beispiele der Größe von Kernzonen je nach Form des Fragments. (Dunkelgrün: Kernzone, hellgrün-schraffiert: Grenzflächen, grau: umgebende Matrix).

SLOSS Die *Single Large or Several Small* (SLOSS) Debatte dreht sich um die Frage, ob viele kleine oder ein großer Patch für den Erhalt von Arten günstiger sind. Dies ist besonders häufig im Kontext von Naturschutzgebieten diskutiert worden (Shafer, 2001). Es konnte aber noch kein Konsens gefunden werden (Ovaskainen, 2002), da bisher nur wenige aussagekräftige Feldexperimente durchgeführt wurden (Laurance *et al.*, 2004b). Im Kontext der Inselbiogeographie Theorie (MacArthur und Wilson, 1967) ist ein großes Fragment zu bevorzugen, da in diesem mehr Arten überleben können als in vielen kleinen Fragmenten mit der gleichen Gesamtgröße. Jedoch wurde hierbei die Metapopulationsdynamik außer Acht gelassen (Ovaskainen, 2002), die lokale Extinktionsereignisse in einzelnen Fragmenten durch wiederholte Immigration kompensieren kann. Die reine Größe eines Gebiets ist hierbei nicht immer der einzige ausschlaggebende Faktor, sondern auch ökologische Einflussfaktoren, die zwischen Arten differieren (Debinski und Holt, 2000; Roberge und Angelstam, 2004). Kallimanis *et al.* (2005) schlugen einen Mittelweg vor, der weder nur große noch nur kleine Patches als optimal ansieht, wobei er jedoch betonte, dass günstige räumliche Anordnungen von Patches den negativen Effekt des Habitatverlusts in keinem Fall kompensieren können. Des Weiteren müssen die Eigenschaften der umgebenden Matrix berücksichtigt werden. Dies macht den alleinigen Fokus auf die Größe der Patches obsolet (Haila, 2002; Manning *et al.*, 2004).

Form Ein weiterer großer Effekt auf die Biodiversität neben der Größe oder Verbundenheit der Patches hat die Form der Fragmente, die die Länge der Grenzflächen zur umgebenden Matrix beeinflusst und somit auch für Grenzeffekte verantwortlich ist (Collinge und Palmer, 2002; Kunin, 1997). Grenzeffekte beeinflussen die Gemeinschaftszusammensetzung oder das Vorkommen bestimmter Arten (Meyer *et al.*, 2008). Diese können negativer (Laurance, 2000a; Woodroffe und Ginsberg, 1998) oder positiver bis hin zu neutraler Art sein (Bélisle *et al.*, 2001; Schlaepfer und Gavin, 2001; Tubelis *et al.*, 2004; Yahner, 1988). Für einige Arten können diese auch anhand von ökologischen Informationen vorausgesagt werden (Ries und Sisk, 2004). Unabhängig von der Art der Beeinflussung unterstützen verschiedenen Faktoren, wie höhere Temperaturen oder Windgeschwindigkeiten an den Grenzflächen, die Ausweitung und Magnitude von Grenzeffekten (Harper *et al.*, 2005). So können sich nach Pimm (1998) Grenzeffekte in einem bis zu 300 m breiten Randbereich von Waldfragmenten auswirken. Jedoch differieren Grenzeffekte zwischen untersuchten Arten und der Art der Veränderungen außerhalb des Fragments, die dadurch von 100 m bis einigen Kilometern reichen können (Curran *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 1997). Dies reduziert auch die Größe eines Gebiets auf eine Kernzone, was je nach Form unterschiedliche schwerwiegende Auswirkungen hat (Abb. 2.5). Fragmente, die eine komplexe Form haben, sind durch Grenzeffekte stärker betroffen und besitzen eine geringere ungestörte Fläche (Kernzone), als Flächen,

Tabelle 2.3: **Begriffsklärung: Konnektivität.** Differenzierung des Begriffs der Konnektivität, welcher je nach Autor unterschiedlich definiert wird (modifiziert nach Fischer und Lindenmayer (2007))

Habitat–Konnektivität

Berücksichtigt die **artspezifischen** Ansprüche an die Verbundenheit von Habitaten. Kann auf Patch-Ebene (Moilanen und Hanski, 2001) oder Landschafts-Ebene (Hanski und Ovaskainen, 2000) für einzelne Arten untersucht werden.

Landschafts–Konnektivität

Verbundenheit einer Landschaft basierend auf strukturellen Indizes, die auf einer **anthropogen definierten** Landoberfläche angewandt werden. Der Begriff *Landschaft* wurde von Fischer und Lindenmayer (2007) als anthropogen definiert.

Ökologische Konnektivität

Verbundenheit von **ökologischen Prozessen** über verschiedene Skalen oder trophische Ebenen.

die eine geringere Fläche zu Umfang Ratio besitzen. Komplexe Fragmentformen führen desweiteren zu einer höheren Wahrscheinlichkeit, dass Organismen den Patch verlassen. Ihre dadurch resultierende längere Aufenthaltszeit in der umgebende Matrix führt zu einer höheren Mortalitäts- und niedrigeren Reproduktionsrate (Fahrig, 2002). Hierbei kann die Form eines Fragments auch die Immigrationswahrscheinlichkeit erhöhen, wenn es länglich ist und perpendicular zur Bewegungsrichtung liegt. Jedoch ist die Magnitude des Einflusses der Form wiederum abhängig vom Habitat-Matrix Kontrast (Collinge und Palmer, 2002).

2.1.1.2 Kontextabhängige Fragmentattribute

Konnektivität Aufgrund der fortschreitenden Fragmentierung von natürlichen Habitaten ist die Analyse der Konnektivität zwischen Habitaten zu einem Kernthema im Kontext des Schutzes von Biodiversität geworden (Haila, 2002; Taylor *et al.*, 1993a). Die Konnektivität, welche als die Verbundenheit von Fragmenten und somit als Antonym des Begriffs Isolation definiert wird, beeinflusst nicht nur die Dynamik von Metapopulationen (*Rescue Effect*, Rekolonisierung), sondern auch die genetische Komponente, wie die Reduktion der genetischen Vielfalt (*inbreeding depression*) (Hanski und Ovaskainen, 2000; Vuilleumier und Perrin, 2006). Besonders in tropischen Systemen, deren Regenerationsfähigkeit limitiert ist (Turner *et al.*, 1994), ist die Aufrechterhaltung der Konnektivität von besonderem Interesse um den Einfluss von Habitatverlust teilweise zu kompensieren. Es wird angenommen, dass durch die Aufrechterhaltung der Konnektivität die persistierende Migration zwischen Patches die Extinktionsrate verlangsamt, da sonst bei einem vollkommenen Verlust der Konnektivität die Extinktion schneller vonstatten geht, als die Verbundenheit wieder herzustellen ist (Laurance und Gascon, 1997). Somit sind Analysen des aktuellen Zustands und der potentiellen Veränderung einer Landschaft bzw. ihrer Fragmente bezüglich ihrer Konnektivität von großem Interesse.

Generell beschreibt die Isolation eines Patches den Mangel an Habitaten in der Umgebung des beobachteten Patches (Fahrig, 2003), wobei die genaue Definition des Begriffs Konnektivität jedoch umstritten ist (Moilanen und Hanski, 2001; Tischendorf und Fahrig, 2001). Tischendorf und Fahrig

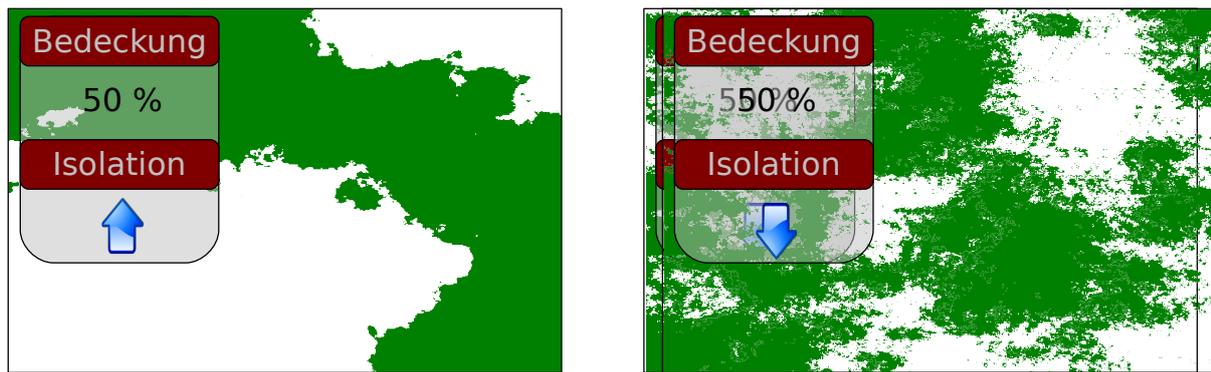
(2000b) definierten den Begriff als Landschaftsattribut, welches von individuellen Artenmigrationsraten und der Landbedeckung abgeleitet wird, wogegen Moilanen und Hanski (2001) Konnektivität als Attribut individueller Patches in einem Metapopulationskontext annehmen.

In der Literatur werden des Weiteren zwei Arten der Konnektivität unterschieden. Taylor *et al.* (2006) differenzieren zwischen struktureller und funktionaler Konnektivität. Strukturelle Konnektivität beschreibt nur die geometrischen Beziehungen von Patches zueinander, wobei sie das Verhalten von Organismen außer Acht lässt. Die funktionale Konnektivität dagegen bezieht das Verhalten der Organismen, sowie die Eigenschaften der Matrix oder Korridore mit ein (Uezu *et al.*, 2005). Eine Unterscheidung zwischen diesen beiden Formen ist nicht trivial, da eine strukturelle Konnektivität nicht zwangsläufig eine funktionale bedingt. So ist ein Korridor unter Umständen strukturell vorhanden, jedoch nicht funktional, da der Organismus diese Struktur nicht nutzt, weil er z. B. zu schmal ist. Umgekehrt kann die Konnektivität auch funktional aber nicht strukturell gegeben sein, da aufgrund der Toleranzschwelle einer Art eine Landbedeckungsklasse als Trittstein genutzt werden kann, obwohl sie eigentlich suboptimale Eigenschaften für diese Art besitzt (Taylor *et al.*, 2006). Untersuchungen konnten unterschiedliche Effekte der Isolation je nach Charakteristika der umgebenden Matrix feststellen (Ricketts, 2001). Es konnte sogar nachgewiesen werden, dass bereits Einschnitte zwischen Habitaten, die kleiner als 100 m waren, die funktionale Konnektivität für einige Arten deutlich verminderten (Laurance *et al.*, 2002).

Fischer und Lindenmayer (2007) unterteilten Konnektivität in drei Gruppen (Tab. 2.3), die sich durch unterschiedliche Arten der Perzeption von Konnektivität unterscheiden. Die ökologische Konnektivität bezeichnet die Verbundenheit von ökologischen Prozessen auf verschiedenen Ebenen, wogegen die Landschafts-Konnektivität die strukturelle Verbundenheit von Vegetationsbedeckung in einer anthropogen perzeptierten Landschaft beschreibt. Die Habitatkonnektivität ist artspezifisch und beschreibt die Verbundenheit auf Landschafts- oder Habitatebene der jeweiligen Art. Diese drei Gruppen der Konnektivität sind jedoch teilweise schwer zu differenzieren. So können Indizes der Landschaftskonnektivität auch Teil der Habitatkonnektivität für einzelne Arten sein (Fischer und Lindenmayer, 2007), da Habitatfragmente durch ihre Funktion als Trittsteine oder Korridore zur verbesserten Landschaftskonnektivität beitragen. Auch können unter bestimmten Umständen die Landschaftskonnektivität und die ökologische Konnektivität übereinstimmen, wenn z. B. durch Korridore die Verbundenheit und dadurch auch die Ausbreitungsfähigkeit z. B. von Samen erhöht ist (Fischer und Lindenmayer, 2007).

Die Begriffe Korridor, Trittstein und Mosaik werden hierbei oft im gleichen Kontext verwendet, unterscheiden sich jedoch bezüglich ihrer Funktion bzw. Anordnung (Vogt *et al.*, 2007). Korridore sind längliche Patches, die zwei Habitatfragmente verbinden, wogegen Trittsteine kleine Patches des gleichen Typs sind, die als Verbindung zwischen den Fragmenten dienen, aber nicht verbunden sind. Mosaik dagegen sind eine lose Anordnung von Habitatfragmenten, die sich untereinander nicht signifikant in ihrer Größe unterscheiden. Bennett (2003) betonte, dass Konnektivität der Überbegriff für die Funktion von Korridoren, Trittsteinen und Mosaiken ist.

Konnektivitätsindizes sollten bestimmte Landschaftsattribute wiedergeben bzw. sensitiv auf unterschiedliche Landschaftsmodifikationen sein. Saura und Pascual-Hortal (2007) definierten für optimale Indizes, dass (1) ansteigende Habitatzerstückelung nicht zu einer höheren Konnektivität führt, (2) eine Landschaft mit nur einem Patch keinen großen Isolationswert aufweist und (3) Konnektivitätsindizes nicht insensitiv auf den Verlust eines einzelnen isolierten oder verbundenen Fragments reagieren. Diese Ansprüche werden jedoch von einigen Indizes nicht erfüllt, wie im Falle der Distanz zum 1. Eukli-



(a) 50 % Bedeckungsgrad, geringe Zerstückelung

(b) 50 % Bedeckungsgrad, hohe Zerstückelung

Abbildung 2.6: **Landschaftscharakteristika.** Landschaften, die bezüglich ihres Bedeckungsgrad übereinstimmen, jedoch nicht bezüglich ihrer räumlichen Anordnung. Abb. 2.6a hat eine niedrigere Isolation auf der Landschaftsebene (niedrige Distanz zum 1. ENN bzw. höhere Immigrationsrate) im Gegensatz zu Abb. 2.6b.

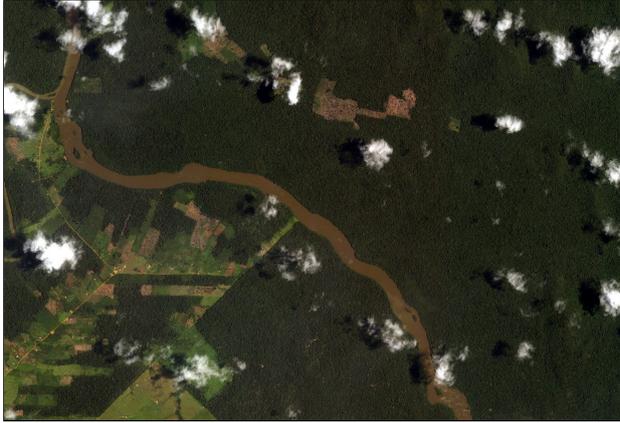
dischen Nächsten Nachbarn (ENN) zwischen Fragmenten (Saura und Pascual-Hortal, 2007). Werden zwei Landschaften mit gleichem Bedeckungsgrad bezüglich ihrer Konnektivität analysiert (Abb. 2.6), so ist die Distanz zum 1. ENN niedriger in einer Landschaft mit vielen kleinen, als in einer mit wenigen großen Patches (Fahrig, 2003). Dieses Resultat ist ökologisch gesehen irreführend, da die höhere Konnektivität bessere ökologische Bedingungen andeutet, die jedoch aufgrund von z. B. zu geringen Fragmentgrößen nicht gegeben sind. Hierbei spielen ökologische Ansprüche und die Ausbreitungsfähigkeit der jeweiligen Art auch eine Rolle, jedoch ist in dieser Arbeit die verlässliche und nachvollziehbare Ableitung von Maßzahlen der räumlichen Anordnungen von Fragmenten im Fokus.

Die Verwendung unterschiedlicher Indizes führt bei der Ableitung der Konnektivität zu unterschiedlichen Ergebnissen. So haben Bender *et al.* (2003) verschiedene Isolationsmaße bei variierenden Faktoren wie Bedeckungsgrad, Form oder Größe der Fragmente untersucht und mit Immigrationsraten korreliert. Hierbei haben etablierte Maße wie die Distanz zum 1. ENN schlechtere Ergebnisse erzielt, als Maße, wie Gesamtfläche von Habitaten in einem definierten Radius.

Die Untersuchung und Verbesserung der Konnektivität ist wie oben aufgeführt, im Fokus der Forschung, da sie den langfristigen Biodiversitätsverlust minimieren soll. Jedoch war der zu erwartende negative Zusammenhang zwischen Isolation und Artenreichtum (Rukke, 2000; Virgós, 2002) nicht in allen Fällen gegeben (Harcourt und Doherty, 2005). Theoretische Ausbreitungsmodelle haben aber einen negativen Effekt der Isolation auf Migrationsraten zwischen Patches bestätigt (Bender und Fahrig, 2005; Tischendorf *et al.*, 2003). Grundsätzlich ist zu postulieren, dass für eine Analyse des Zustandes einer Landschaft bzw. eines Fragments die Art der Konnektivität und die Methodik ihrer Herleitung wichtig sind, um potentielle Effekte der Habitatfragmentation voraussagen zu können.

2.2 Fernerkundung in der Biodiversitätsforschung

Für ökologische Fragestellungen sind eine Vielzahl von räumlichen Informationen unerlässlich, die durch Geländeaufnahmen alleine nicht ableitbar sind (Aplin, 2005). Fernerkundungsdaten können unterschiedliche flächendeckende Informationen der Landbedeckung auf unterschiedlichen räumlichen



(a) Ikonos, 16.01.2002, Amazonien, Brasilien



(b) Landsat 7/ETM+, 18.05.2002, Sumatra, Indonesien



(c) Terra-MODIS, 08.08.2006, Matto Grosso, Brasilien

Abbildung 2.7: Detektion von Entwaldung am Beispiel von drei unterschiedlichen Datensätzen.

Auflösungen liefern (Abb. 2.7), die für diverse ökologische Fragestellungen relevant sind. So können Informationen zur Erstreckung von Feuchtgebieten (Ozesmi und Bauer, 2002), Vegetationstypen (Westman, 1987), oder -indizes (Gilabert *et al.*, 2002; Qi *et al.*, 1994) oder biophysikalischen Parametern wie dem *Leaf Area Index* (LAI) (Plummer, 2000; Turner *et al.*, 2003) abgeleitet werden, die ihm Kontext von Habitateignungsmodellen von Interesse sind (Debeljak *et al.*, 2001; Stickler und Southworth, 2008). Ferner lassen sich Kenntnisse über den urbanen Raum gewinnen, wie deren Bebauungsdichte (Esch *et al.*, in revision 2009) oder räumliche Struktur (Herold *et al.*, 2002; Taubenböck *et al.*, 2008) und für ökologische Fragestellungen anwenden. Die Urbanisierung der Landschaft hat Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen (Alberti, 2005), die räumliche Anordnung der natürlichen Landbedeckung (Gardner und Urban, 2007) und somit auf die Verbundenheit von Habitaten (Bierwagen, 2007a), was wiederum Implikationen auf das Migrationsverhalten von Arten hat (Eigenbrod *et al.*, 2008; Laurance *et al.*, 2004a). Die temporal kontinuierliche Verfügbarkeit von einigen fernerkundlichen Datensätzen liefert außerdem Informationen bezüglich der Landoberfläche und deren Änderungen für die Analyse der Dynamik von Biodiversitätsmustern (Pereira und Cooper, 2006).

Des Weiteren lassen großräumige fernerkundliche Analysen der Landbedeckung Rückschlüsse auf andere Systeme zu. So sind Rückkopplungseffekte zwischen Deforestation und Klimawandel (Primack und Corlett, 2006) von besonderem Interesse, da sie regionale Klimaereignisse wie Dürren oder globale Effekte wie CO₂-Emissionen maßgeblich beeinflussen (Achard *et al.*, 2007; Aragão *et al.*, 2008) und so auch Einfluss auf Biodiversitätsmuster nehmen.

Zur Ableitung von Artenreichtum, -verbreitung oder -zusammensetzung ist die Verwendung von

Fernerkundungsdaten jedoch nur begrenzt möglich (Foody und Cutler, 2006), da nur selten das Vorkommen einer Art direkt gemessen werden kann, sondern nur Indikatoren, die das Vorkommen einer Art wahrscheinlich machen. Diese Faktoren können die oben beschriebenen sein oder auch z. B. Topographie (Coblentz und Riitters, 2004). Jedoch sollten hierbei biotische Interaktionen nicht außer Acht gelassen werden, da diese die Verbreitung von Arten massgeblich beeinflussen (Bourski und Forstmeier, 2000; Hirzel und Lay, 2008; Travis *et al.*, 2005).

Die zur Verfügung stehenden Archive fernerkundlicher Daten, wie z. B. von den Aufnahmesystemen NOAA-AVHRR, Terra-/Aqua-MODIS oder Landsat (MSS, TM, ETM+) liefern hierbei Informationen über zurückliegende Veränderungen der Landoberfläche. Diese Datensätze sind entweder in geringer temporaler und hoher räumlicher Auflösung (z. B. Landsat) oder zeitlich hoher und räumlich grober Auflösung (z. B. MODIS) verfügbar. Diese verschiedenen Arten von Datensätzen lassen unterschiedliche Untersuchungen bezüglich Biodiversität zu und machen grundsätzlich die Untersuchung des Einflusses von zurückliegenden Ereignissen auf aktuelle Biodiversitätsmuster möglich. Die Nutzung von Daten unterschiedlicher Auflösungen ist jedoch abhängig von der Fragestellung (Andréfouët *et al.*, 2002; Asner *et al.*, 2003). Die Verfügbarkeit von höchstauflösenden Daten durch Ikonos (1999, Zanoni und Goward (2003)), QuickBird (2001) und OrbView-3 (2003) ermöglichen räumlich detaillierte, aber nicht flächendeckende wissenschaftliche Analysen der Erdoberfläche (Birk *et al.*, 2003; Colombo *et al.*, 2003), da das Datenvolumen zu hoch wäre. Die räumliche Auflösung dieser Daten (multispektral ca. 4 m, panchromatisch ca. 1 m) lässt sich besser mit der räumlichen Auflösung von vielen *in-situ* Aufnahmen in Verbindung bringen, als mit einer Auflösung von 250 m oder mehr. Diese höchstauflösenden Daten können somit besser auf ökologische Fragestellungen angewandt werden (Goward *et al.*, 2003). Andere verfügbare hochauflösende Daten, z. B. von RapidEye, stellen auch multitemporale Datensätze zur Verfügung, was eine hochauflösende Differenzierung von phänologisch unterschiedlichen Gebieten ermöglichen wird, wie es bereits mit MODIS auf grober Auflösung durchgeführt wird (Zhang *et al.*, 2003).

Untersuchung der Landbedeckung Fernerkundliche Daten liefern kosteneffektiv Informationen über Ökosystem-Charakteristika (Teder *et al.*, 2007). Beispielsweise wäre eine Quantifizierung der globalen Entwaldung ohne Fernerkundungsdaten nicht zu gewährleisten. Somit ist die Anwendung von Fernerkundung in Verbindung mit *in situ* Messungen zum Trainieren und Validieren ein wichtiger Bestandteil der Beschreibung der Landbedeckung und spezifischer Analysen, wie der Abschätzung des Waldverlusts (Achard *et al.*, 2007; Kerr und Ostrovsky, 2003). Die fernerkundlichen Daten, wie von NOAA AVHRR, SPOT4-VEGETATION oder Landsat geliefert, haben eine verlässliche Abschätzung der Deforestationsraten möglich gemacht, die zwischen den Kontinenten variiert aber generell zwischen 0.7-4.9 $\frac{10^6 \text{ ha}}{\text{Jahr}}$ (1990-1997) liegt (Achard *et al.*, 2002). Beispielsweise fanden regionale Untersuchungen im Kongobecken jährliche Deforestationsraten von 1 % (Hansen *et al.*, 2008) und 0.2 % (Duveiller *et al.*, 2008) zwischen 1990 und 2000. Bei derartigen Untersuchungen spielt die räumliche Auflösung als Fehlerquelle eine wichtige Rolle, da eine 90 % ige Genauigkeit der Entwaldung nur für Flächen größer als 15 Hektar (Bucha und Stibig, 2008) bei einer räumlichen Auflösung von 250 m angegeben werden kann, wobei andere Autoren eine Fläche von 50 Hektar (Jin und Sader, 2005) postulieren.

Somit bestimmt die Größe des zu untersuchenden Gebiets und die zur Verfügung stehende räumliche Auflösung der Daten die potentiell zu detektierende thematische Auflösung der Landoberflächentypen. So können auf kontinentaler bzw. globaler Skala NOAA AVHRR oder MODIS verwendet werden, um

die Landbedeckung abzuleiten (Strand *et al.*, 2007), wogegen höher aufgelöste Daten wie Landsat, ASTER oder IRS kleinräumiger und detaillierter verschiedene Landoberflächentypen wie z. B. unterschiedliche landwirtschaftliche Anbauflächen differenzieren können (Oetter *et al.*, 2000). Für globale Anwendungen sind diese Daten jedoch schlecht geeignet, da ihre Verarbeitung zur Zeit noch sehr arbeits- und kostenintensiv ist.

Fernerkundung für Artenverbreitungsanalysen Der Schutz der Biodiversität ist ein globales Ziel (Balmford *et al.*, 2005; Wilson, 1988), welches den Erhalt und die Untersuchung von Populationen, Gemeinschaften und Habitaten beinhaltet und zu dem die Fernerkundung beitragen kann (Strand *et al.*, 2007). Hierbei werden zwei Ansätze verfolgt: zum einen die direkte Erfassung von Individuen oder Gemeinschaften und zum anderen die Ableitung von Umweltparametern für die Vorhersage von Artenverbreitungen (Nagendra, 2001; Strand *et al.*, 2007; Turner *et al.*, 2003). Der direkte Ansatz der Analyse von Individuen oder Gemeinschaften mittels Fernerkundungsdaten ist zur Zeit noch auf räumlich begrenzte Untersuchungsgebiete und Arten beschränkt, wird jedoch durch die Entwicklungen bzw. Verfügbarkeit neuer Sensoren auf verschiedenen Plattformen, wie Sentinel, GeoEye oder RapidEye-Satellitenflotte und neuer Methoden in Zukunft eine Rolle spielen (Strand *et al.*, 2007; Turner *et al.*, 2003). Der indirekte Ansatz leitet relevante Umweltparameter ab, die mit biologischen Daten verschnitten, räumliche Vorhersagen ermöglichen (Elith *et al.*, 2006; Kerr und Ostrovsky, 2003).

Die räumliche Modellierung der Artenverbreitung mit fernerkundlichen Daten wurde in verschiedenen Regionen und mit unterschiedlichen Arten bereits erfolgreich durchgeführt (Barthlott *et al.*, 1999; Elith *et al.*, 2006; Lehmann *et al.*, 2002, 2003; Phillips *et al.*, 2006b; Raxworthy *et al.*, 2003; Zaniewski *et al.*, 2002). Hierfür wurden neben anderen Umweltvariablen, wie Klima (Hijmans und Graham, 2006), Niederschlagsregime (Lehmann *et al.*, 2002), Höhenattribute (Coblentz und Riitters, 2004) oder der Veränderung der Temperatur mit der Höhe (Williams *et al.*, 2003), auch fernerkundliche Parameter, wie Vegetationsindizes (Reed *et al.*, 1994; Verlinden und Masogo, 1997) oder zeitliche (Viña *et al.*, 2008) und räumliche (Estes *et al.*, 2008; Fjeldså *et al.*, 1997; Ray *et al.*, 2002) Charakteristika der Landoberfläche verwendet. Diese Analysen lassen Aussagen über die potentielle Verbreitung verschiedener Arten zu, wie z. B. potentiell zukünftig zur Verfügung stehende Gebiete, die trotz z. B. Deforestation (Kinnaird *et al.*, 2003; Loucks *et al.*, 2003; McShea *et al.*, 1999) oder Klimawandel (Williams *et al.*, 2003) das Überleben einer Art gewährleisten. So wurde z. B. die Bedrohung des Vorkommens verschiedener Vogel- (Senapathi *et al.*, 2007) oder Säugerarten (Kinnaird *et al.*, 2003) durch Habitatzerstörung und Fragmentation bereits mit Hilfe von Fernerkundungsdaten ermittelt. Nach Vorhersagen von Kinnaird *et al.* (2003) werden 2010 in Indien nur noch 20 % des Habitats für Tiger vorhanden sein und, unter Berücksichtigung von Grenzeffekten und der Analyse der Kernzone, nur 0.5 % des Habitats für Elefanten. Mittels Fernerkundungs- und GIS-Daten konnten Leimgruber *et al.* (2003) im asiatischen Raum mehrere Gebiete mit dem Potential für den Schutz von Elefanten designieren.

Limitierungen der fernerkundlichen Analyseverfahren Verschiedene potentielle Fehlerquellen auf Seiten der Fernerkundung müssen berücksichtigt werden, wie die räumliche, spektrale oder zeitliche Auflösung, die nicht zwangsläufig mit der Ökologie des jeweiligen Organismus übereinstimmen (Nagendra, 2001; Rocchini, 2007) bzw. nicht adäquat für die Vorhersage von potentiellen Habitaten ist (Kerr und Ostrovsky, 2003). Beispielhaft liefert das hyperspektrale System CHRIS-Proba höher aufgelöste spektrale Informationen als multispektrale Daten, was feine Unterschiede zwischen Arten oder

z. B. pedochemischen Eigenschaften erkennen lässt (Aplin, 2005). Neue Systeme, wie RapidEye oder EnMAP werden bessere Kombinationen von zeitlicher, räumlicher und spektraler Auflösung liefern und somit ökologisch adäquatere Datenanalysen ermöglichen, da sie räumlich und spektrale Auflösungen liefern, die die Differenzierung der Landoberfläche thematisch und räumlich verbessern. Somit können unterschiedliche Vegetationsgemeinschaften besser unterschieden und auch kleinräumige Veränderung detektiert werden, die relevant für z. B. Ameisen oder Termiten sind (Wegmann, 2004; Wegmann *et al.*, 2004a,b).

Für die besonders gefährdeten Systeme der Tropen besteht des Weiteren das Problem, dass sie über lange Zeiträume eine geschlossene Wolkendecke besitzen. Dies verhindert bzw. erschwert die Verwendung von optischen Sensoren, da sie gegenüber passiven Sensoren den Nachteil haben, bei Wolkenbedeckung keine bzw. bei einem hohen Aerosolanteil qualitativ schlechtere Daten zu liefern, was die Ableitung des Zustandes oder der Ausdehnung von z. B. Regenwäldern erschwert (Hansen *et al.*, 2008). Die Nutzung von Radardaten kann in diesen Gebieten weiterführende Ergebnisse liefern, die größtenteils unabhängig von meteorologischen Einflüssen sind (Fuller, 2006; Peter *et al.*, 2006; Rosenqvist *et al.*, 2000).

Fernerkundungsdaten und GIS-Informationen werden in räumlichen Vorhersagemodellen genutzt, deren Verwendung wiederum *in situ* Aufnahmen benötigt und tiefgehende Kenntnisse über die Methodik der Modelle und die ökologischen Ansprüche der untersuchten Art voraussetzt (Turner *et al.*, 2003). Diese liegen jedoch teilweise nicht detailliert genug vor. So wird bei der Vorhersage von Arten die Nutzung aller vorhandenen Habitatfragmente durch die jeweilige Art angenommen, was jedoch unter anderem bei Metapopulationen nicht der Fall ist (Saveraid *et al.*, 2001; Kerr und Ostrovsky, 2003). Somit können Modelle, die Satellitendaten als Eingangsparameter nutzen, ohne ökologisches Hintergrundwissen die räumliche Vorhersage einer Art über- oder unterschätzen.

2.3 Synopsis

Die Analyse der Qualität der Landoberfläche, sowie ihrer räumlichen Attribute sind von großer Bedeutung für den Schutz der Biodiversität. Die Faktoren Habitatverlust und Fragmentation tragen signifikant zum Verlust von Biodiversität bei und verändern auch andere Umweltfaktoren. Die Beantwortung unterschiedlicher Fragen für die umfassende Analyse der Biodiversität, wie etwa die Frage nach dem adäquaten Habitat einer Art, nach deren Toleranz gegenüber der Matrix oder Isolation, benötigt eine interdisziplinäre Zusammenarbeit. Durch den stetig ansteigenden Biodiversitätsverlust besteht ein hoher Zeitdruck für die Entwicklung neuer Methoden und die Zusammenarbeit verschiedener Disziplinen (Turner *et al.*, 2003). Die Weiterentwicklung von GIS und Fernerkundung ist besonders in Bezug auf biologische Fragestellungen von besonderer Bedeutung, da die Auswirkungen von Habitatfragmentation unter Umständen erst nach einer zeitlichen Verzögerung sichtbar werden (Fischer und Lindenmayer, 2007), so z. B. bei Arten, die durch einen langsamen Lebenszyklus charakterisiert sind (Turner *et al.*, 1994). Durch die Verfügbarkeit von Satellitendatenarchiven können zurückliegende Fragmentationsereignisse erfasst und mit rezenten biologischen Daten analysiert werden. Die Fortschritte in der Fernerkundung und Biodiversitätsforschung sind für sich allein genommen aufschlussreich, aber wie Kerr und Ostrovsky (2003) betonen, ist nur durch die Zusammenführung der Ergebnisse von fernerkundlicher und ökologischer Forschung die Vorhersage von Effekten natürlicher und anthropogener Veränderung der Ökosysteme möglich.

Kapitel 3

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Arbeit befindet sich in Westafrika (Abb. 3.1). Der afrikanische Kontinent stellt mit 22 % der Landoberfläche (ca. 30 Mio. km²) den zweitgrößten Kontinent der Erde dar und wird aufgrund seiner geringen adaptiven Kapazität allgemein als einer der durch den Klimawandel am meisten gefährdeten Kontinente bezeichnet (Boko *et al.*, 2007). Neben den Auswirkungen auf soziologische und ökonomische Bereiche werden auch Artenverbreitungsmuster durch die Veränderung des Klimas modifiziert (Balmford *et al.*, 2002). Hohe Bedeutung für die Biodiversität haben die Waldregionen Westafrikas, die als ein Biodiversitäts-*Hotspot* ausgewiesen werden (Myers *et al.*, 2000). Sie erfahren zudem, wie andere *Hotspots* auch, einen hohen anthropogenen Populationsdruck (Cincotta *et al.*, 2000). Somit ist die Untersuchung dieser Regionen in Bezug auf soziologische, ökonomische und ökologische Implikationen der Landoberflächenveränderung von hoher Bedeutung.

3.1 Topographie

Die Topographie Westafrikas ist trotz durchschnittlicher Höhen von 0 bis 1000 m über Normalnull (Poorter *et al.*, 2004) in weiten Gebieten relativ eben (Abb. 3.2a). Die höchsten Erhebungen bilden das Loma-Gebirge (bis 1950 m) und der Mount Nimba (1750 m) in Sierra Leone bzw. Guinea. Andere kleinere Gebirgszüge finden sich unter anderem in den Akwapim- und Atewa-Gebirgen (750 m) in Ghana (Poorter *et al.*, 2004). In Abbildung 3.2b ist der Kontrast (Differenz zwischen minimalen und maximalen Höhenwerten) von SRTM90 Höhendaten innerhalb eines 1000 m Pixels dargestellt, der regionale hohe Differenzen zeigt, z. B. in der Atakorakette, die sich von Ghana über Togo bis Benin erstreckt. Die Unterschiede weisen unter anderem auf lokale Abbruchkanten hin, jedoch sind diese im Untersuchungsgebiet nicht großräumig vorhanden. Die meisten Gebiete weisen geringe Kontraste auf, was auf ebene Flächen hindeutet.

3.2 Geologie und Böden

Die Geologie im Süden des Untersuchungsgebietes, welche meist kongruent mit der Erstreckung des tropischen Regenwalds ist, ist geprägt durch Migmatit, Gneis, Quarz und metamorphen Schiefer (Poorter *et al.*, 2004). Die Böden in den Gebieten der immerfeuchten Wälder sind größtenteils Ferralsole (Latosole oder Lateritböden). Trockenere Gebiete sind durch Acrisol mit teilweisen Einschlüssen von Cambisol charakterisiert (Poorter *et al.*, 2004). Die Böden sind größtenteils nährstoffarm und besitzen

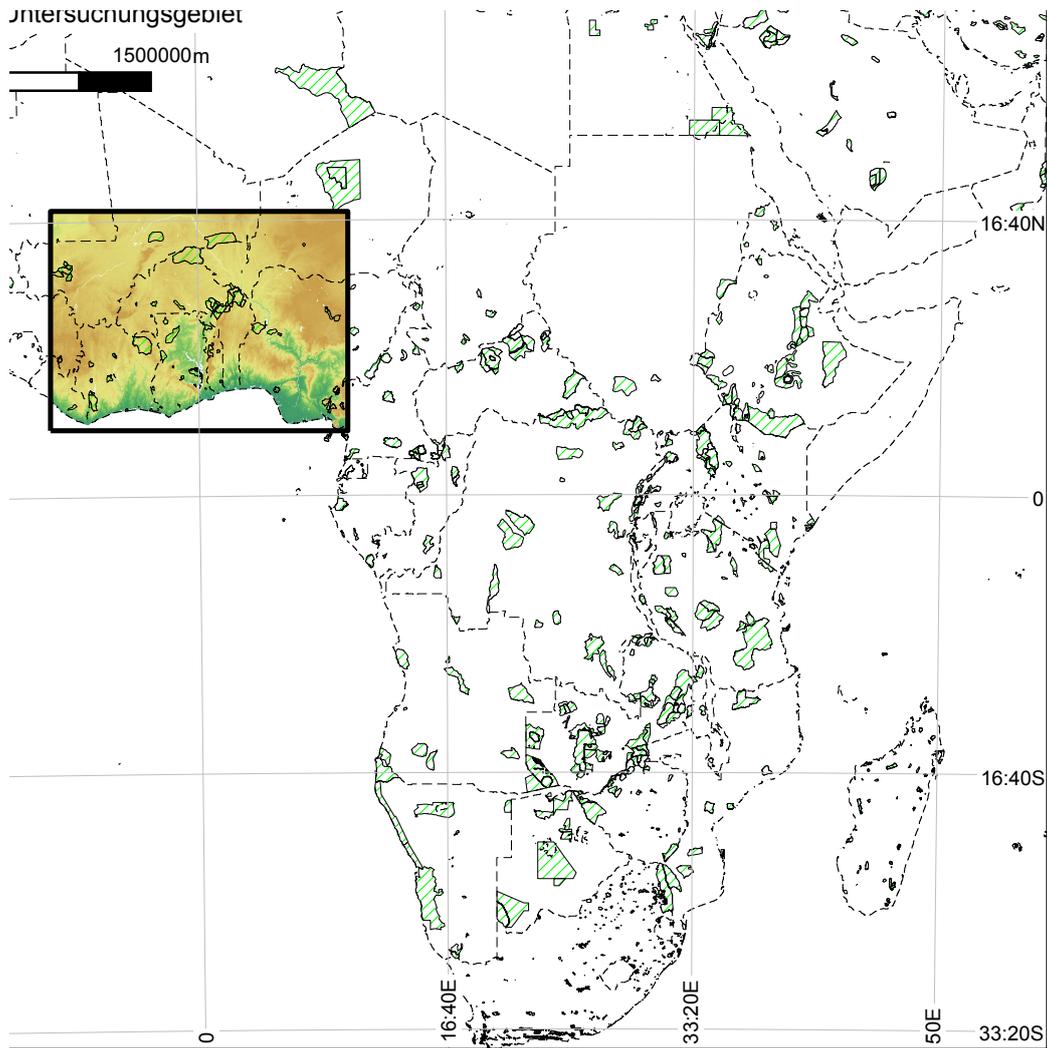
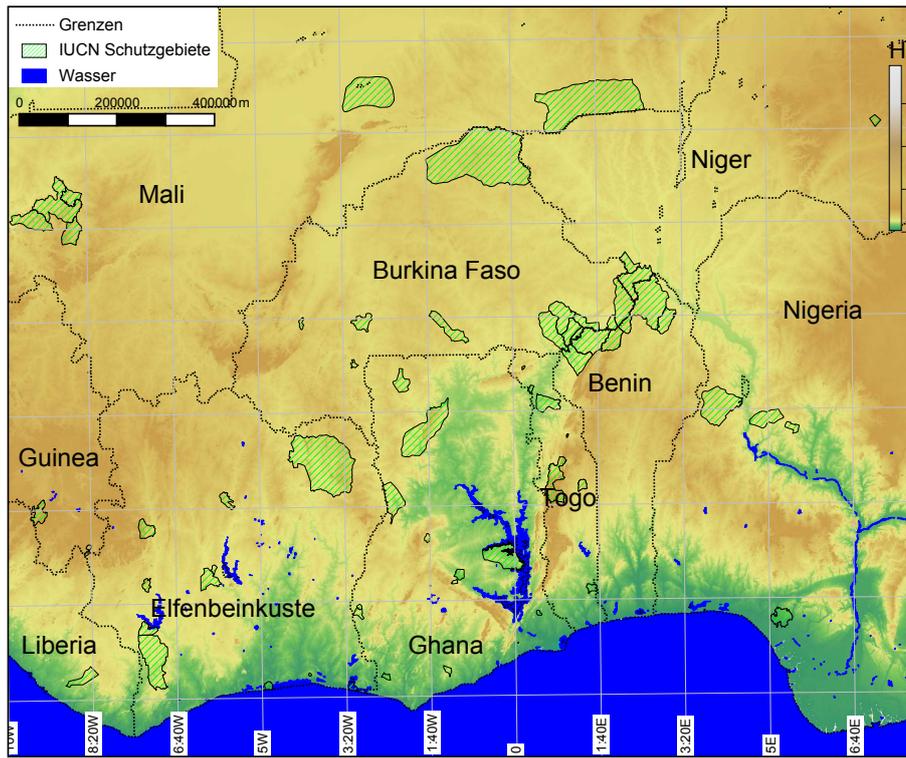


Abbildung 3.1: **Untersuchungsgebiet Westafrika.** Der afrikanische Kontinent mit dem Untersuchungsgebiet in Westafrika. Unter anderem werden die Länder Burkina Faso, Benin und Elfenbeinküste abgedeckt. Im Hintergrund ist ein Digitales Höhenmodell (DHM, SRTM90) dargestellt.

eine geringe Kationenaustauschkapazität von 0-2 cmol/kg, mit Ausnahme einiger jüngerer Böden, wie am Mt. Nimba im Dreiländereck Guinea-Liberia-Elfenbeinküste.

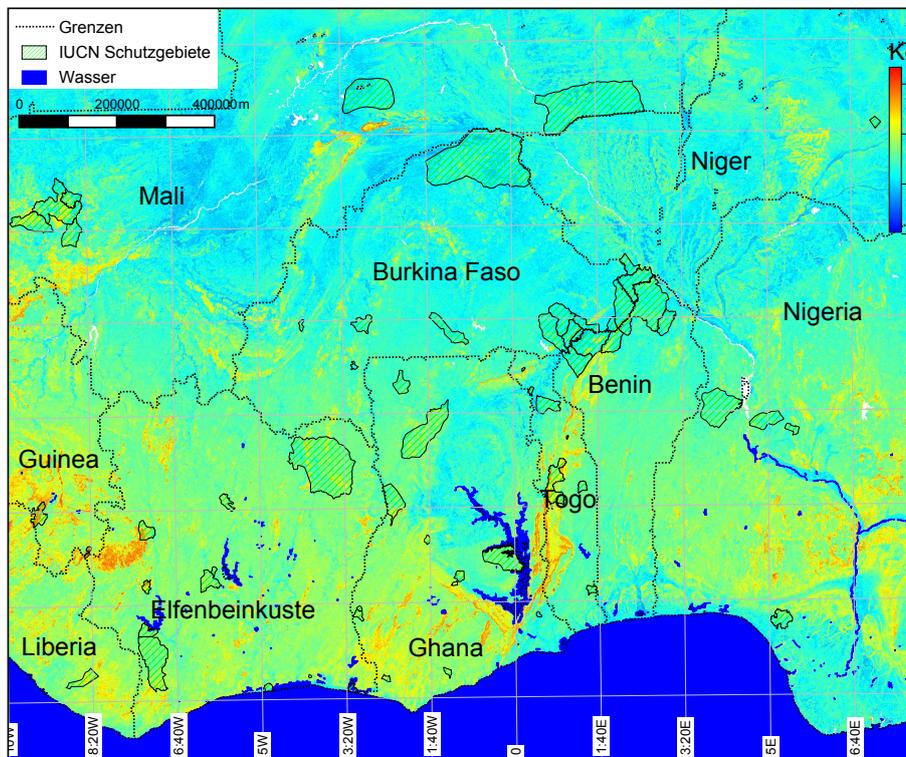
3.3 Klima

Die Klimazonen im Untersuchungsgebiet ändern sich graduell von Nord nach Süd (Poorter *et al.*, 2004), wobei sich die jahreszeitlichen Veränderungen durch die Lage der Innertropischen Konvergenzzone (ITCZ) bedingen (Lauer, 1999; Poorter *et al.*, 2004). Diese führt in den nördlicheren Gebieten im Winterhalbjahr zu trockenen Winden aus nord-östlicher Richtung (Harmatan) und zwischen Mai und September zu monsunartigen Niederschlägen (Lauer, 1999). Diesen Bereich umfasst unter anderem die südlich an die Sahel angrenzende Sudanzone, welche 150-500 mm Sommerniederschlag und mittlere Tagesmaxima der Temperatur um 40° Celsius erfährt. (Arbonnier, 2000). Im Süden des Unter-



SRTM90
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

(a) DHM (SRTM90)



SRTM90 auf 1000m
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

(b) Topokonstrast (SRTM90 Kontrast innerhalb von 1 km Grid)

Abbildung 3.2: **Höhenmodell des Untersuchungsgebiets** basierend auf SRTM Daten, sowie der Kontrast von minimalen und maximalen Höhenwerten innerhalb des hier genutzten 1 km Grids.

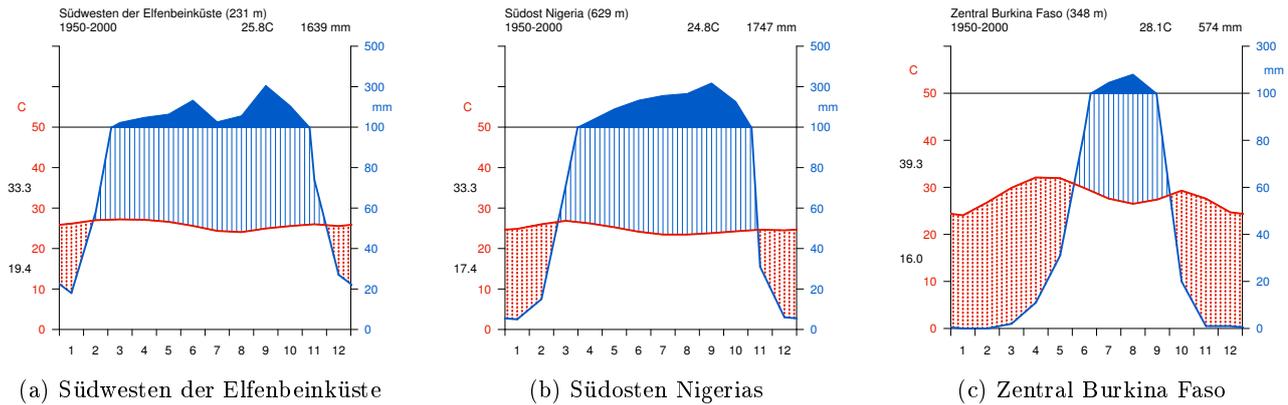
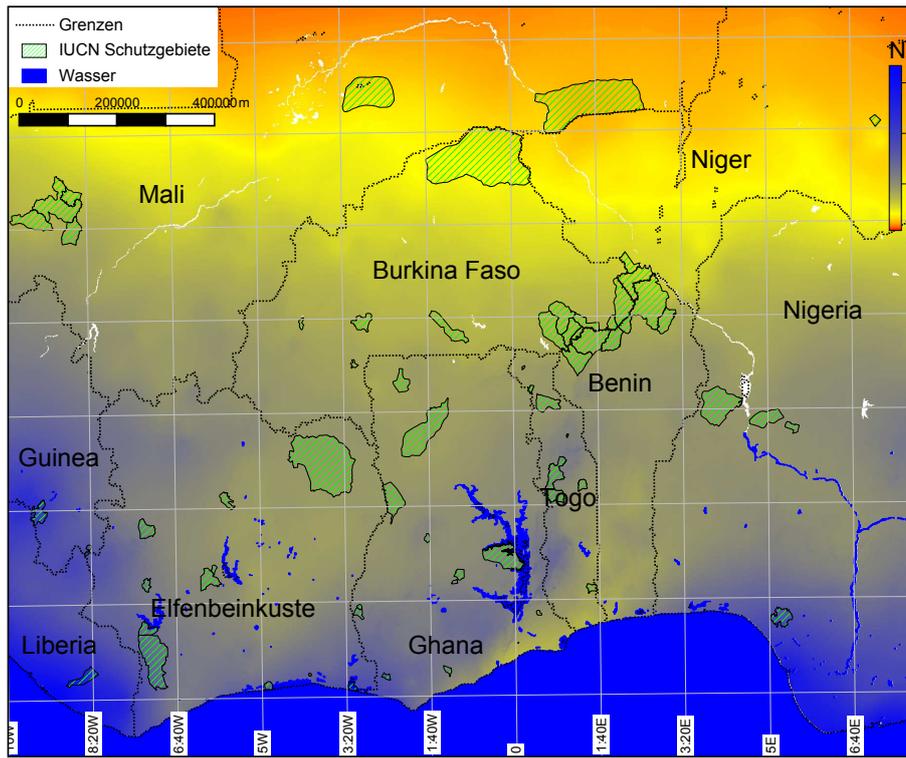


Abbildung 3.3: **Walter Lieth Diagramme** für Westafrika (Worldclim Datensatz, repräsentativ für 1950-2000).

suchungsgebietes, der Regenwaldzone, existiert ein ganzjähriger Einfluss der ITCZ (Jahresniederschlag 1500 mm), wobei hier ein Bereich von Ghana bis Benin relativ trocken ist (1000 mm) (Lauer, 1999). Weiter nördlich zwischen 11°N und 14°N beträgt der Niederschlag zwischen 1000 mm im südlichen Bereich und 500 mm im nördlichen Gebiet.

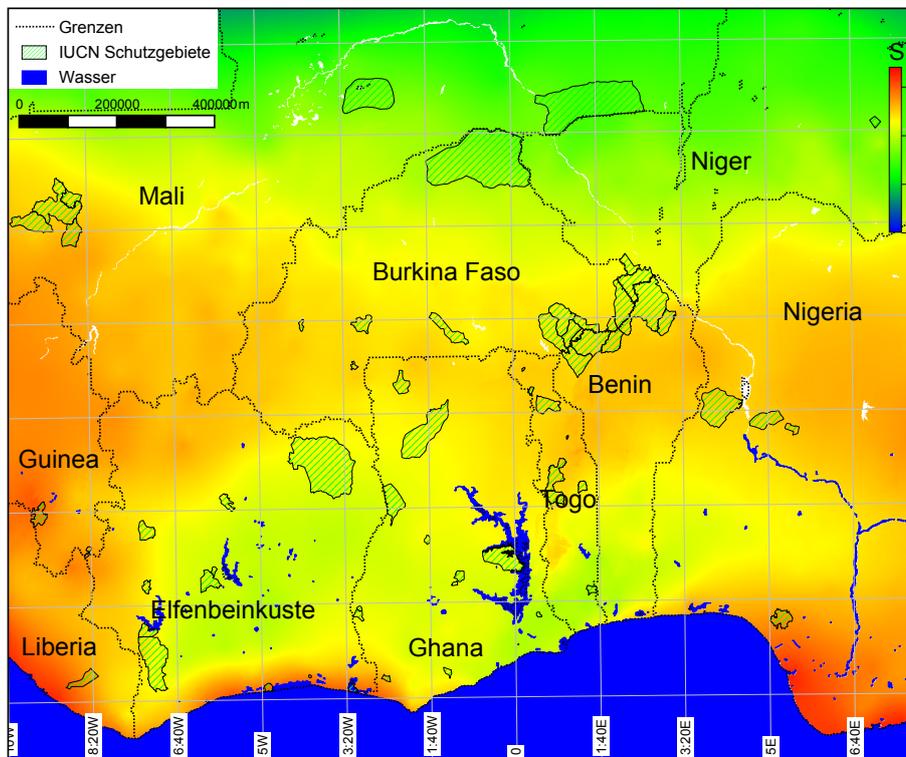
In Abbildung 3.4a sind die jährlichen mittleren Niederschlagsmengen zwischen 1960-1990 abgebildet. Die hohe Variabilität des Niederschlags innerhalb dieses Zeitraums ist in Abbildung 3.4b dargestellt. Auch in Form von Walter Lieth Diagrammen kann die hohe Variabilität in den Temperaturen und Niederschlag gesehen werden (Abb. 3.3). Hierbei ist zu beachten, dass in diesen Regionen während der 70er und 80er Jahre ausgeprägte Dürreperioden auftraten (Druryan, 1989; Nicholson *et al.*, 1998). Die darauf folgenden Dekaden waren dagegen von höheren Niederschlagsmengen geprägt als im langjährigen Mittel (Nicholson, 2000). Die Niederschlagsmengen in Westafrika waren in dem Zeitraum von 1968-1997 generell um 15-40 % geringer als 1931-1961, wobei regionale Unterschiede bestehen (Nicholson, 1993, 2000). Die generelle Variabilität der Niederschläge kann durch Meereströmungen erklärt werden, wobei diese nur 25-35 % der Variabilität begründen. Aber auch Interaktionen von Vegetation und Niederschlag wurden zur Erklärung der Niederschlagsvariabilität in der Sahel in Betracht gezogen (Zeng *et al.*, 1999).

Es existieren verschiedene Vorhersagen des Klimas, eine davon ist die Projektion des Niederschlags von CCCma (*Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis* (Worldclim, 2008)) für 2020 (Abb. 3.6a) und 2080 (Abb. 3.6b). Diese Daten sind wie alle stark zeitlich extrapolierten Daten kritisch zu betrachten, zeigen aber einen generellen Trend der potentiellen Veränderung des Klimas. Zur weiteren Veranschaulichung sind die Differenzen der Niederschläge von 2020 bzw. 2080 zu den Mittelwerten von 1960 bis 1990 (Hijmans *et al.*, 2005) in Abbildung 3.6c respektive 3.6d dargestellt. Die höchsten Unterschiede in den Niederschlägen sind in der Sahel bis Sudan-/Guineazone zu erkennen. Leicht ansteigende Niederschläge werden für die südlichen Regionen vorausgesagt. Hierbei ist jedoch nicht die intraannuelle Verteilung berücksichtigt, die unter Umständen längere Trockenzeiten und verkürzte Regenzeiten mit Starkniederschlägen projizieren könnte.



Niederschlag, Mittelwert (1960–1990) (Worldclim, Hijmans et al. (2005))
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

(a) Niederschlag (Mittel. Jh.niederschlag)



Niederschlag, Standardabweichung (1960–1990) (Worldclim, Hijmans et al. (2005))
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

(b) Niederschlag (Standardabweichung)

Abbildung 3.4: Niederschlagsregime im Untersuchungsgebiet basierend auf Daten von 1960-1990 (Hijmans *et al.*, 2005).

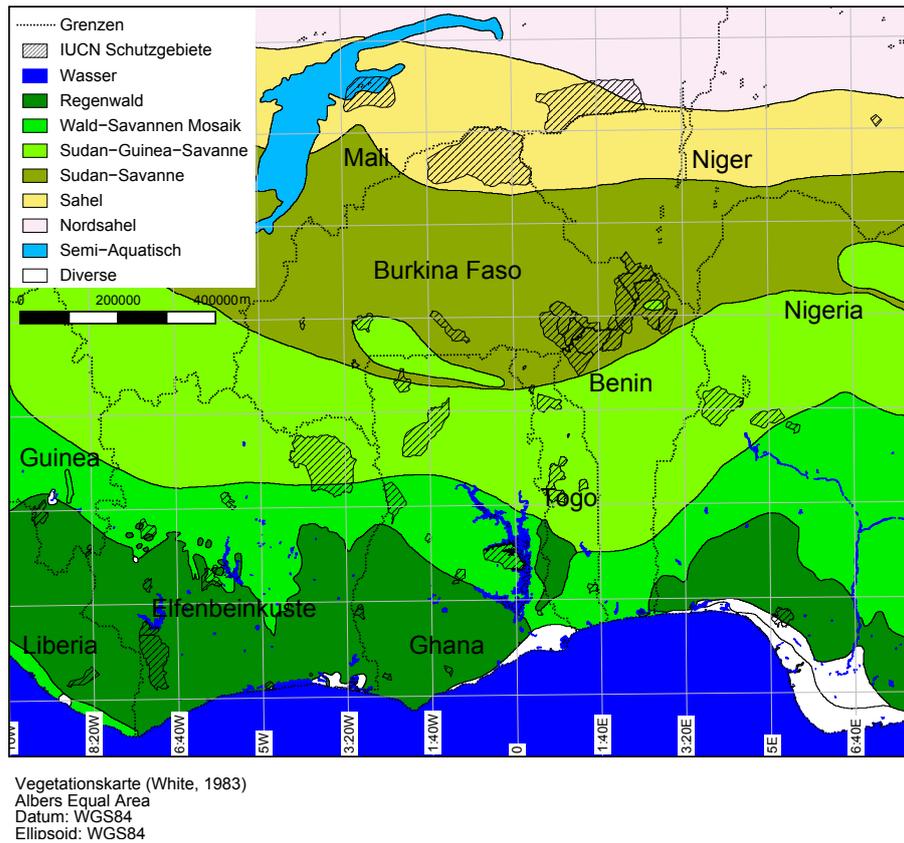
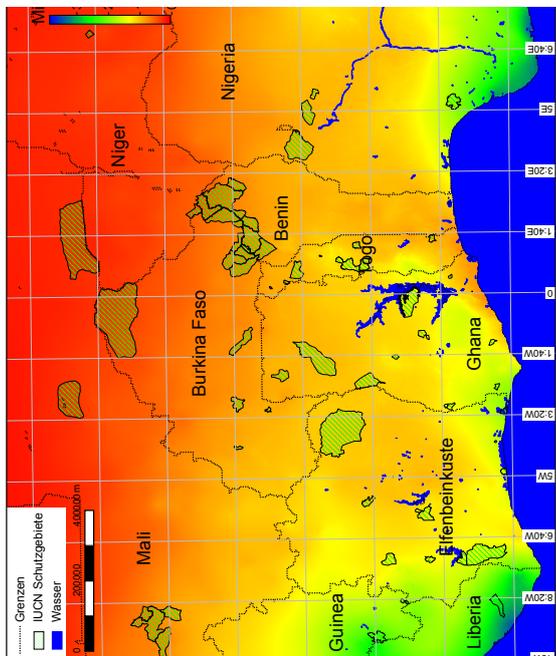


Abbildung 3.5: Vegetationszonen im Untersuchungsgebiet. Vegetationszonen nach White (1983).

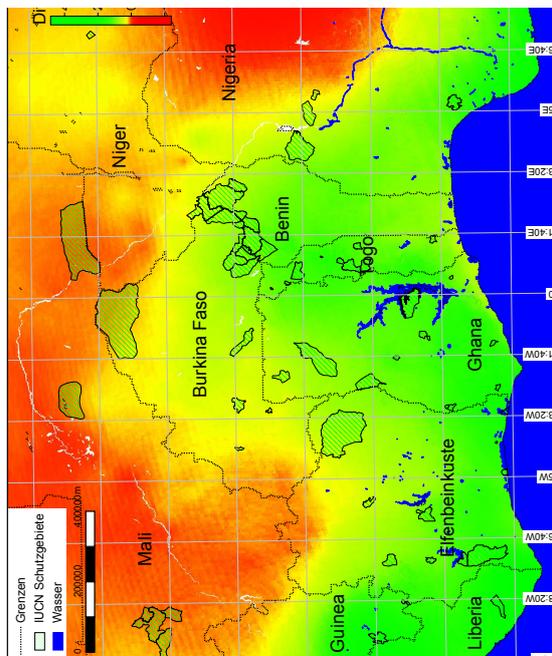
3.4 Vegetationszonen

Westafrika ist in unterschiedliche latitudinale Vegetationszonen unterteilt (Abb. 3.5), die von immergrünem Regenwald im Süden über verschiedene Savannenbiome bis zur Sahel im Norden reichen (Burgess *et al.*, 2004; Olson *et al.*, 2001) und mit den oben erläuterten klimatischen Gegebenheiten in etwa korrespondieren. Neben diesen zonalen Erstreckungen finden sich teilweise auch azonale Vegetationsbedeckungen, wie montane Wälder oder Sümpfe (Poorter *et al.*, 2004). Allerdings hat Westafrika eine hohe Rate der Desertifikation im Norden bzw. Deforestation im Süden erfahren (Chatelain *et al.*, 2004; Gornitz und NASA, 1985) und ist daher besonders interessant für die Untersuchung von Landoberflächenveränderungen. Hierbei ist zu beachten, dass Westafrika schon seit ca. 50000 Jahren eine anthropogene Modifikation der Vegetation erfahren hat (Oslisly, 2001; Poorter *et al.*, 2004). Diese Veränderungen der Landoberfläche, die vor allem durch den Einsatz von Feuer hervorgerufen wurde, ist im Laufe der Kolonisierung (ca. 1890) durch die Ausdehnung der landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Deforestationsereignisse verstärkt worden (Gornitz und NASA, 1985).

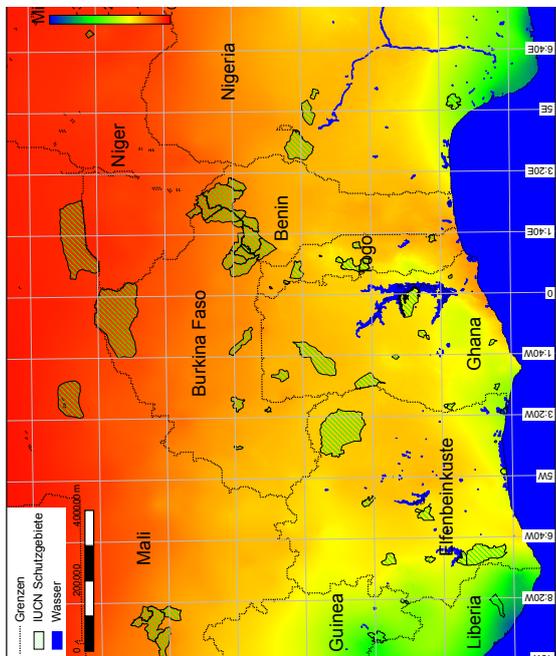
Tropische Waldzone Tropischer Regenwald erstreckt sich theoretisch 5 bis 10° um den Äquator, wobei die Ausdehnung von weiteren Faktoren, wie Topographie, Wind-, Niederschlag- und Temperaturregimen modifiziert wird (Primack und Corlett, 2006). Charakterisiert wird dieser durch hohe, dichte, immergrüne Wälder (Primack und Corlett, 2006). Diese Zone ist im Westen des Untersuchungsgebiets durch die *Upper Guinea* Waldzone, einen Biodiversitäts-*hotspot* (Wieringa und Poorter, 2004) und im Osten durch die *Lower Guinea* und zentralafrikanische Waldgebiete dargestellt, der *Dahomey Gap* stellt



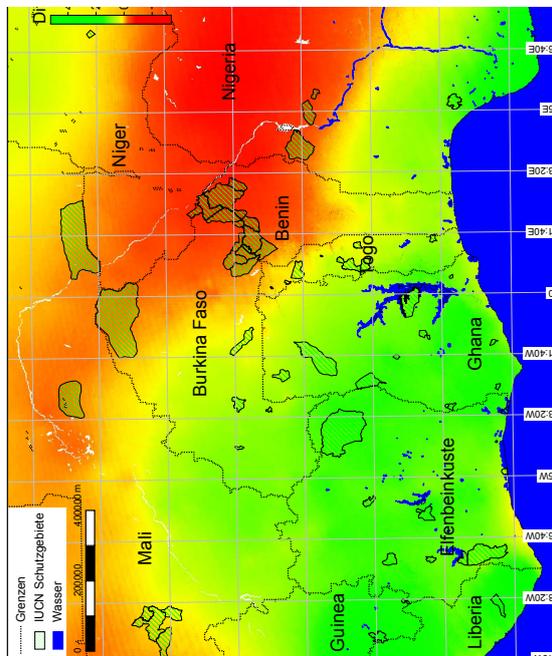
(a) Vorhergesagte Niederschläge für 2020



(c) Differenz des Niederschlags 2000 von 2020



(b) Vorhergesagte Niederschläge für 2080



(d) Differenz des Niederschlags 2000 von 2080

Abbildung 3.6: **Projizierte Niederschläge 2020/2080 für Westafrika von CCma.**

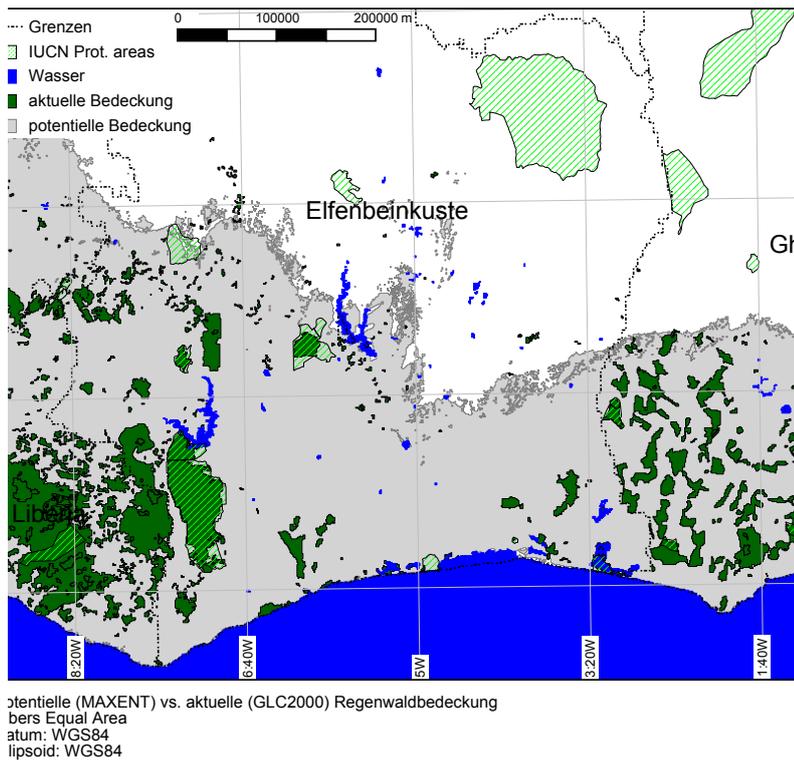


Abbildung 3.7: **Modellierte potentielle Regenwaldausbreitung** für einen Bereich des Untersuchungsgebiet.

die Grenzregion zwischen diesen beiden Gebieten dar. Die Waldzone liegt in einer Niederschlagszone von mindestens $1400 \frac{mm}{Jahr}$ (Lauer, 1999; Primack und Corlett, 2006).

Die ursprüngliche Verbreitung der tropischen Waldzone ist heute nur noch minimal erhalten (Bryant *et al.*, 1997), wobei die Erstreckung in den letzten Millionen Jahren sehr variabel war (Poorter *et al.*, 2004). So erfuhr z. B. Sierra Leone eine Deforestation, die 1930 nur noch 6 % des Landes bewaldet hinterließ (Sierra Leone (1937) und Sierra Leone (1939) in Gornitz und NASA (1985)). Für die Elfenbeinküste ist eine Reduktion der ursprünglichen Waldbedeckung um 70 % bis 1980 (Gornitz und NASA, 1985) bzw. 80 % bis 1990 (Chatelain *et al.*, 2004) genannt. FAO/UNEP (1981) benennen eine jährliche Deforestationsrate von 6,5% zwischen ca. 1980 und 1990 für die Elfenbeinküste, möglicherweise die höchste Rate weltweit. Für das Untersuchungsgebiet von Chatelain *et al.* (1996) im Nordwesten des Nationalparks Taï (Elfenbeinküste) konnte eine Deforestation von 79% in den 70er bis 90er Jahren postuliert werden. Die meisten Fragmente (83.6%) sind jedoch jüngeren Datums, also nach 1990 entstanden. 61% der verbliebenen Fragmente sind kleiner als 1 ha. Harcourt und Doherty (2005) bemerkten, dass die meisten Fragmente mit einer Größe von maximal 100 ha eine Ordnung zu klein sind, um Primaten und andere Säuger mit vergleichbarer Ausbreitungskapazität auf lange Sicht zu schützen, wobei einige Primaten in diesem Gebiet bereits vom Aussterben bedroht sind (Oates *et al.*, 2000). Die modellierte potentielle Waldbedeckung für einen Ausschnitt des Untersuchungsgebiets macht die hohen Diskrepanzen zwischen der aktuellen und potentiellen Ausdehnung der Regenwaldklasse deutlich (Abb. 3.7). Zur exemplarischen Modellierung der potentiellen Waldverbreitung wurde im Rahmen dieser Arbeit ein *MaxEnt* Modellierungsansatz von Phillips *et al.* (2006b) verwendet. Als Eingangsdaten wurden Niederschlag und Temperatur (Min./Max.) (Worldclim (Hijmans *et al.*, 2005)), Geländehöhe und deren Derivate Exposition und Hangneigung, sowie die FAO Bodenkarte (FAO, 1991) in einer

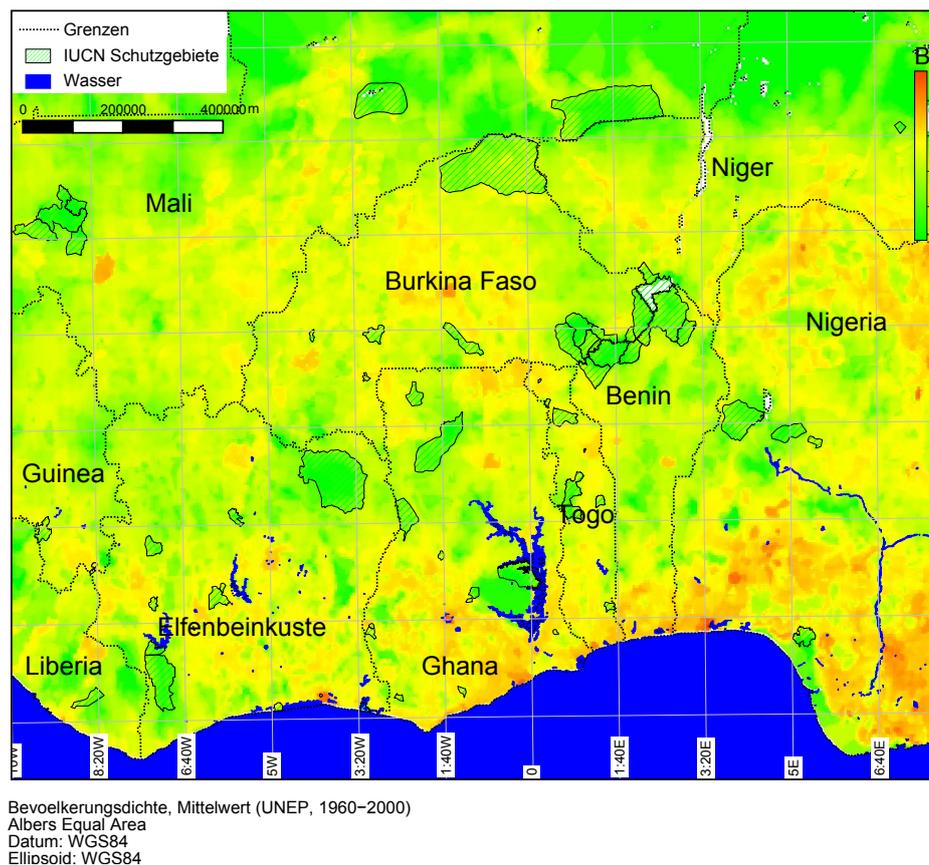


Abbildung 3.8: **Bevölkerungsdichte** (Mittelwert 1960-2000, Einwohner/km², Nelson (2004)).

räumlichen Auflösung von 1 km² verwendet. Die Trainingsdaten wurden von der GLC2000 Regenwaldklasse extrahiert. Die Überlagerung der potentiellen Ausdehnung des Regenwalds mit der aktuellen zeigt die Differenzen in der Ausdehnung auf, sowie die hohe Rate der Fragmentation.

Die in unterschiedlichen Studien ermittelte aktuelle Waldfläche in Afrika zwischen den Wendekreisen variiert jedoch zwischen 3 440 000 km² (FAO, 2001) und 1 930 000 km² (Achard *et al.*, 2002) bzw. 1 720 000 km² (Hansen und DeFries, 2004), wobei Unterschiede in der Definition von Wald einen Hauptgrund für die Variationen darstellen. Die Deforestationraten in Südostasien, Südamerika und Afrika sind vergleichbar, jedoch existieren in Afrika höhere Bevölkerungszuwachsraten (World Resources Institute, 2003). Deshalb wird vorhergesagt, dass 2030 nur noch ca. 20 % der bewaldeten Fläche Afrikas existent sein werden (Wright und Muller-Landau, 2006).

Nördlich angrenzend an die tropische Waldzone findet sich das Wald-Savannen-Mosaik als Übergangszone von der Waldzone zur Guineasavanne. Diese Zone ist aufgrund anthropogener Einflüsse unregelmäßig und besitzt eine ausgeprägte Grenze, wobei hier auch die Einflüsse von Feuer oder edaphischen Eigenschaften eine Rolle spielen (Gornitz und NASA, 1985).

Savannen Die Savanne Westafrikas wird grob in die Guineasavanne und die nördlich angrenzende Sudansavanne unterteilt. Die Vegetation der Guineazone ist eine offene Baumsavanne, deren ehemals dichte Baumbedeckung durch Feuer und Landwirtschaft offener geworden ist (Gornitz und NASA, 1985). Sie ist in der Niederschlagszone mit 1000 bis 1400 mm pro Jahr situiert (Lauer, 1999). Die ursprünglich dichte Buschvegetation mit vereinzelt Bäumen in der Sudanzone ist durch Savannenfeuer

Tabelle 3.1: Bevölkerung in Westafrika

	Bevölkerungsanzahl ^a	$\frac{\text{Einwohner}}{\text{km}^2}$ ^c	jährl. Entwicklung (% zw. 1980-2000) ^{c d}
Benin	6222 ^b - 6620 ^c	55.7	2.8
Burkina Faso	11905 ^b - 12207 ^c	42.1	2.7
Elfenbeinküste	15827 ^b - 16691 ^c	49.7	3.0
Ghana	19593 ^b - 20176 ^c	80.9	3.1
Welt	6211082 ^c	45.1	1.6
Sub-Sahara	683782 ^c	25.3	2.7

^a in tausend

^b Nelson (2004) für das Jahr 2000

^c World Resources Institute (2003) für das Jahr 2002 (Bevölkerungsanzahl) und 2000 (Dichte)

^d jh. Mittel von 1980-2000

zu einer offenen Baumsavanne degeneriert (Gornitz und NASA, 1985). Diese Region befindet sich in der Zone mit 600-1200 $\frac{\text{mm}}{\text{Jahr}}$ Niederschlag (Lauer, 1999).

Sahelzone Die nördlichste Zone des Untersuchungsgebiets ist charakterisiert durch Dornbuschvegetation mit vereinzelter Grasvegetation, die extensiv genutzt wird (Gornitz und NASA, 1985) und 200-600 $\frac{\text{mm}}{\text{Jahr}}$ Niederschlag erfährt. Durch anthropogene Einflüsse sank neben der Baumdichte auch die Baumdiversität (Gonzalez, 2001). Die Veränderung der Baumdichte führt in dieser Region auch zu einem Mangel an z.B. Feuerholz. Nicholson *et al.* (1998) fanden jedoch keinen Trend in der Ausdehnung der Vegetationsbedeckung seit 1980 und erklärten die festgestellten Fluktuation durch interannuelle Differenzen des Niederschlags. Hierbei muss zudem die Interaktion der natürlichen Niederschlagsvariabilität mit der Vegetation beachtet werden (Wang und Eltahir, 2000). Aber Olsson *et al.* (2005) führen als Gründe für die Veränderung der Landbedeckung in der Sahel eine veränderte Landnutzung durch Migration an und nicht alleine die Niederschlagsmengen der letzten Dekade.

3.5 Bevölkerungsdichte

Die Bevölkerungsdichte ist in Westafrika schwer abzuschätzen, da keine flächendeckenden Zensusdaten existieren. Für das Jahr 2000 gibt Nelson (2004) Zahlen an, die leicht von denen des World Resources Institute (2003) für 2000/2002 abweichen (Tab. 3.1). Die Bevölkerungsdichten je km^2 der frankophonen Länder liegen um 50 Einwohner/ km^2 , Ghana weist ca. die doppelte Dichte auf. Die Zuwachsrate liegt jedoch in allen Ländern vergleichbar bei ca. 3%, wobei dies wesentlich höher als das globale Mittel ist (1.6%). Die räumliche Verteilung der Populationsdichte ist dabei heterogen, betrachtet man die räumlich modellierten mittleren Dichten für die Dekaden zwischen 1960 bis 2000 (Nelson (2004), Abb. 3.8). Hier erkennt man, dass die Küstenregionen, besonders das Nigerdelta, eine hohe Bevölkerungsdichte aufweisen. Im Umfeld von Nationalparks sowie nördlich der Sahel ist die Bevölkerungsdichte niedriger, wobei entlang von Flussläufen aufgrund ihrer infrastrukturellen Funktion wiederum höhere Dichten anzutreffen sind.

Kapitel 4

Landbedeckungsklassifikation von Westafrika basierend auf MODIS Zeitreihen

4.1 Einleitung

Die Vegetationsbedeckung beeinflusst das Klima und wird wiederum auch durch das Klima beeinflusst. Die Veränderungen der Vegetationsbedeckung wie z. B. die Deforestation (Abb. 4.1) haben somit Auswirkungen auf das Klima und *vice versa* (O'Brien, 1996; Nobre *et al.*, 1991; Shukla *et al.*, 1990). Kontinuierliche Informationen über klimatische Bedingungen sowie über die Landbedeckung sind notwendig, um deren Zusammenspiel zu analysieren (Bartholomé und Belward, 2005; Salmun und Molod, 2006). Veränderungen dieser Komponenten beeinflussen auch die Biodiversität (Hannah *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Wade *et al.*, 2003) und folglich das Potential einer Region, durch den Menschen nachhaltig nutzbar zu sein (Bartholomé und Belward, 2005).

Informationen über die Quantität und Art der Landoberflächenmodifikationen sind für wissenschaftliche Fragestellungen und für Entscheidungsträger relevant (Betts *et al.*, 2008b; Obbink *et al.*, 1990). So ist die Erfassung der Landoberfläche für die Abschätzung von Veränderungen ein wichtiger Bestandteil verschiedener Analysen wie der Abschätzung des Anteils der Treibhausgas-Emission (überwiegend CO₂) durch pan-tropische Deforestation, die nach Achard *et al.* (2007) bei ca. 20 % in den 90er Jahren lag. Jedoch sind die Deforestationraten immer noch nicht exakt quantifiziert (Kaiser, 2002). Eva *et al.* (2003) postulierten eine um 23 % geringere Deforestation, als zuvor für 1990 bis 1997 angenommen, was trotzallem nicht die Dringlichkeit des Schutzes von Waldgebieten infrage stellt (Eva *et al.*, 2003; Skole und Tucker, 1993).

Die großräumige Klassifikation der Landoberfläche ist nur mittels Fernerkundungsdaten möglich (Achard *et al.*, 2001; Fraser *et al.*, 2005). Diese unterscheiden sich bezüglich ihrer räumlichen, zeitlichen und spektralen Auflösung. Des Weiteren sind unterschiedliche Klassifikationsalgorithmen, sowie die Definition von Landoberflächenklassen (Fuller, 2006) und deren Validierung (Achard *et al.*, 2001) für das Klassifikationsresultat von Bedeutung.



(a) Plantage mit Dorfstrukturen in der DRC, sowie naturnahen Waldstrukturen im Hintergrund des Bildes (J. Penner).



(b) Grenze zwischen Landwirtschaft im Vordergrund und dem Nationalpark Pendjari (Benin), die sich bis zur Mitte des Bildes erstreckt (M. Wegmann).

Abbildung 4.1: **Beispiele der Landnutzung.** Schwer differenzierbare Arten der Landnutzung in Afrika (z. B. Plantagen und Wälder, Landwirtschaft und Savanne).

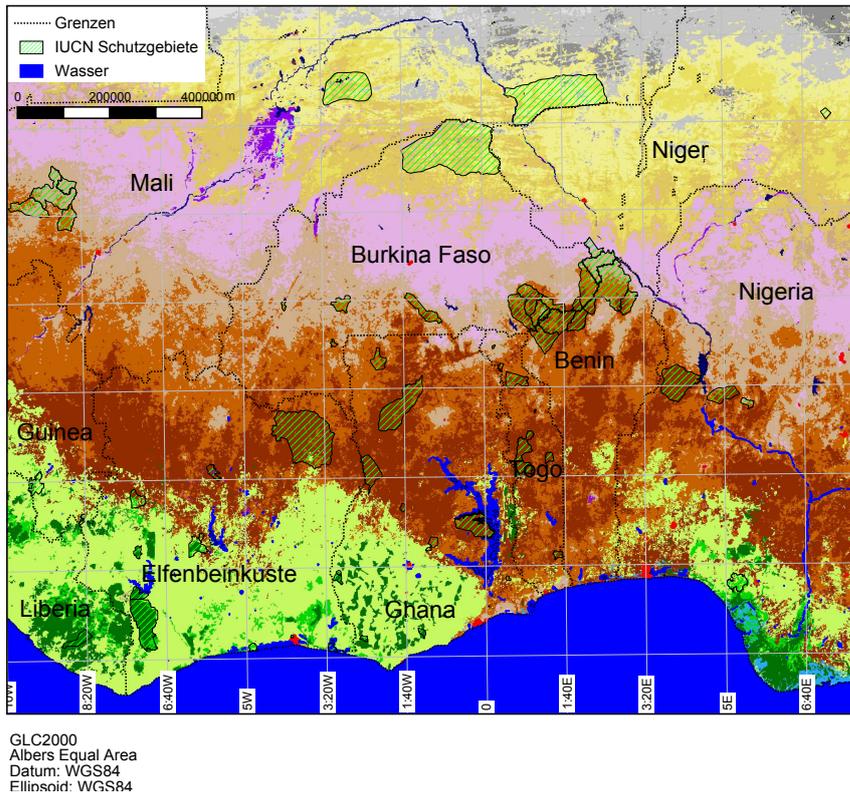
Stand der Forschung

Die Untersuchung der Landoberfläche mittels höchstauflösender Satellitendaten, wie von den Aufnahmesystemen Ikonos oder Quickbird ermöglicht eine genauere Klassifikation. Jedoch stehen diese Daten nur bedingt für große Räume zur Verfügung (Jung *et al.*, 2006), da neben finanziellen Aspekten, auch Datenaufnahme und -transfer, sowie die Prozessierung limitierende Faktoren darstellen. Dagegen liefern mittel aufgelöste Daten von MODIS oder NOAA-AVHRR großräumige Informationen bezüglich der Landbedeckung, mit hoher zeitlicher Auflösung und geringeren Kosten.

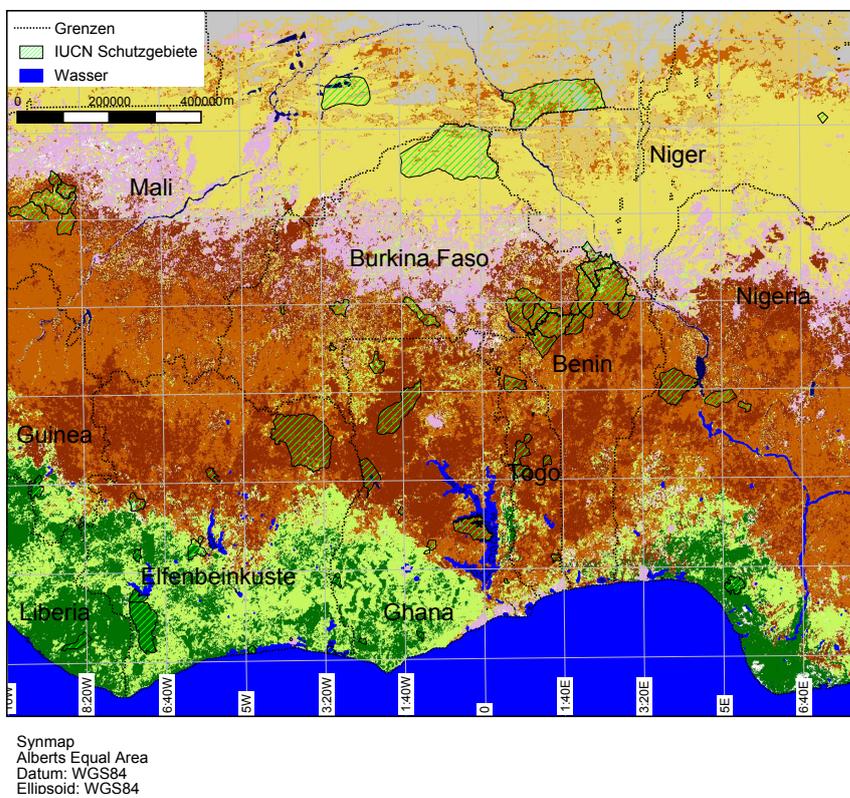
Die Klassifikation der Landoberfläche ist ein fundamentaler Bestandteil vieler umweltwissenschaftlicher Untersuchungen (Kerr und Ostrovsky, 2003). Daten bezüglich der Landoberfläche liefern Informationen über deren Charakteristika, welche von offenem Boden bis immergrünen Regenwäldern reicht (DeFries und Townshend, 1999). Die zur Verfügung stehenden globalen Landoberflächenklassifikationen unterscheiden sich durch ihren Untersuchungszeitraum, ihre räumlicher Auflösung und Methodik, sowie in der Definition verschiedener Landbedeckungsklassen. Bis 2000 existierten globale Klassifikationen nur basierend auf NOAA-AVHRR, wie das *Global Land Cover Characterisation* (GLCC) Produkt in der *International Geosphere-Biosphere Programme Data and Information System* (IGBP-DIS) DISCover Initiative (Loveland *et al.*, 2000) oder das University of Maryland (UMd) Produkt (Hansen *et al.*, 2000), wobei Methoden und Ergebnisse differieren (Hansen und Reed, 2000).

Neuere Datensätze sind das GLC2000 (Global Land Cover) Produkt (Abb. 4.2a, European Commission (2003), Bartholomé und Belward (2005)), welches basierend auf dem FAO Standard *Land Cover Classification System* (LCCS) (Di Gregorio und Jansen, 1998, 2005) und SPOT4-VEGETATION Daten für 1999-2000 eine globale Landoberflächenklassifikation liefert. Desweiteren existiert das MODIS *land cover product* für 2001 (Friedl *et al.*, 2002), welches auch für unterschiedliche Legenden verfügbar ist, u.a. IGBP-DISCover (Loveland *et al.*, 2000). Bei der Klassifikation von Landbedeckung ist die Definition der Klassen von Bedeutung. So ist in unterschiedlichen Landoberflächenklassifikationen z. B. Wald durch einen Baumanteil von mehr als 15 % oder von mehr als 70 % definiert worden (Fuller, 2006), was natürlicherweise zu einer hohen Diskrepanz in den Klassifikationsergebnissen führt.

Die manuelle visuelle Digitalisierung von Waldfragmenten, wie von Skole und Tucker (1993) durch-



(a) GLC2000



(b) Synmap

Abbildung 4.2: **GLC2000 und Synmap Klassifikationen.** Ergebnisse der Landoberflächenklassifikation von GLC2000 (European Commission, 2003) und Synmap (Jung *et al.*, 2006).

geführt, ist bei kontinuierlichen großräumigen Landbedeckungsuntersuchungen nicht adäquat und außerdem sind die Ergebnisse abhängig vom Bearbeiter. Statistische Verfahren, wie die unüberwachten (Eva *et al.*, 2004; Mayaux *et al.*, 2004) oder die überwachten Klassifikationsverfahren, die unter anderem Neuronale Netze oder Klassifikationsbäume einschließen, sind adäquater für derartige Analysen (Friedl und Brodley, 1997), da sie schneller und kostengünstiger durchzuführen und reproduzierbar sind.

Klassifikationsbäume, auch als Entscheidungsbäume, hier des Weiteren mit dem Akronym CART (*Classification and Regression Trees*) bezeichnet, wurden bereits 1984 von Breiman *et al.* beschrieben. Dieses Verfahren wurde erfolgreich in der Klassifikation von Fernerkundungsdaten angewendet, wie für die Ableitung der prozentualen Baumbedeckung (Hansen *et al.*, 2002b,a) oder für Landbedeckungsklassifikationen (Cardille und Clayton, 2007; Friedl *et al.*, 2002; Hansen *et al.*, 1996, 2000, 2008; Zhu *et al.*, 2002). DeFries *et al.* (1998) nutzen CART-Verfahren für eine globale Klassifikation, jedoch ist hierbei die Erstellung von Trainingsdaten und die Validierung aufgrund der fehlenden globalen Referenzdatensätze sehr aufwendig (DeFries *et al.*, 2000). Auch das MODIS *land cover product* (2001, Friedl *et al.* (2002)) basiert auf einem kombinierten Ansatz von überwachten Neuronalen Netzen und CART. Dieses Verfahren verwendet globale Trainingsdaten (*IGBP Validation Confidence Site* Datenbank, Muchoney *et al.* (1999)) zur Generierung von 10 Bäumen, deren kombinierte Ergebnisse als Klassifikationswahrscheinlichkeit genutzt werden (Friedl *et al.*, 2002; Jung *et al.*, 2006). In anderen Bereichen finden sich auch ähnliche Anwendungen, wie bei der Klassifikation von invasiven Pflanzen (Lawrence *et al.*, 2006) oder zur Feuerkartierung (Lozano *et al.*, 2008). Die Verwendung unterschiedlicher CART Verfahren, wie das *bagging* und *boosting* Verfahren im Kontext von CART (DeFries und Chan, 2000), die multiple Bäume nutzen, sollte bei dem Vergleich von Ergebnissen berücksichtigt werden (DeFries *et al.*, 2000).

Jung *et al.* (2006) führten einen Vergleich der Landbedeckungsdatensätze GLCC-IGBP, GLC2000 und MODIS-IGBP durch, indem sie diese auf eine vereinfachte gemeinsame Legende reklassifizierten. 41 % Übereinstimmung wurde in Gebieten mit hoher Baumbedeckung, offenem Boden, landwirtschaftlicher Nutzung (z. B. in Europa) und Schneebedeckung gefunden. 14 % der Landbedeckungsklassifikation ergab keine Übereinstimmung für alle drei Datensätze. Auch Giri *et al.* (2005) fanden gute Übereinstimmungen von GLC2000 und MODIS *land cover* Daten, jedoch nicht für Savannen und Feuchtgebiete. Jung *et al.* (2006) befanden das Ergebnis des MODIS *land cover products* besser als GLCC oder GLC2000. Die Verschneidung von den drei hier erwähnten Datensätzen (GLCC, GLC2000, MODIS) wurde zur Erzeugung der globalen Landoberflächenklassifikation *Synmap* (1km) (Jung *et al.*, 2006) genutzt (Abb. 4.2b).

Ziel der Landbedeckungsklassifikation

Die bisherigen Klassifikationen basieren nur auf spektralen Informationen der jeweiligen Sensoren beziehen jedoch keine weiteren Informationen, wie die Höhe oder Hangneigung mit ein und sind nicht aktualisiert verfügbar. Daher soll in dieser Arbeit durch die Verwendung von Terra-MODIS Zeitreihen annuelle Klassifikationen für mehrere Jahre erstellt werden.

Die zeitlich kontinuierliche Ableitung der Landoberflächenbedeckung ist für Entscheidungsträger und wissenschaftliche Fragestellungen relevant. Die Erstellung einer Landbedeckungsklassifikation von Westafrika bildet die Basis für die Analyse von räumlichen Mustern in den folgenden Kapiteln. Deshalb soll im Folgenden geklärt werden, in wieweit die hier erstellten Klassifikationen als Basis für die Analyse räumlicher Muster dienen können.

Die daraus resultierenden Fragen sind, ob

- mit Hilfe von MODIS Zeitreihen und monotemporalen Trainingsdaten jährliche aktualisierte Klassifikationen von 2001 bis 2006 erzeugt werden können,
- die Ergebnisse zwischen den jährlichen Klassifikationen für die Waldgebiete Westafrikas kongruent sind bzw. Deforestation zu finden ist und
- ob die Ergebnisse für die Waldgebiete der MODIS Zeitreihe mit denen von GLC2000 und Synmap übereinstimmen?

4.2 Methodik

Zur Analyse der zeitlichen Variabilität der Landoberfläche wurde eine Zeitreihe von Aufnahmen des *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS, Justice *et al.* (1998)) von 2001 bis 2006 genutzt. Die Daten von 2000 wurden aufgrund ihrer Unvollständigkeit nicht miteinbezogen. Die Daten (MOD09A1, 16 Tages Komposite) der Kacheln h17v07, h17v08, h18v07 und h18v08 wurden mosaikiert und mit dem Programm MRT (MODIS Reprojektion Tool) auf Albers-Equal-Area (Std. paral. 1: 20.0, 2: -23.0, Centr. Mer. 25, Datum WGS84) reprojeziert, auf 1000 m reskaliert und auf die in Abbildung 3.1 auf Seite 24 dargestellte Region zugeschnitten. Dadurch konnten die Länder Burkina Faso, Elfenbeinküste, Ghana, Togo und Bénin vollständig, sowie Liberia, Guinea, Mali, Niger, Nigeria und Kamerun teilweise abgedeckt werden.

4.2.1 Aufbereitung der MODIS-Zeitreihen

Für die Aufbereitung der MODIS-Zeitreihen wurde das Programm *TiSeG* (Time Series Generator, Conrad *et al.* (2005); Colditz *et al.* (eingereicht); Colditz (2007)) genutzt. Dieses Werkzeug nutzt die Qualitätsinformation von MODIS-Daten, um fehlerhaft aufgenommene Pixel oder Pixel mit starken atmosphärischen Einflüssen (Staub, Wolken), auszumaskieren und die dadurch entstandenen Lücken zu interpolieren. Hierbei wurde eine lineare Interpolation verwendet und zusätzlich eine harmonische Analyse der Zeitreihe durchgeführt (Details siehe Tab. 4.1). Für die Interpolation und harmonische Analyse wurden die letzten drei Monate des Vorjahres (Datensätze 273-361) und die ersten drei Monate des folgenden Jahres (Datensätze 001-089) hinzugefügt und später wieder entfernt, um notwendige Stützpunkte zur Bearbeitung der ersten bzw. letzten Zeitschnitte einer Zeitreihe zu erhalten. Die Komposite für h18v07 2005/153 und 2002/257, sowie h18v08 2002/217 waren nicht verfügbar und wurden interpoliert.

4.2.2 Klassifikation der MODIS-Zeitreihen

Die Zeitreihe der MODIS-Daten mit zusätzlichen topographischen Daten wurde mittels der *Classification and Regression Tree* (CART, Breiman *et al.* (1984)) Methodik klassifiziert. Aufgrund der internationalen Übertragbarkeit wurde eine Legende, die auf dem FAO *Landcover Classification System* (LCCS) (Di Gregorio und Jansen, 1998) basiert, verwendet.

Diese Klassifikationsmethode ist eine hierarchische Klassifikation, die die Zuweisung von Klassen durch eine rekursive Partitionierung der Datenmenge basierend auf den Umweltvariablen durchführt.

Tabelle 4.1: **Einstellungen der MODIS Vorprozessierung.** Die Einstellungen für die Qualität für das Ausmaskieren, die Interpolation und die harmonische Analyse für alle Bänder (1-7) in TiSeG, sowie die Eingangsdaten für die Klassifikation sind dargestellt.

Qualität		Interpolation & harmonische Analyse		Eingangsdaten ^δ
Generelle Qualität	gut	Interpolation		MOD09 Band 1-7
Band 1-7	höchste	<i>gap length</i>	alle	DHM (Mittelwert) ^β
Athmos. Korrekt.	ja	Füllwert	-28672	Varianz des DHM ^β
Wolken	klar	Gute Werte	3	Hangneigung des DHM ^β
Aerosole	gering			
Cirrus	keine			
Wolkenmaske	klar			
Feuermaske	keine	harmonische Analyse		
Schnee/Eismaske	nein	Kumul. erklärte Var.	80 %	
Schneemaske	nein	Max. harmon. Schwingungen	4	

^δ Auf 1000 m Auflösung

^β Auf SRTM90 (ca. 90m) berechnet und auf 1000 m reskaliert.

Dies führt zu homogeneren Untereinheiten des Datensatzes. Der Vorteil von CART liegt am nicht-parametrischen Algorithmus, da so unterschiedliche Eingangsdaten einfließen können. Des Weiteren lassen CART Ergebnisse eine kausale Analyse der Eingangsdaten und Resultate zu (Hansen *et al.*, 2008). Weitere Details sind in Conrad (2006) und Colditz (2007) erläutert.

In dieser Klassifikation wurden, ähnlich dem MODIS *land cover product* (Friedl *et al.*, 2002), zehn Klassifikationsbäume generiert, wobei GLC2000 Daten (European Commission, 2003) als Trainingsdaten verwendet und deren Ergebnisse für die finale Klassifikation zusammengefasst wurden. Von den Eingangsdaten wurden statistische Merkmale (u.a. Minimum, Maximum) von zeitlichen Segmenten für die Klassifikation extrahiert (Conrad (2006), Conrad *et al.* (2008), in prep.). Zusätzlich wurden topographische Daten in Form des SRTM90 Datensatzes verwendet. Hiervon wurden Mittelwert und Varianz, sowie die mittlere Hangneigung innerhalb eines 1000 m MODIS Pixel berechnet.

Vergleich der Landbedeckungsklassifikationen Die Waldflächen der erstellten MODIS Klassifikation wurden mit den Daten von GLC2000 (European Commission, 2003; Mayaux *et al.*, 2004), sowie Synmap (Jung *et al.*, 2006) auf Übereinstimmungen verglichen. Die Synmap Klassifikation wurde auf die Legende von GLC2000 angepasst.

4.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen die interannuellen Klassifikationsergebnisse und deren interannuellen Diskrepanzen, die besonders für die Regenwaldklasse detailliert dargestellt werden.

4.3.1 MODIS CART Klassifikation

Die Ergebnisse der annualen MODIS (MOD09) und der DHM-Derivate Klassifikation sind in Abbildung 4.3 dargestellt. Die Farbgebung entspricht der von GLC2000 und umfasst immerfeuchten Regen-

Tabelle 4.2: Kappa Werte der MODIS *CART*-Klassifikation von 2001 bis 2006 und der Modalwert der Jahre 2001-2006.

MODIS <i>CART</i>							
2001	2002	2003	2004	2005	2006	Modalwert	
0.70	0.41	0.71	0.45	0.11	0.44	0.85	

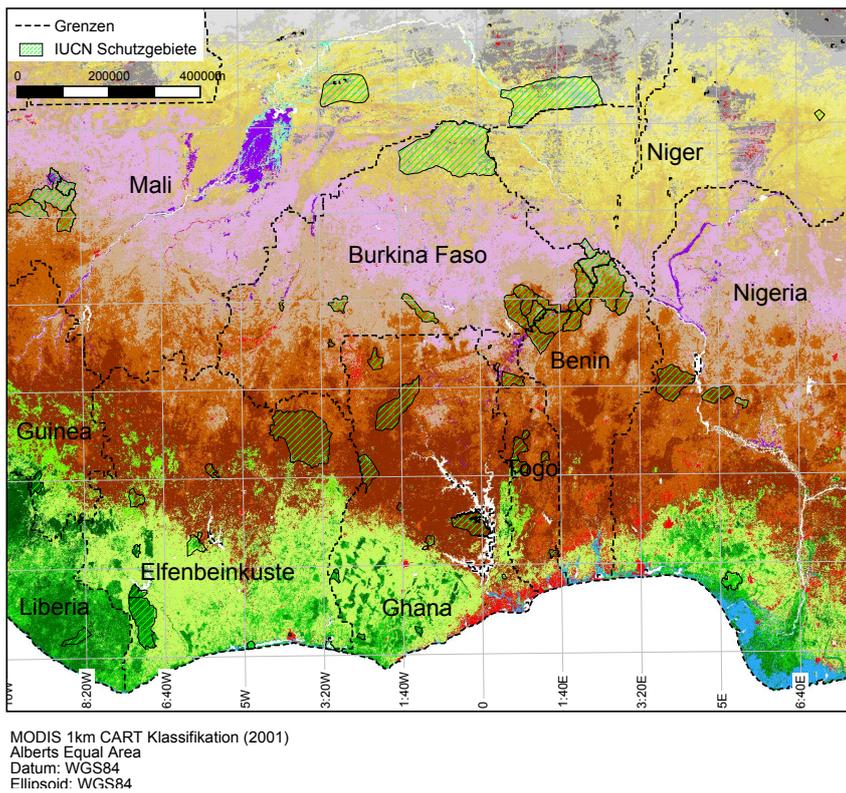
wald (dunkelgrün) über degradierte Waldgebiete (hellgrün) hin zu Savannengebieten (braun bis gelb). In blau sind Süßwasserflächen dargestellt, der Ozean ist ausmaskiert und erscheint in weiß. Die überregionalen Muster der Klassifikationsergebnisse gleichen sich bezüglich ihrer latitudinalen Erstreckung der Biome.

Fokussierend auf die Waldgebiete zeigen die Ergebnisse über den Untersuchungszeitraum eine kongruente Ausdehnung des Naturschutzgebiets Taï (PNT, Parc National de Taï) im Südwesten der Elfenbeinküste. Auch die Erstreckung der Waldgebiete im Südosten Nigerias und in angrenzenden Gebieten von Kamerun über die Zeit ist stabil (Abb. 4.3). Bezüglich der Savannengebiete zeigt der WAP-Komplex (W, Arli, Pendjari) im Dreiländereck Bénin, Burkina Faso, Niger deutlich die Auswirkungen von Naturschutzgebieten und die Veränderungen zu offener Vegetation der umgebenden Gebiete durch anthropogenen Druck.

Die Berechnung der häufigsten Klasse (Modalwert) von allen sechs annualen Klassifikationen ist in Abbildung 4.4a dargestellt. Diese weist eine gute Übereinstimmung mit einer eigens erstellten Klassifikation basierend auf Landsat ETM+ im Südwesten der Elfenbeinküste auf (überwachte Maximum-Likelihood Klassifikation, Landsat ETM+ 196/56, 23.04.2001, Kappa = 0.85, Tab. 4.2). Die Analyse der Anzahl unterschiedlicher Klassen je Pixel über die sechs Jahre macht jedoch regionale Unterschiede der Variabilität der Klassenzuweisung deutlich (Abb. 4.4b). Besonders in der Sahel und im Regenwaldbereich wurden einigen Gebieten fünf unterschiedliche Klassen in sechs Jahren zugewiesen, während den Gebieten der Sudan- und Guineasavanne überwiegend 1-2 Klassen zugewiesen werden.

Analysiert man eine Klasse wie die des Regenwalds gesondert über die zeitliche Komponente, ergeben sich, regional unterschiedlich, nicht kongruente Klassifikationsergebnisse der Walderstreckung. Die Häufigkeit der Zuweisung einer Waldklasse je Pixel ist in Abbildung 4.5 dargestellt. In einigen Gebieten zeigt sich eine starke zeitliche Divergenz. Besonders in Gebieten im Südwesten Ghanas bzw. Südosten der Elfenbeinküste sind die Variationen ausgeprägt. Hier wird nur 1-2 mal innerhalb der sechs annualen Klassifikationen Regenwald klassifiziert, während Gebiete wie der Nationalpark Taï oder Schutzgebiete in Nigeria in jedem Jahr als Wald klassifiziert wurden. Differenzen dieser Art können aufgrund der annualen Überschreitung von Grenzwerten der Klassifikation, die durch höhere Niederschläge verursacht wurden, hervorgerufen werden.

Kongruenz verschiedener Klassifikationsergebnisse Zum Vergleich der unterschiedlichen Landbedeckungsklassifikationen wurde die Häufigkeit der Regenwaldklassifikation je Pixel addiert, wodurch eine Werteskala von 0 bis 3 möglich war und 3 eine von allen Klassifikationen kongruent als Wald klassifizierten Pixel darstellt. Der Vergleich zwischen den Landbedeckungsklassifikationen für die Regenwaldklasse der GLC2000, Synmap und MODIS *CART*-Klassifikationen zeigt Differenzen in



(a) 2001

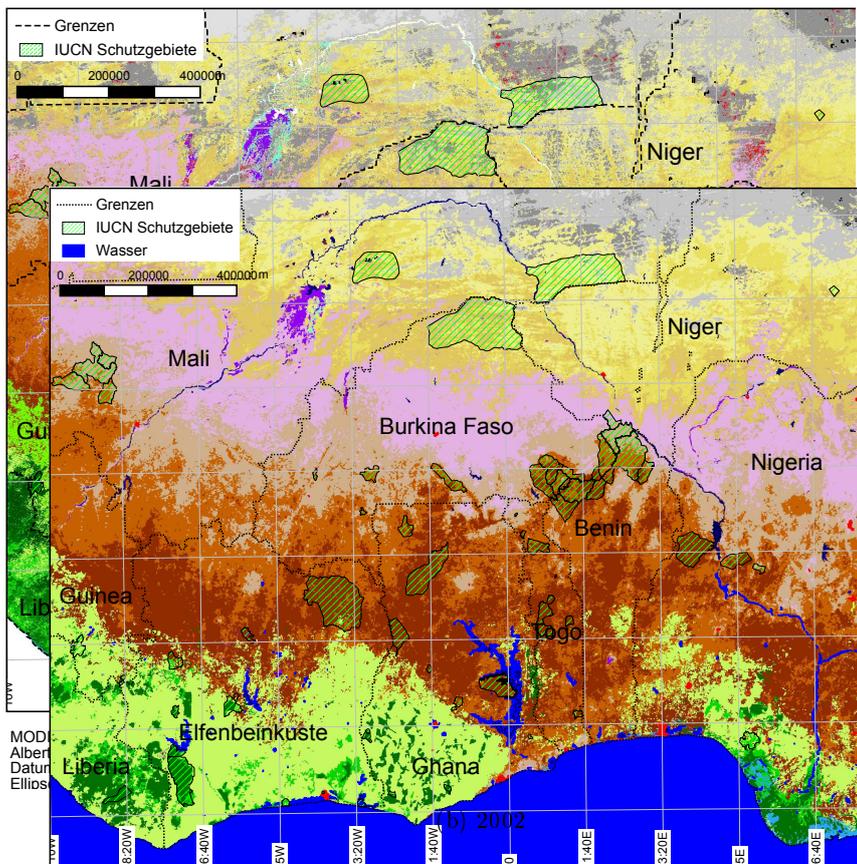
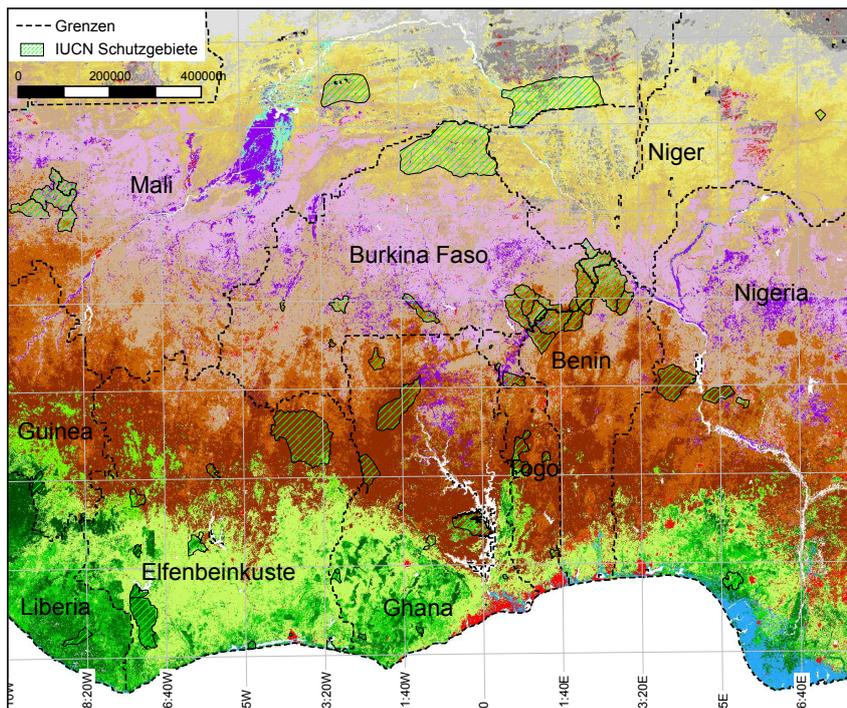


Abbildung 4.3: **MODIS CART-Klassifikation 2001/2002.** Ergebnisse der *CART*-Klassifikation von MODIS 16 Tage Kompositen 2001-2002 (1 km). Dunkelgrüne Gebiete stellen Regenwald dar, degradierte Waldgebiete sind in Abstufungen zu hellgrün dargestellt. Weiter nördlich sind das Wald-Savannen Ökoton und Baum-/Buschsavannen zu erkennen.



MODIS 1km CART Klassifikation (2003)
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

(c) 2003

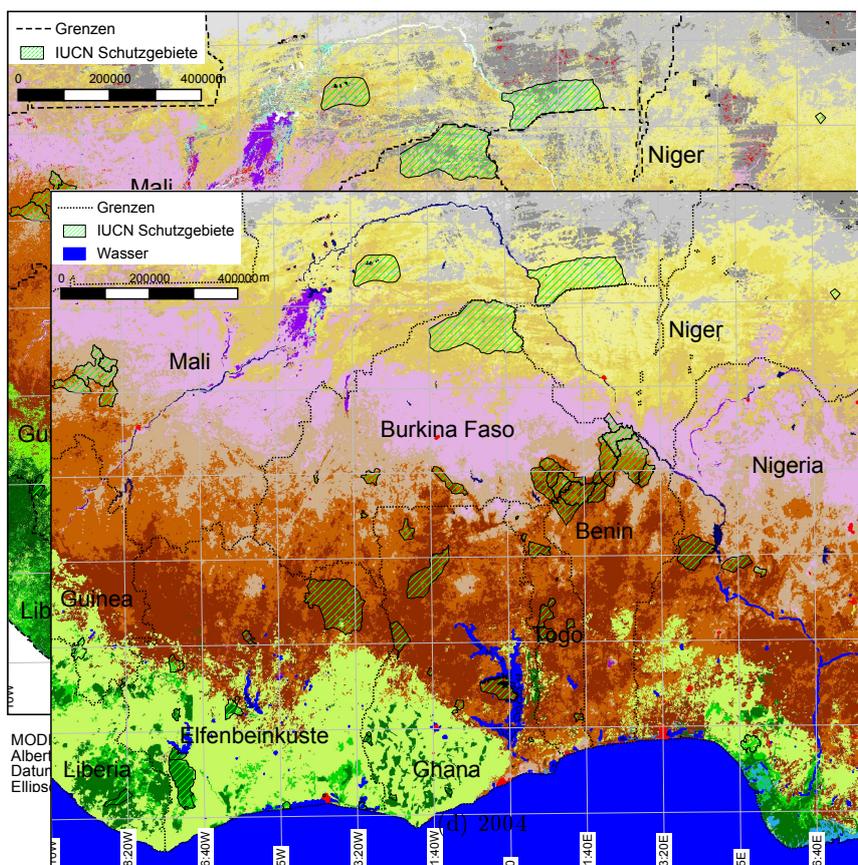
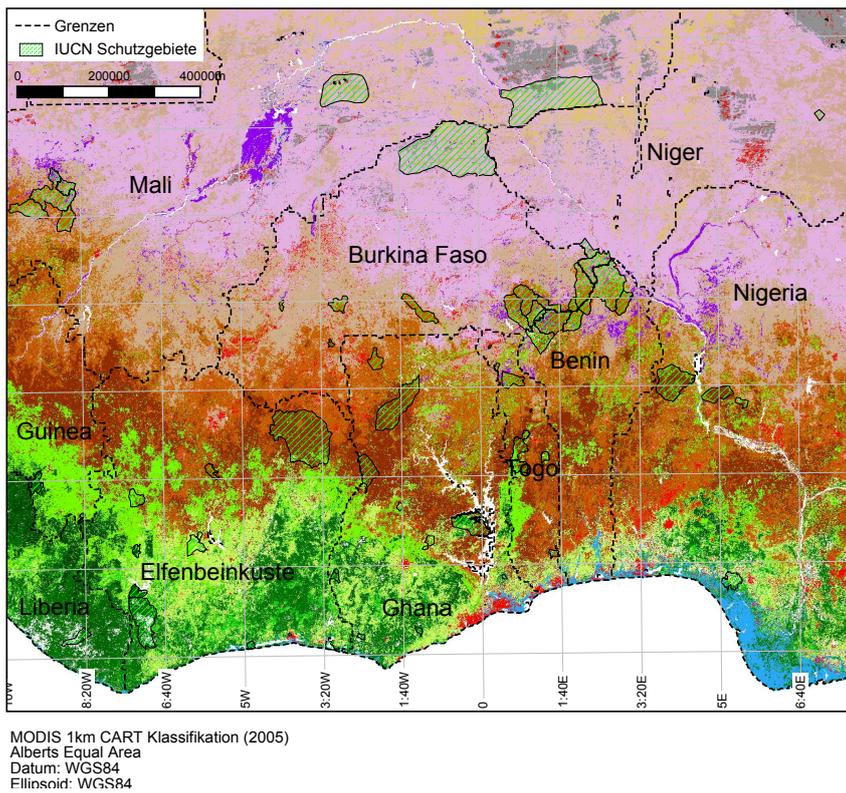


Abbildung 4.3: MODIS *CART*-Klassifikation 2002/2003. Ergebnisse der *CART*-Klassifikation von MODIS 16 Tage Kompositen 2003-2004 (1 km). Dunkelgrüne Gebiete stellen Regenwald dar, degradierte Waldgebiete sind in Abstufungen zu hellgrün dargestellt. Weiter nördlich sind das Wald-Savannen Ökoton und Baum-/Buschsavannen zu erkennen.



(e) 2005

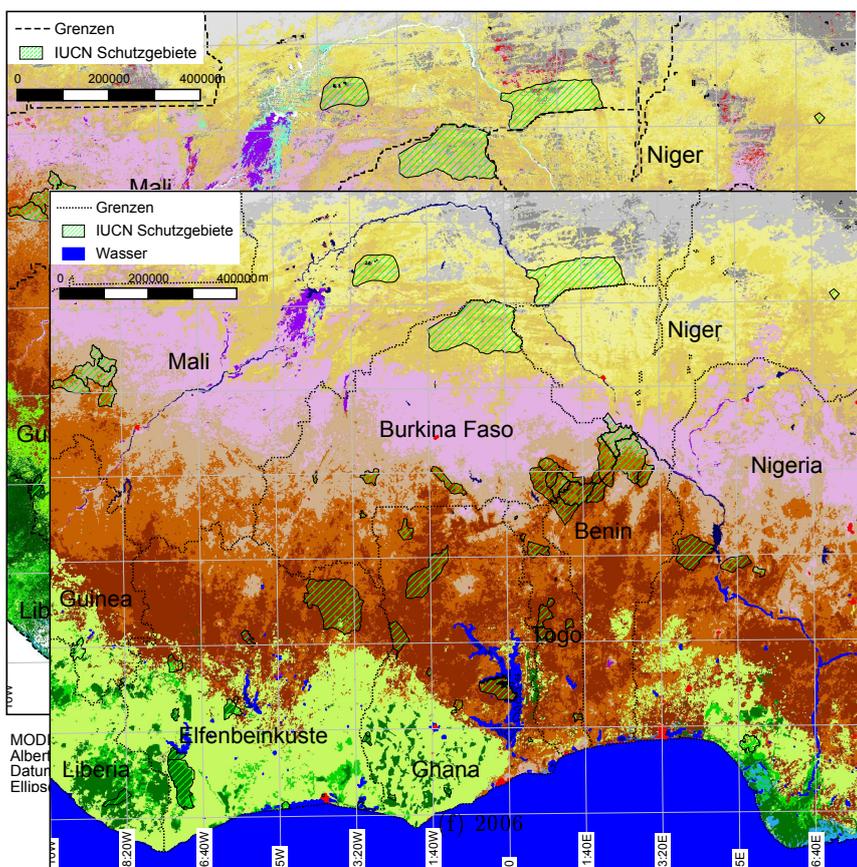


Abbildung 4.3: **MODIS CART-Klassifikation 2005/2006.** Ergebnisse der *CART*-Klassifikation von MODIS 16 Tage Kompositen 2005-2006 (1 km). Dunkelgrüne Gebiete stellen Regenwald dar, degradierte Waldgebiete sind in Abstufungen zu hellgrün dargestellt. Weiter nördlich sind das Wald-Savannen Ökoton und Baum-/Buschsavannen zu erkennen.

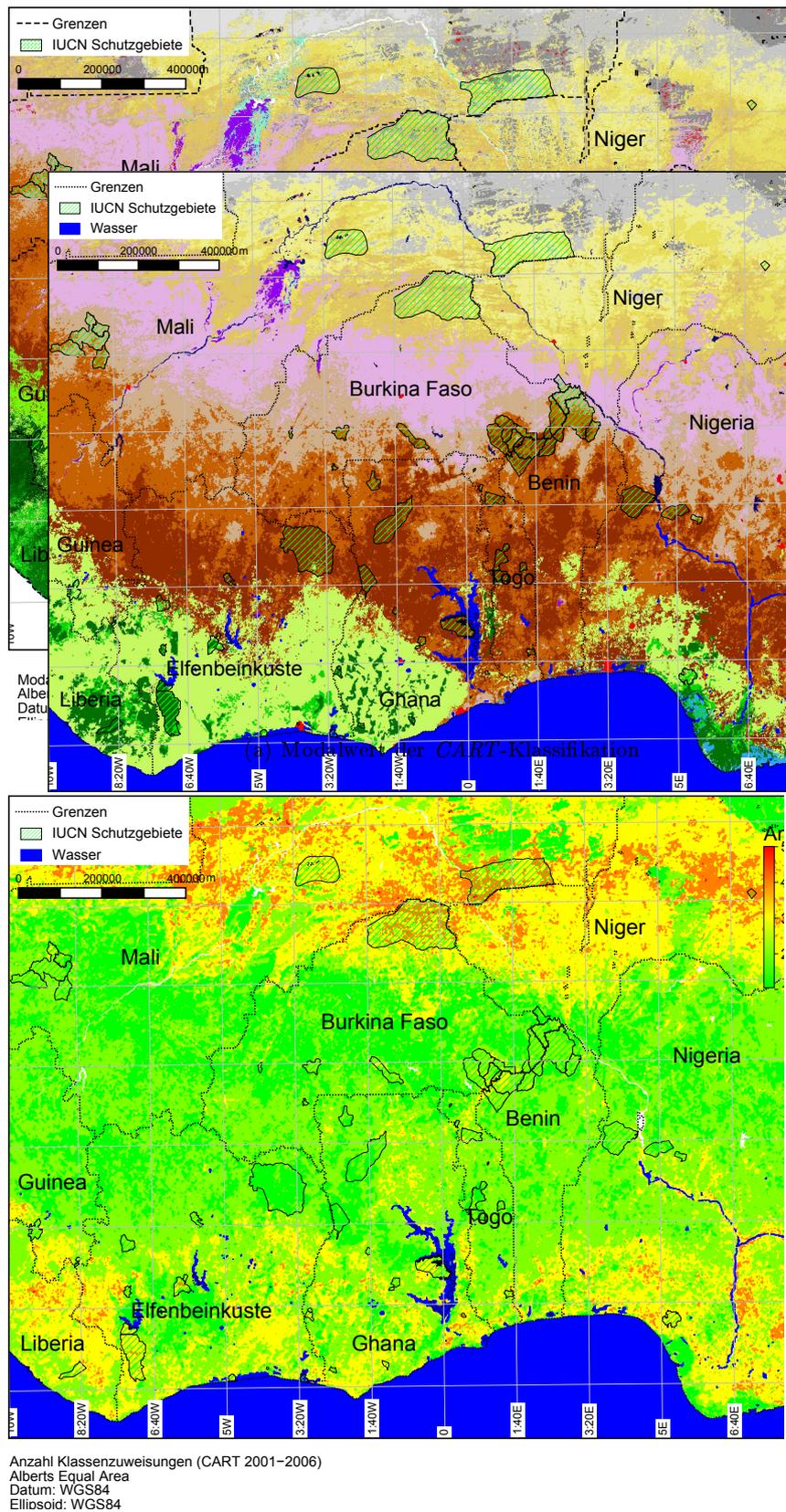


Abbildung 4.4: **Temporale Analyse der *CART*-Klassifikation.** Die zeitlichen Charakteristika der *CART*-Klassifikation von 2001 bis 2006 sind dargestellt. (a) stellt den Modalwert aller *CART* Klassifikationen dar, während (b) die Anzahl unterschiedlicher Klassen je Pixel über alle Klassifikation beschreibt.

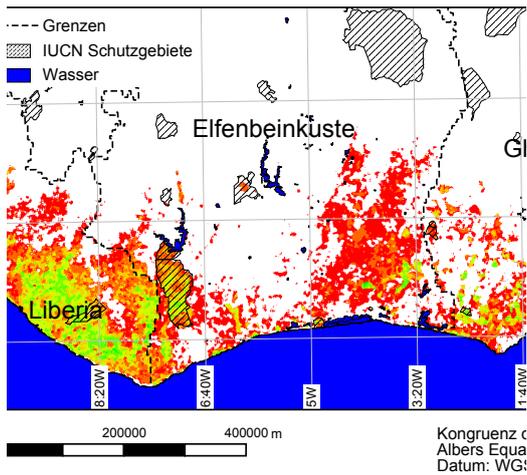


Abbildung 4.5: **Kongruenz der MODIS *CART*-Klassifikationen der Waldgebiete.** Verrechnung der sechs MODIS Klassifikationen zur Überprüfung der Übereinstimmungen für die Klasse Regenwald, welche in Abbildung 4.4a dargestellt ist. Grüne Gebiete zeigen eine Übereinstimmung in allen Klassifikationen, rote nur in einer Minorität der Datensätze.

einigen Gebieten des tropischen Regenwaldgürtels in Westafrika auf. Jedoch stimmen sie in den Kernzonen der Walderstreckung wie dem Nationalpark Taï oder dem Nationalpark *Cross River* überein (Abb. 4.6).

4.4 Diskussion

Die Ergebnisse haben das Potential, sowie die Probleme der fernerkundlichen Landbedeckungsklassifikation in einem subtropischen bis tropischen Untersuchungsgebiet aufgezeigt. Besonders die Verwendung von annuellen und interannuellen Zeitreihen ist in diesen Regionen der Erde besonders vielversprechend, da so die hohe Wolkenbedeckung kompensiert werden kann und qualitative Unterschiede der Datensätze zwischen den Kompositen bzw. Jahren ausgeglichen werden können. Hierbei kann das Potential von mittelaufgelösten Zeitreihen durch verbesserte Detektion von z. B. Wolken oder Schatten, sowie eine verbesserte methodische Verarbeitung dieser Daten noch weiter ausgebaut werden.

Die Anwendung des CART Klassifikationsverfahrens mit Trainingsdaten aus einem Jahr, wie in Colditz (2007) erläutert, setzt voraus, dass über das ganze Gebiet homogen verteilte Trainingsdaten vorhanden sind und keine großräumigen Landoberflächenveränderungen im Untersuchungszeitraum stattfinden. Dies kann in Westafrika für die Jahre ab 2000 für die Waldkerngebiete größtenteils angenommen werden, da die höchsten Deforestationsraten in den vorherigen Jahrzehnten stattfanden und viele der verbliebenen Fragmente geschützt sind (Chatelain *et al.*, 1996). Jedoch kann dies nicht für Savannengebiete postuliert werden, da sie hoch dynamisch sind und durch inter-annuell variable Niederschlagsmuster bestimmt werden (Anyamba *et al.*, 2005; Roerink *et al.*, 2003; Wittig *et al.*, 2007). Der anthropogene Einfluss in diesem Gebiet darf des Weiteren nicht außer acht gelassen werden (Wittig *et al.*, 2007), da dieser Landoberflächenveränderungen immer mehr bestimmt und auch die, gering vorhandene, Aufforstung. Diese Faktoren führen zu den Schwankungen zwischen den annuellen Klassifikationen.

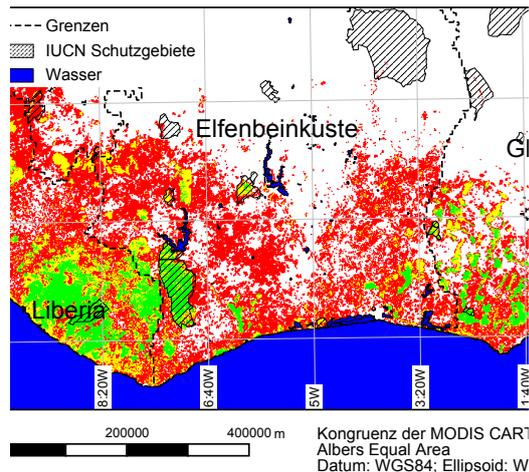


Abbildung 4.6: **Kongruenz verschiedener Klassifikationen der Waldgebiete.** Verrechnung der MODIS *CART*-Klassifikation (Modalwert), sowie der GLC2000 und Synmap Landbedeckungsklassifikationen zur Überprüfung der Übereinstimmungen der Regenwaldklasse. Grüne Gebiete zeigen eine Übereinstimmung in allen Klassifikationen, rote nur in in einer Minorität der Datensätze.

4.4.1 Vergleich der Landbedeckungsklassifikationen

Die annuellen Ergebnisse der Zeitreihe zeigen bei der Analyse der inter-annuellen Variabilität ausgeprägte regionale Unterschiede. So finden sich in der Sahelzone und an einigen Randbezirken des Waldgürtels eine höhere Variabilität der Klassenzuweisung als in der Guinea- und Sudansavanne. Diese Diskrepanz kann in den Waldgebieten auf die differierende Wolkenbedeckung zurückgeführt werden, deren Detektion bzw. Ausmaskierung problematisch ist (Hansen *et al.*, 2008). Auch durch die Ausmaskierung und Interpolation von Fehlwerten mit Hilfe von *TiSeG* können diese Fehlerquellen nicht gänzlich behoben werden. In der Sahelzone dagegen können unterschiedliche Niederschlagsverhältnisse die Begründung dafür liefern (Diouf und Lambin, 2001).

Regenwaldklasse Der Vergleich der MODIS *CART* Klassifikationen für die Waldgebiete hat eine deutliche Diskrepanz der Waldbedeckungsdetektion zwischen den Jahren zutage treten lassen. Nur Kerngebiete von großen Waldgebieten, wie geschützte Gebiete in Nigeria und der Elfenbeinküste bzw. Liberia werden konsistent als Regenwald klassifiziert. Die Region im Südosten der Elfenbeinküste und in Ghana wird dagegen nicht kohärent als kontinuierliches Regenwaldfragment klassifiziert, sondern nur in einem oder zwei Jahren, je nach Gebiet und sonst als degradiertes Regenwald. Dies würde auf eine Deforestation dieses Gebiets hinweisen, falls die korrespondierenden Jahre am Anfang der Zeitreihe situiert sind, was jedoch nicht der Fall ist. Die größte Ausdehnung der Regenwaldklasse findet sich im Jahr 2005, wobei 2006 wiederum mit den vorhergegangenen Jahren bezüglich der Waldklassifikation vergleichbar ist. Dieses Resultat kann durch höhere regionale Niederschläge in 2005 verursacht worden sein (WMO und NOAA, 2007), wobei hierbei nicht postuliert werden kann, dass in diesem Zeitraum Regenwaldgebiete neu entstanden sind, sondern höhere Photosyntheseaktivitäten bestanden, die aufgrund längerer Persistenz in diesen Gebieten über die Zeitreihe die gleichen Attribute wie Regenwaldgebiete besitzen. Die Variabilität findet sich auch in der Analyse der zeitlichen Diversität von Klassenzuweisungen wieder.

Der Vergleich der Ergebnisse mit Landsat Daten zeigt eine hohe Variabilität bezüglich der Validierungswerte. Nur der Modalwert über alle Jahre hat adäquate Kappawerte ergeben. Die variierenden Ergebnisse der Validierung können durch Probleme der Wolkenbedeckung oder Niederschlagsvariabilität erklärt werden. Der erste Punkt sollte durch die *TiSeG* Prozessierung reduziert worden sein, wobei jedoch aufgrund der zeitlich hohen Wolkenbedeckung fehlerhaft interpolierten Daten erzeugt worden sein könnten. Dies kann zu einer Über- oder Unterschätzung der Waldbedeckung führen, die zwischen den Jahren variiert.

4.4.1.1 Vergleich verschiedener Datensätze

Noch deutlichere Diskrepanzen der Erstreckung der Regenwaldklasse ergibt die Analyse der Kongruenz MODIS CART und der GLC2000 und Synmap Klassifikationen. Hier sind große Teile der Waldgebiete nur in einer Klassifikation vorhanden, aber die Kerngebiete z. B. des Nationalpark Taï werden in fast allen Klassifikationen als Regenwald klassifiziert. Die hohe Diskrepanz in einigen Gebieten kann durch unterschiedliche Eingangsdaten bei Synmap (Jung *et al.*, 2006) oder differierende Niederschlagsregime in der MODIS CART Zeitreihe erklärt werden (WMO und NOAA, 2007). Jedoch ist die Diskrepanz erstaunlich, da GLC2000 als Trainingsdatensatz in das CART-Verfahren eingeflossen ist und Synmap sich unter anderem aus dem GLC2000 Datensatz (Bartholomé und Belward, 2005; Mayaux *et al.*, 2004) zusammensetzt. Desweiteren ist in dem Synmap Datensatz auch GLCC und das MODIS IGBP Produkt enthalten (Jung *et al.*, 2006). Somit können neben den unterschiedlichen Sensoren bzw. Datensätzen, auch die verwendeten Klassifikationsalgorithmen von Bedeutung für die Resultate sein. Auch sind die Niederschlagsregime eine relevante Fehlerquelle, da homogene Verhältnisse nicht über die stark differierenden Aufnahmezeiträume, der Daten, die für die GLCC, GLC2000 und MODIS Klassifikationen verwendet wurden, angenommen werden können. Die unterschiedlichen Klassifikationsschemata, nach der die Klassifikation strukturiert wurde, und die daraus resultierende notwendige Reklassifizierung für die vorliegende Untersuchung kann eine weitere Fehlerquelle darstellen. Auch Jung *et al.* (2006) fanden hohe Diskrepanzen in den unterschiedlichen Klassifikationen von GLC2000, GLCC und MODIS *land cover product*, die sie aber nicht auf die Landoberflächenveränderungen oder die Aufnahmedaten zurückführten, sondern auf die Eingangsdaten und Methodik. Giri *et al.* (2005) schlussfolgerten dagegen, dass diese Unterschiede durch differierende Klassifikationsschemata verursacht werden. Dies zeigt eine generelle Problematik der Landoberflächenklassifikation, welche zwischen Jahren und Datensätzen hoch variabel ist. Für eine Analyse der globalen Deforestationsrate müssten die Ergebnisse durch Feldvalidierung bestätigt werden, bevor endgültige Aussagen getroffen werden können.

Jedoch bleibt die schwere Differenzierbarkeit verwandter Klassen wie verschiedener Savannentypen ein Problem bei der Klassifikation der Landbedeckung (Jung *et al.*, 2006). Des Weiteren zeigt in den hier vorkommenden Savannengebieten die interannuelle Veränderung der Landoberfläche aufgrund des annuell variablen Niederschlags keinen linearen Trend (Diouf und Lambin, 2001). Grundsätzlich ist auf den hier vorliegenden räumlichen Auflösungen von 1 km Pixelgröße die Ableitung von distinkten Klassen besonders schwierig, da ein Pixel häufig mehr als einen Landoberflächentyp beinhaltet und das Ergebnis stark von der verwendeten Methode abhängt (Jung *et al.*, 2006).

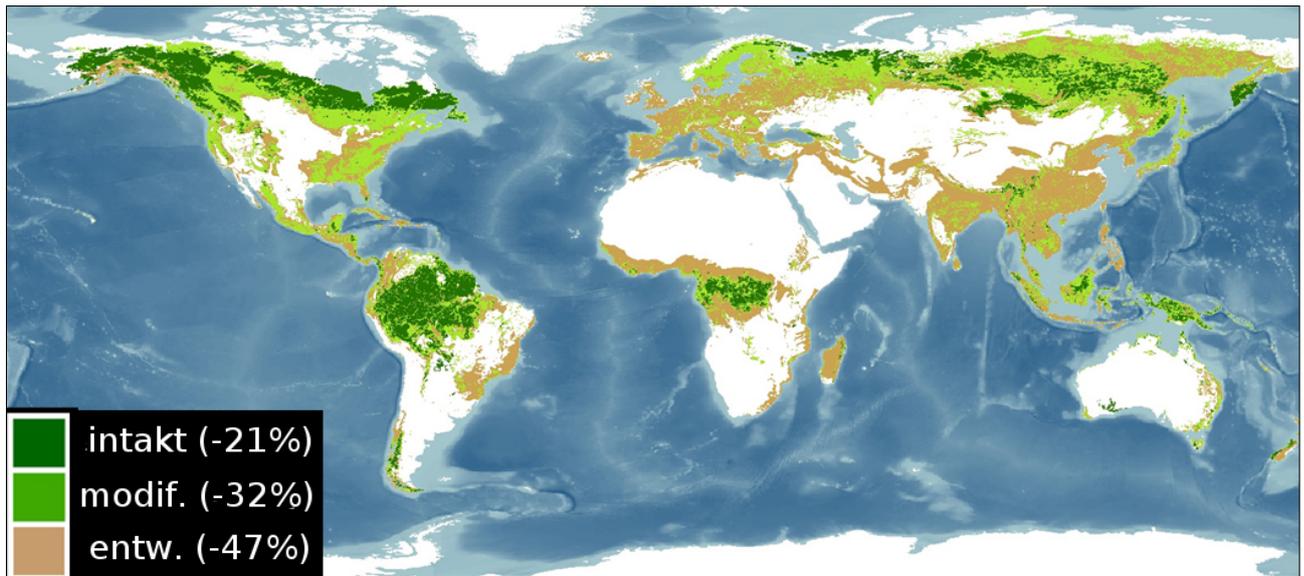


Abbildung 4.7: Überblick der globalen intakten Waldgebiete basierend auf Potapov *et al.* (2008), modifiziert vom World Resources Institute (2009) (modif.: modifiziert/degradiert, entw.: entwaldet/ehem. bewaldet)

4.4.2 Ausblick

Nach Kaiser (2002) kann die Informationsgenauigkeit einer globalen Waldbedeckung immer noch nicht ausreichenden genau bestimmt werden. Ansätze der Unterteilung in unterschiedliche Stadien der Integrität von Waldgebieten liefern Potapov *et al.* (2008) (Abb. 4.7¹), die somit weitere qualitative und quantitative Differenzierung der globalen Waldbedeckung zulassen. Dies wird auch am Beispiel des Untersuchungsgebiets in Westafrika deutlich, wenn die annualen Resultate separat betrachtet werden. Die Ergebnisse der kompletten Zeitreihe zeigen jedoch das Potential dieser Daten auf. Sie liefern Informationen der zeitlichen und räumlichen Variabilität der Landbedeckung, welche durch unterschiedliche klimatische Bedingungen zwischen den Jahren induziert wurde. Dieser Einflussfaktor wird sich weiterhin verändern und unter Umständen weitergehende Veränderung der Landoberfläche verursachen. Besonders für die Sahel, welche als Übergangszone zwischen der Sahara und den Savannengebieten liegt und die als besonders sensitiv gegenüber Veränderungen des Niederschlagsregimes gilt (Zhang *et al.*, 2007), wird aufgrund von anthropogenen Einflüssen (Held *et al.*, 2003) oder veränderter Ozean-temperatur (Giannini *et al.*, 2003) eine Abnahme des Niederschlags vorausgesagt. Diese Entwicklung wird sich voraussichtlich auch auf Regenwaldgebiete auswirken, da aufgrund von Grenzeffekten bei einer Veränderung der umgebenden Landbedeckung die Ausdehnung von Regenwald sukzessiv reduziert wird, was wiederum Auswirkungen auf das Klima (Fearnside, 2005), besonders von Westafrika, hat. Die weitere Abnahme der Waldgebiete führt höchstwahrscheinlich auch zu einer erhöhten Fragmentation. So konnten Echeverría *et al.* (2006) in ihrem Untersuchungsgebiet in Chile zwischen 1970 und 2000 eine Abnahme der gemäßigten Waldgebiete von 67% und einem parallelen Anstieg der Fragmentation (erhöhte Anzahl kleiner Patches (<100 ha)) nachweisen. Hierbei sind die Charakteristika der Grenzeffekte relevant, so haben unterschiedliche Magnituden und Tiefen der Penetration eines Fragments durch äußere Einflüsse differierende Auswirkungen (Harper *et al.*, 2005). Auch stellt der Landbedeckungs-contrast zwischen Fragment und umgebender Matrix einen wichtigen Faktor dar (Harper *et al.*,

¹<http://www.wri.org/project/global-forest-watch>

2005). Dies zeigt die Relevanz von räumlichen Analysen der Landschaft, da die Existenz eines Regenwaldfragments ohne Berücksichtigung der räumlichen Attribute wie Größe oder Form oder dessen räumlichen Kontext, wie des Isolationsgrades bzw. der Eigenschaften der umgebenden Matrix keine weiteren Schlüsse auf den aktuellen Wert für verschiedene Prozesse und die potentielle Entwicklung zulässt.

Die Anwendung von hochaufgelösten multitemporalen und -spektralen optischen Sensoren zusammen mit Radardaten wird die Qualität der Untersuchung der Landoberflächenbedeckung in Zukunft signifikant verbessern können. Somit ist auch eine verbesserte Detektion von Gebieten hoher Landoberflächenveränderungen möglich, wodurch auch weitergehende Analysen der potentielle Einflussfaktoren der Landoberflächenmodifikationen eruiert werden können (Fuller, 2006). Dieser Ansatz wird, basierend auf ENVISAT-MERIS bereits verfolgt und soll eine globale Landoberflächenklassifikation *Globcover* für das Jahr 2005 mit einer räumlichen Auflösung von 300 m liefern (Defourny *et al.*, 2006). Des Weiteren würden global verfügbare Datensätze einer räumlichen Auflösung vergleichbar zu Landsat eine verbesserte Klassifikation erlauben (Jung *et al.*, 2006), da auf dieser räumlichen Skala auch Wanderfeldbau und Brandflächen detaillierter determiniert werden können, welche die Ausbreitung von Savannen bzw. Wäldern beeinflussen (Gautier und Spichiger, 2004). Diese Art der Informationsgenauigkeit wird mit neueren Generationen von zeitlich und räumlich hochauflösenden fernerkundlichen Daten, wie Rapid-Eye, geliefert.

Kapitel 5

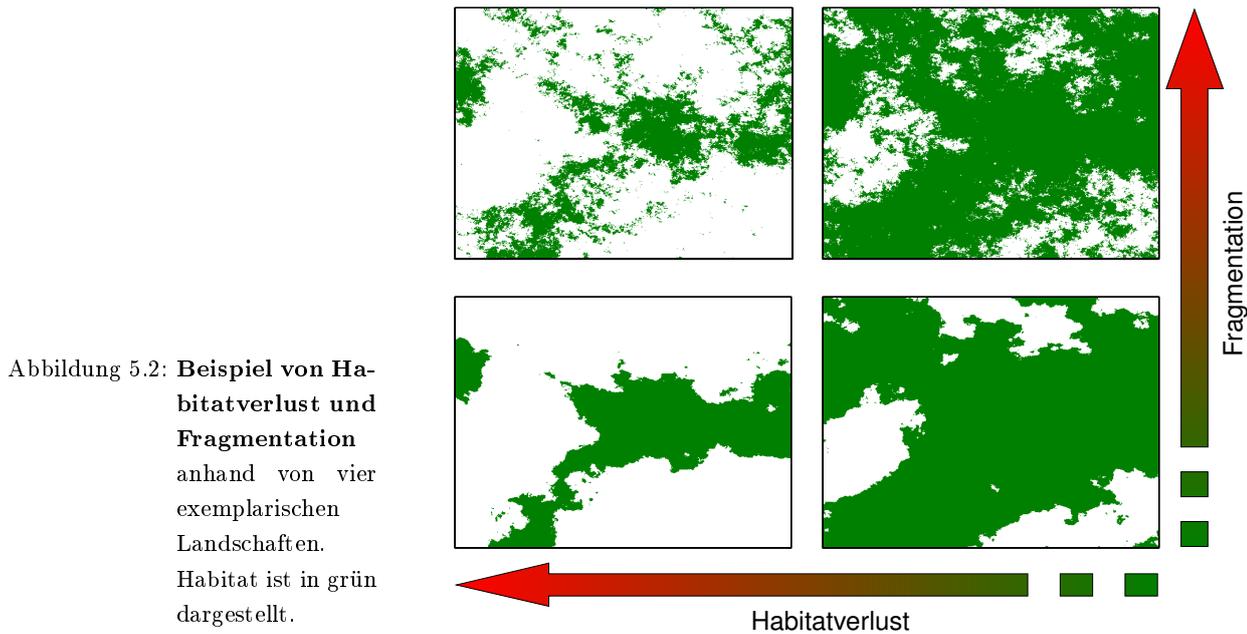
Charakterisierung der räumlichen Anordnung von Fragmenten westafrikanischer Regenwälder

5.1 Einleitung

Die anthropogen induzierte Verringerung der Fläche, unter anderem durch Bevölkerungsdruck oder Infrastrukturausbau (Laurance, 1999, 2001), stellt den treibenden Faktor der Veränderung von räumlichen Mustern dar. Die Abnahme der Waldbedeckung führt unter Umständen zu einer erhöhten Anzahl von, insbesondere kleinen, Waldfragmenten (Echeverría *et al.*, 2006). Diese Veränderung führt in Waldgebieten, welche global ca. 30 % der terrestrischen Bedeckung ausmachen, nicht nur zur Beeinflussung der biologischen, sondern auch zu hydrologischen und atmosphärischen Zuständen (Bonan, 2008; Laurance, 1999, 2004; Saunders *et al.*, 1991; Tabarelli *et al.*, 2004). Trotz der Bedeutung von Waldgebieten haben besonders tropische Wälder global eine Degradation oder sogar einen kompletten Verlust erfahren (Lambin *et al.*, 2003; Myers, 1988), welcher in der letzten Dekade des 20sten Jahrhunderts eine jährliche Rate zwischen 0.2 % und 0.5 % hatte (Achard *et al.*, 2002; Mayaux *et al.*, 2005). In Westafrika sind bereits ca. 90 % der immerfeuchten Waldgebiete entwaldet und die noch existierenden Gebiete sind hoch fragmentiert und degradiert (Bryant *et al.*, 1997) (Abb. 5.1). Die größten Restgebiete befinden sich im Westen der Elfenbeinküste und in Liberia. Die Fragmentation, unter anderem charakterisiert durch eine Reduzierung der Patchgrößen und eine verringerte Konnektivität, spielt hierbei neben dem Verlust von Habitaten eine entscheidende Rolle für den Verlust der Biodiversität (Hanski, 2005). Die



Abbildung 5.1: **Beispiel von Habitatverlust** im Südwesten Ghanas durch Brandrodung von primären Regenwäldern (Photo: J. Förster, 2008).



Fähigkeit einzelner Spezies zur Migration und somit zum Populationserhalt, sowie damit verbunden die genetische Diversität, nehmen durch den Verlust der Verbundenheit naturnaher Gebiete ab, was eine große Gefahr für den Erhalt der Biodiversität darstellt (Pascual-Hortal und Saura, 2006). Darüber hinaus wird der Einfluss des Klimawandels in einer fragmentierten Landschaft noch weiter verstärkt (Travis, 2003). Trotz der mannigfaltigen Untersuchungen in verschiedenen Gebieten der Erde ist der globale langfristige Effekt der Landschaftsfragmentation auf den Biodiversitätsverlust noch nicht geklärt (Hanski, 2005; Laurance *et al.*, 1998a).

Die Begriffe Habitatverlust und Fragmentation sind miteinander verwandt, haben jedoch unterschiedliche Auswirkungen (Fahrig, 2003). Der Verlust von Habitat hat direkten unmittelbaren Einfluss auf die existierende Biodiversität, wobei die veränderte räumliche Anordnung weitere Effekte auf die Biodiversität besitzt (Fahrig, 2003). Die in Abbildung 5.2 dargestellten Landschaften stellen unterschiedliche Grade des Habitatverlustes und der Fragmentation dar. Die vertikal angeordneten Landschaften in Abbildung 5.2 weisen Unterschiede im Fragmentationsgrad bei gleichbleibendem Bedeckungsgrad auf und somit keinen Habitatverlust. Die horizontal angeordneten Landschaften zeigen den Einfluss von Habitatverlust bei verschiedenen räumlichen Konfigurationen auf. Hierbei kann Habitatverlust zu einer verstärkten Fragmentation führen. Die Größe von Patches nimmt von rechts-unten nach links-oben ab, wogegen die Isolation zunimmt. Die Isolation von Fragmenten spiegelt die Besiedlungsfähigkeit von Fragmenten wieder. Diese wird als Konnektivität bezeichnet und beschreibt das Potential der Migration von Arten zwischen den Patches (Taylor *et al.*, 1993a). Das dazugehörige Antonym ist der Begriff Patch-Isolation.

Stand der Forschung

Der Verlust von Habitaten, der generell den Rückgang von Populationen begründet (Senapathi *et al.*, 2007), ist nur ein früh sichtbar werdendes Resultat der Landschaftsveränderung. Subtilere, verzögert auftretende Effekte entstehen durch die Landschaftsfragmentation (Fahrig, 2003; With, 1997). Nach Andrén (1994) führt die Fragmentierung der Landschaften zu stärkeren Auswirkungen auf ökologische

Faktoren als zuvor angenommen. Diese Zerstückelung von ursprünglich zusammenhängenden Gebieten und die neu entstandene umgebende z. B. landwirtschaftlich genutzte Matrix führt zu einer Modifikation von abiotischen und biotischen Komponenten (Saunders *et al.*, 1991). Die Auswirkungen dieser Zerstückelung hängen von verschiedenen Faktoren ab, wie der Qualität der Umgebung, als auch der Zeit seit der Fragmentation oder die Verbundenheit mit anderen Fragmenten, wobei größere Fragmente geringer beeinflusst werden (Saunders *et al.*, 1991). Kleinere Fragmente können zur Populationabnahme führen (Bender *et al.*, 1998), da z. B. dortige Ressourcen limitiert sind (Zanette *et al.*, 2000). Zudem ist die Artendiversität geringer, wie von der Arten-Areal Beziehung (SAR: *Species-Area Relationship*) (MacArthur und Wilson, 1967; Turner und Tjørve, 2005) auch angenommen wird. Die globale Untersuchung von Waldfragmentation von Riitters *et al.* (2000) zeigt ein heterogenes Bild für Afrika. Im Zentrum des Kontinents finden sich größere zusammenhängende intakte Waldgebiete, während im Westen weniger Fragmente mit einer hohen Kerngröße situiert sind. Dieses Muster postulieren auch Bryant *et al.* (1997), wobei sie den Nationalpark Taï als einen der letzten intakten Wälder westlich des *Dahomey-Gap* bezeichnen. Dies lässt jedoch Waldgebiete in Liberia außer acht, die in den letzten zwei Dekaden eine geringere Deforestations- und Fragmentationsrate erfahren haben, aber aufgrund eines starken Ausbaus der Infrastruktur gefährdet sind (Christie *et al.*, 2007).

Der Verlust von Habitaten und die damit einhergehende Verringerung der Fläche erklärt in vielen Fällen die abnehmende Biodiversität, jedoch nicht kongruent auf globalen Maßstab (Harcourt und Doherty, 2005). Die Aussterberate von Säugern in sechs Nationalparks Westafrikas ist jedoch wesentlich höher, als durch die Fragmentgröße alleine erklärt werden kann, was Brashares *et al.* (2001) auf lokale anthropogene Einflüsse wie z. B. der Jagddruck zurückführen. Dieser wird durch den Ausbau von Straßen erhöht, welche wiederum Barrieren für die Migration bilden (Laurance *et al.*, 2006) und zur Fragmentation der Landschaft beitragen (Reed *et al.*, 1996). Die Isolation von Fragmenten und die Distanz zur Grenzfläche konnten als Einflussfaktoren sowohl für die Artverbreitung als auch Diversität von Vögeln in westafrikanischen Waldfragmenten nachgewiesen werden (Manu *et al.*, 2007).

Für die Untersuchung des Einflusses von Fragmentation wurden unterschiedliche räumliche Maße entwickelt und für unterschiedliche Arten differierende Resultate gefunden (Bender *et al.*, 1998; Fahrig, 2003). So wurde z. B. für die Diversität von Pflanzen positive Zusammenhänge mit der Fläche und der Patchkomplexität, jedoch negative mit der Isolation gefunden (Galanes und Thomlinson, 2008). Andere Untersuchungen dagegen fanden keinen Einfluss von Größe, Form und Konnektivität auf Phytodiversität, dafür aber auf die Artenzusammensetzung (Echeverría *et al.*, 2007). Bani *et al.* (2006) analysierten die Effekte von Habitatverlust, -zerteilung und -isolation auf Artverbreitung und Abundanz und fanden unterschiedliche Sensitivitäten je nach untersuchter Art. Dies zeigt, dass Resultate für eine Art schwer auf weitere Arten zu übertragen sind (Chetkiewicz *et al.*, 2006; Koprowski, 2005) und verschiedene Aspekte in die Analyse einfließen müssen. Somit müssen Maße für die Beschreibung der räumlichen Landschaftsmuster angewendet werden, die eine ökologische Relevanz besitzen und auf andere Gebiete übertragbar sind. Hierbei spielen Indizes, die die Verbundenheit von Fragmenten basierend auf artspezifischen Ansprüchen und Matrixeigenschaften, die funktionale Konnektivität, analysieren, eine wichtige Rolle.

Fragestellung

Das Thema dieser Arbeit ist die Attributierungen von westafrikanischen Waldfragmenten anhand von strukturellen und funktionalen räumlichen Indizes und anschließender Differenzierung der Landschaften

basierend auf unterschiedlichen räumlichen Charakteristika, um weiterführende Informationen ihrer räumlichen Anordnung zu erhalten.

Die Fragen der

- Charakterisierung anhand struktureller Indizes wie Größe, Distanz (ENN), Form (SHAPE) und weiterführender Indizes
- und der Charakterisierung anhand von funktionalen Indizes, basierend auf Ausbreitungsmodellen in einer heterogenen Umwelt

von Waldfragmenten wird als erstes behandelt. Desweiteren soll geklärt werden,

- welche Fragmente des Regenwaldes in Westafrika eine hohe Bedeutung für die Aufrechterhaltung der räumlichen Integrität der Landschaft haben und somit eine hohe Bedeutung für die Bewahrung der Landschaftskonnektivität und des Biodiversitätsschutzes besitzen.

Anschließend wird die Bedeutung der räumlichen Muster zur Erklärung von Biodiversitätsmustern geklärt. Somit kann neben der Information der reinen Waldbedeckung in Westafrika auch die räumliche Anordnung quantifiziert und weiterführend relevante Informationen gewonnen werden.

5.2 Methodik

Für die Untersuchung der Charakteristika individueller Fragmente werden verschiedene etablierte Indizes, sowie Maße, die im Rahmen dieser Arbeit neu entwickelt wurden, angewendet. Daher können weiterführende Analysen durchgeführt und Aussagen bezüglich der räumlichen Konfiguration von Fragmenten getroffen werden.

Mit Hilfe dieser Indizes werden verschiedene Untersuchungen durchgeführt: 1) Charakterisierung der Waldfragmente anhand von strukturellen Indizes, 2) Charakterisierung der Landschaft unter Einbeziehung der Matrixeigenschaften der Landschaft und artspezifischer Attribute, 3) Analyse der Relevanz einzelner Fragmente für die Integrität der Landschaft und 4) Beurteilung des Erklärungswerts der hier berechneten Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster.

5.2.1 Eingangsdaten

Für die Analyse einer realen Landschaft sind thematische Informationen der Landoberfläche von Bedeutung, welche mittels fernerkundlichen Daten flächendeckend verfügbar sind. Auch werden künstlich generierte Landschaften mit definierten Parametern wie dem Bedeckungsgrad oder räumlicher Konfiguration genutzt, um deskriptive Aussagen bezüglich des Verhaltens der Indizes zu treffen.

5.2.1.1 Künstlich generierte Landschaften

Für die Analyse, inwieweit sich die Indizes in unterschiedlichen Landschaften verhalten und differierende oder kolineare Ergebnisse liefern, wurden neun neutrale Landschaften erzeugt (Abb. 5.3). Dabei wurden je drei Landschaften mit 25 %, 50 % und 75 % Bedeckungsgrad generiert, wobei der Agglomerationsfaktor jeweils 0.25, 0.5 und 0.75 betrug. Der Agglomerationsfaktor bestimmt die räumliche Aggregation der Pixel. Werte von 1 determinieren einen großen zusammenhängenden Patch, während sinkende Werte kleine singuläre Fragmente generieren. Somit spiegeln diese Landschaften verschiedene (theoretisch existierende) räumliche Anordnungen bei kontrastierenden Bedeckungsgraden wieder.

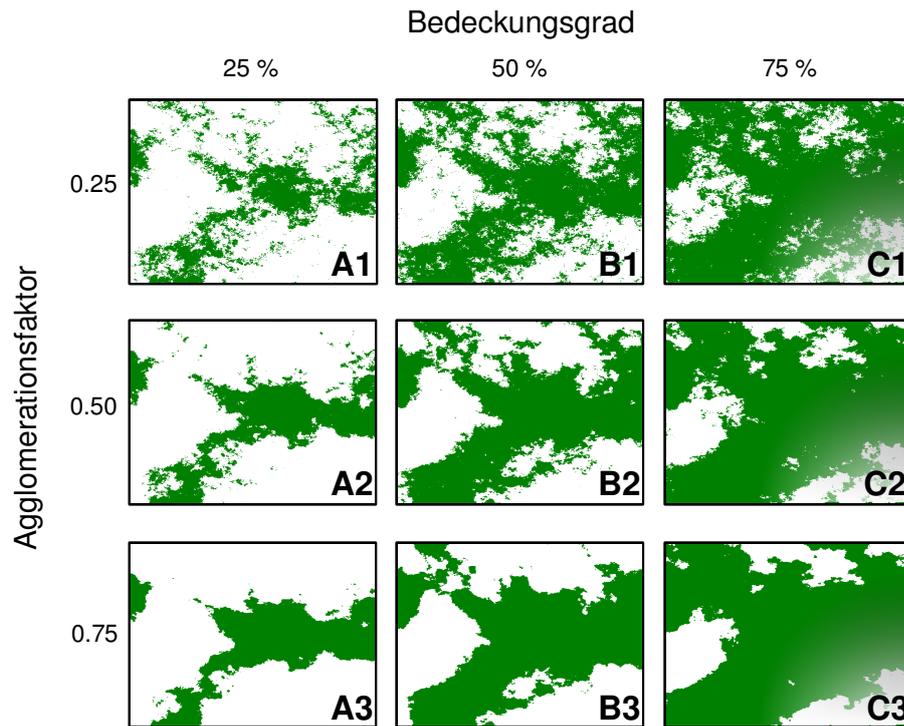


Abbildung 5.3: **Beispiellandschaften.** Neun generierte Landschaften mit unterschiedlicher Habitatbedeckung und räumlicher Konfiguration zur Visualisierung der Ergebnisse der verwendeten Indizes.

5.2.1.2 Reale Landschaft

Die Untersuchung des Einflusses verschiedener Indizes in einer realen Landschaft fokussiert auf die Regenwaldgebiete Westafrikas, da die ursprünglichen Regenwaldgebiete eine große Bedeutung für Biodiversität und Klima haben (Betts *et al.*, 2008b; Fearnside, 2005; Gautier und Spichiger, 2004). In Abbildung 5.4 sind die Waldfragmente im Untersuchungsgebiet basierend auf der MODIS CART Klassifikation (siehe Kapitel 4) dargestellt. Im Westen der Elfenbeinküste befindet sich der Nationalpark Taï und angrenzend weitere größere Waldfragmente in Liberia. Zentral im Untersuchungsgebiet gelegen finden sich hauptsächlich kleine agglomerierte Waldfragmente und erst im Osten Nigerias größere Waldfragmente, wie die des Nationalparks *Cross River*.

5.2.2 Charakterisierung von Waldfragmenten nach strukturellen Indizes

Für die Charakterisierung der Fragmente in einer Landschaft sind Maße wie die Größe oder Form wichtig, jedoch auch Informationen zu ihrem räumlichen Kontext. Für die Analyse der Charakteristika der individuellen Fragmente wurden u.a. der SHAPE-Index sowie die Fragmentgröße berechnet. Der SHAPE-Index beschreibt die Komplexität der Form von Fragmenten und wird wie folgt berechnet

$$\text{SHAPE-Index} = \frac{\text{Umfang}_i}{\text{Umfang}_i^R} \quad (5.1)$$

Hierbei steht Umfang_i für den Umfang des Patch_i , Umfang_i^R für den minimalen Umfang eines Rechtecks gleicher Fläche wie Patch_i . Der SHAPE-Index erreicht den Wert 1, wenn das Fragment maximal kompakt ist (rechteckig) und kann für komplexe Formen Werte gegen unendlich annehmen (McGarigal

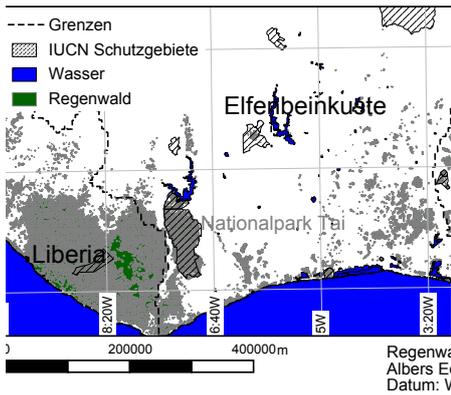


Abbildung 5.4: **Untersuchungsgebiet** der räumlichen Analyse von Waldfragmenten in Westafrika.

et al., 2007). Neben den etablierten Analysen der euklidischen Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn (ENN) und der Flächengröße werden weiterführende Maße im Folgenden erläutert und berechnet.

5.2.2.1 Summe der Distanzen zwischen allen Fragmenten

Die Analyse der Distanzen zum 1. ENN hat die Limitierung, dass *a priori* definierte ENNs verwendet werden. Da aber die Existenz eines Fragments innerhalb einer Agglomeration von Fragmenten und eines Fragments mit nur einem nahen Nachbarn bei der Distanz zum 1. ENN die gleichen Werte ergeben kann, ist die Analyse der ENNs in der weiteren Umgebung notwendig. Dies wird durch die Analyse der Summe der Distanzen zu allen j -Nachbarn bewerkstelligt

$$SD_i = \sum_{j=1}^k \delta_{i-j} \quad (5.2)$$

wobei δ_{i-j} die Distanz zwischen dem Fokus-Patch und dem j -ten ENN ist. Hierbei sind Fragmente mit hohen Werten isolierter zu allen anderen Patches als verbundene Fragmente, die niedrigere Werte aufweisen. Für die reale Landschaft wurde die Summe verwendet, da keine unterschiedlichen Anzahlen von Fragmenten vorliegen, wogegen in den künstlich generierten Landschaften auf die Anzahl der Fragmente korrigiert werden musste und deshalb der Mittelwert berechnet wird.

5.2.2.2 Euklidischer Nächster Nachbar und Fragmentgröße

Neben der Distanz eines Fokus-Patch (FP) zu einem Ziel-Patch (ZP) ist auch dessen Größe relevant. Der Index DF_j verrechnet die euklidische Distanz zum 1. ZP und dessen Größe

$$DF_j = \frac{\text{Distanz}_{ij}}{\text{Fläche}_j} \quad (5.3)$$

Hierbei ist Distanz_{ij} die euklidische Distanz zwischen Fokus- und Ziel-Patch (1. ENN) und Fläche_j ist die Fläche des Ziel-Patches. Der DF_j Index weist unendlich hohe Werte auf, wenn der Ziel-Patch weit entfernt ist und eine geringe Flächengröße besitzt. Geringe Werte erhalten Konstellationen mit nahen, aber sehr großen Ziel-Patches. Jedoch vernachlässigt DF_j die Größe des Fokus-Patch, was durch eine Weiterentwicklung dieses Index berücksichtigt wird. Diese bezieht nicht nur die Größe des ZPs sondern

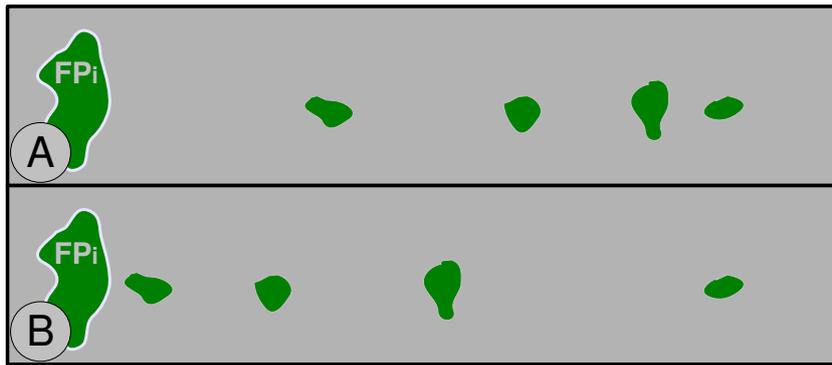


Abbildung 5.5: **Trendanalyse der k-ENN** für zwei Landschaften, deren Trend für Distanzen zwischen Patches sinkt (A) bzw. steigt (B) und somit einen negativen respektive positiven Trend der Distanzen aufweisen.

auch die des FPs mit ein. So können auch kleine und große FPs differenziert werden, wenn sie gleich große und nahe ZPs haben. Die Berechnung des Index DF_{ij} ist

$$DF_{ij} = \frac{\text{Distanz}_{ij}}{\text{Fläche}_i + \text{Fläche}_j} \quad (5.4)$$

Hierbei entspricht Distanz_{ij} und Fläche_j der von DF_j und die Fläche_i ist die des Fokus-Patch. Die Werteskala weist hohe Werte bei hohen Distanzen und niedrigen Flächengrößen des Fokus- und Ziel-Patches auf, während große und nahe Fragmente zu niedrigen Werten für den Fokus-Patch führen.

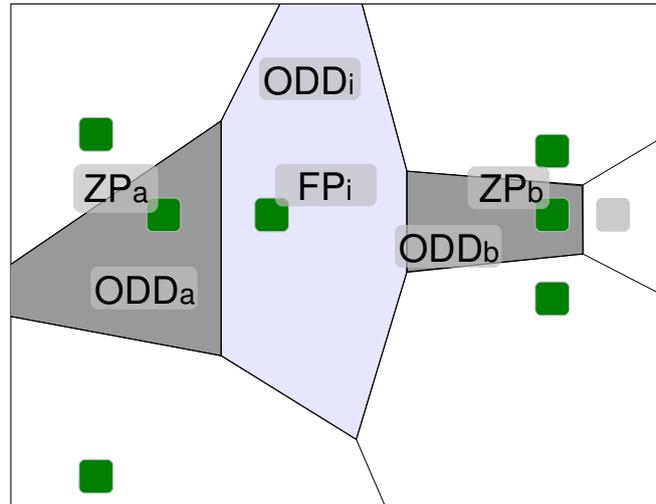
5.2.2.3 Trendanalyse der Distanz von k-Euklidischen Nächsten Nachbarn

Eine Analyse der Distanzen, welche über den 1. ENN hinausgeht, berücksichtigt den weiteren Kontext eines Fragments. Diese Untersuchung der weiteren Umgebung liefert Informationen, ob die Isolation in der Peripherie ansteigt oder abfällt und somit Informationen der Isolation des Patches im größeren räumlichen Kontext (Abb. 5.5). Für eine weiterführende Analyse der Konnektivität wird die Distanz zwischen Patches für die 1. bis 10. ENN berechnet, also die Distanz zwischen dem 1. und 2., dem 2. und 3. bis zum 10. Patch. Darauf aufbauend wird der Trend der Distanzen zwischen den ersten zehn ENNs basierend auf der Ableitung der Steigung einer Regressiongeraden berechnet (pD.slope). Des Weiteren der Schnittpunkt der Regressiongeraden mit der Ordinate (pD.offset). Somit besitzen Fragmente, die in einer Landschaft mit räumlich homogen verteilten Patches liegen, eine Steigung gegen Null. Positive Werte deuten auf eine ansteigende Distanz bis zum 10. ENN hin, während negative Werte auf eine sinkende Distanz zwischen entfernten Patches hindeutet (Abb. 5.5). Der Schnittpunkt mit der Ordinate lässt Rückschlüsse auf die Lage der Distanzwerte zu. So deuten hohe Werte der Steigung und niedrige Werte des Schnittpunkts mit der Ordinate auf geringere Distanzen zwischen den Fragmenten hin.

5.2.2.4 Omnidirektionale Konnektivität

Konnektivität ist kein bilaterales Maß, sondern ein multilaterales, da nicht nur die Distanzen zwischen dem Fokus-Patch und einem oder einer *a priori* definierten Anzahl von Nachbarn analysiert werden sollten, sondern die Verbundenheit zu allen benachbarten Fragmenten. Das bedeutet, dass alle Fragmente die sich in der direkten Umgebung eines Patches befinden, berücksichtigt werden (Abb. 5.6). Das in dieser Arbeit erstellte Konzept ist verwandt mit der Methode der Voronoi Triangulation (Chiu, 2003; Okabe *et al.*, 1992). Aufgrund der Entwicklung dieser Methode für Punkte konnte es in dieser Arbeit nicht angewendet werden, da die Verwendung von Fragmentzentroiden als Eingangsdatensatz

Abbildung 5.6: **Omnidirektionale Distanz zu umgebenden Patches.** Die omnidirektionale Distanz zu umgebenden Patches des ersten (ODD_i , hellblau) und zweiten (u. a. ODD_a , ODD_b , grau) Grads des Fokus-Patch (FP_i) zu allen benachbarten Fragmenten (grün). Beispielhaft sind zwei benachbarte Fragmente (ZP_a und ZP_b) vom Fokus-Patch, sowie deren omnidirektionale Distanz (1. Grades) zu umgebenden Patches dargestellt (grau, ODD_a und ODD_b) .



in einigen Fällen zu einer Unterschätzung der Konnektivität führt. Dies ist besonders bei unregelmäßig geformten Fragmenten der Fall oder Patches die neben einer Hauptfläche längliche Ausbuchtungen besitzen, die somit die Distanz zum benachbarten Fragmenten reduzieren. Daher wurde in dieser Arbeit das Konzept auf Polygone erweitert. Da diese Analyse keinen mathematischen Bezug zu Voronoi oder Thyssen-Polygonen (Okabe *et al.*, 1992) hat, wird hier von omnidirektionaler Distanzanalyse (ODD) gesprochen. Für diese Methode ist keine *a priori* festgelegte Anzahl k von ENN notwendig, wodurch ein optionales Raster für die Begrenzung der maximalen Isolationsfläche eingesetzt werden muss. Dieses begrenzende Raster wurde für die hier analysierten Waldfragmente so gesetzt, dass Gewässer (Süß-/Salzwasser) und Gebiete nördlich der Guinea Savanne nicht in die Distanzanalyse mit einbezogen werden, da diese Gebiete für die Konnektivität von Waldgebieten als nicht relevant angesehen werden.

Anzahl omnidirektionaler Nachbarn Die Anzahl aller angrenzenden Nachbarn eines Fokus-Patch liefert Informationen bezüglich der Verbundenheit eines Fragments. So kann die omnidirektionale Konnektivität gleiche Werte sowohl für 10 als auch für 100 gleichgroße Nachbarn aufweisen, wenn die umgebenden Fragmente die gleiche Entfernung zum Fokus-Patch haben. Die Analyse der Anzahl von Nachbarn

$$ODD-N_i = \sum_{j=1}^n n_j \quad (5.5)$$

gibt die Anzahl von Nachbarn je Fokus-Patch wieder ($ODD-N_i$). Hierbei ist n_j die Anzahl von Nachbarn des Fokus-Patch. In der Abbildung 5.6 ist $ODD-N_i$ gleich sechs für den Fokus-Patch FP_i , somit berücksichtigt diese Methode alle Nachbarn und nicht nur den 1. ENN, in diesem Fall ZP_a .

Omnidirektionale Konnektivität (1. Grades) Bei der Analyse der omnidirektionalen Konnektivität (ODD) wird die Fläche zwischen dem Fokus-Patch (FP_i) und allen umgebenden Fragmenten (ZP_j) berechnet und die Pixel, die näher am Fokus-Patch als an Nachbarpatches liegen, ersterem zugewiesen. Durch Addition aller Pixel die dem Fokus-Patch zugewiesen wurden, wird die omnidirektionale Distanz abgeleitet (ODD_i , Omnidirektionale Distanz für Patch i in Abb. 5.6).

Flächenkorrektur Die Berechnung der omnidirektionalen Distanz mittels dieser Methode hat den Nachteil, dass große Fragmente bei gleicher Distanz zu umgebenden Patches eine höhere Isolationfläche (ODD_i) haben als kleine Fragmente. Um diesen Effekt zu eliminieren, wird FP_i mit ODD_i verrechnet:

$$ODD:FP \text{ Ratio}_i = \frac{ODD_i}{F_i} \quad (5.6)$$

Deshalb erhalten Fragmente unterschiedlicher Flächengröße, jedoch gleicher Konnektivität, gleiche ODD_i Werte. Hohe $ODD:FP$ Ratio Werte (dimensionslos) zeigen eine hohe Isolation des jeweiligen Fragments an, unabhängig von dessen Größe.

Omnidirektionale Konnektivität (2. Grades) Zudem wird die gleiche Analyse für die angrenzenden Fragmente (ZP_j) durchgeführt und das Ergebnis dem Fokus-Patch zugewiesen, wodurch Informationen der Isolation (ODD_j) und Flächengröße der Nachbarn (F_j) gewonnen werden.

$$\text{Fläche oder } ODD_i = \frac{\sum_{j=1}^n F_j \text{ oder } ODD_j}{ODD-N_i} \quad (5.7)$$

$ODD-N_i$ aus Gleichung 5.5 stellt die Anzahl aller Nachbarn dar, F_j die Größe des jeweiligen Ziel-Patches und ODD_j die omnidirektionale Konnektivität des Ziel-Patches. Hierbei ist jedoch auch, wie in der Analyse der omnidirektionalen Konnektivität des 1. Grades erläutert, der Zusammenhang von Größe des Patches und ODD relevant. Somit wird die Ratio-Berechnung auch hier angewandt

$$ODD:ZP \text{ Ratio}_j = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{ODD_j}{F_j}}{ODD - N_i} \quad (5.8)$$

Diese Ratio wird für weitere Analysen verwendet und beschreibt, wie die Konnektivitätsratio 1. Grades, eine höhere Konnektivität bei niedrigem Wert.

5.2.3 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von artspezifischen Indizes

Bei artspezifischen Analysen müssen unterschiedliche ökologisch relevante Faktoren berücksichtigt werden. Hierbei spielen unter anderem die Eigenschaften der Landoberfläche, die nicht als Habitat definiert wurde (die sog. Matrix), die Perzeption und Ansprüche einer Art, sowie artspezifische Ausbreitungsmuster eine Rolle. Diese Faktoren wurden in dieser Arbeit in ein Modell integriert, um zu analysieren, wie sich Individuen in einer Landschaft bewegen. Hierbei werden Informationen bezüglich der Zeit von Emigration bis Immigration oder der Anzahl von Immigranten bzw. erfolgreicher Emigranten gewonnen.

Ausbreitungsregeln und Eigenschaften der Matrix Unterschiedliche Regeln der Ausbreitung wurden in Programmen integriert, welche im Rahmen dieser Arbeit entwickelt wurden und im folgenden erläutert werden. Hierbei hat auch die Matrix Einfluss auf die Ausbreitungsrichtung, sowie den

Energieverlust des Organismus, da geeignetere Landoberflächenklassen potentiell eine höhere Anziehungskraft bzw. geringere Kosten für die Migration der Individuen haben.

Es wurde definiert, dass startende Individuen sich vom Rand eines Patches nach außen hin ausbreiten, wobei die Anzahl der startenden Individuen ($1-\infty$) je Patch konstant ist. Die Bewegungsrichtung erfolgt zufällig innerhalb eines vorwärts gerichteten Halbkreis mit dem Radius der artspezifischen Schrittlänge ($1-\infty$). Optional kann eine Gewichtung der Auswahl der Bewegungsrichtung durch zwei Faktoren eingeführt werden. Diese Faktoren sind erstens eine Eignungsmatrix, deren Wertebereich von 0 (nicht geeignet) bis 100 (optimal geeignet) reicht. Zweitens definiert ein Perzeptionsradius ($0-\infty$) mit einem Attraktionswert ($1-\infty$), wann und wie stark sich Individuen zu Patches hin orientieren. Diese Faktoren gewichten die zufällige Auswahl der Bewegungsrichtung (180° Bereich) unterschiedlich stark und müssen basierend auf artspezifischen Informationen oder generalisiert für z. B. Generalisten vs. Spezialisten (Tischendorf *et al.*, 2003) definiert werden. Die Eignungsmatrix wird mit der, vorher gleichen, Wahrscheinlichkeit für alle Pixel multipliziert und auf die Anzahl Pixel normiert. Pixel mit hohen Eignungswerten bekommen somit höhere Wahrscheinlichkeiten zugewiesen, während Pixel mit niedrigen Werten eine geringe Wahrscheinlichkeit besitzen für den nächsten Schritt ausgewählt zu werden. Ein Attraktionswert für Patches von 2 verdoppelt die Wahrscheinlichkeit, dass der nächste Schritt in Richtung eines Patches gemacht wird. Hierbei wird jedoch die Eignungsmatrix weiterhin berücksichtigt wodurch die Wahrscheinlichkeit der Bewegung in Gebieten mit z. B. geringen Eignungswerten weiterhin unwahrscheinlicher bleibt. Außerdem hat die Definition der Schrittlänge Einfluss auf das Potential, inadäquate Bereiche der Eignungsmatrix durch höhere Schrittlängen zu überspringen. Des Weiteren ist für einige Analysen der Energieverlust (Anfangsenergiewert: $1-\infty$) des Individuums während der Migration relevant, welcher durch eine Kostenmatrize ($1-\infty$) quantifiziert wird, wobei der Wert 0 in der Kostenmatrize für eine nicht permeable Landoberfläche steht. Individuen, deren Energie aufgebraucht ist, werden nur dann als erfolgreiche Emigranten gezählt, wenn sie ihre Energie in einem Patch aufgebraucht haben. Bei fehlender Eingabe der optionalen Kostenmatrix wird ein konsistenter Wert von 1 für die gesamte Landschaft definiert.

Ausgaben Die Ausgaben der Ausbreitungsmodelle differieren je nach Modul: *r.pi.searchtime* untersucht die Suchzeit, während *r.pi.energy* die Anzahl Immigranten, erfolgreiche Emigranten und Migranten berechnet. Diese Ausgaben der entwickelten Programme werden im Folgenden detaillierter erläutert. Die Angabe einer Kostenmatrix, sowie Anfangsenergie ist nur für *r.pi.energy* möglich. In dieser Arbeit werden jeweils drei Szenarien unterschiedlicher Matrixeigenschaften analysiert, deren Einstellungen in Tabelle 5.1 zu finden sind. Die Werte für die Kosten- und Eignungsmatrix sind in Tabelle 5.2 dargestellt. Neben den rein statistisch relevanten Werten, wie die Anzahl von Individuen oder der prozentuale Anteile der immigrierten Individuen bzw. die maximale Schrittzahl bis das Modell stoppt, sind weitere Parameter, wie die Schrittlänge, der Perzeptionsradius und der Attraktionswert anzugeben. Hierbei haben differierende Schrittlängen, neben einem vergleichenden Charakter, den Einfluss, dass höhere Schrittlängen Hindernisse überspringen können. Da in dieser Untersuchung alle Barrieren berücksichtigt werden sollen, ist die Minimallänge verwendet worden. Die Wertebereiche im Perzeptionsradius und dem Attraktionswert, sowie die der Eignungs- und Kostenmatrize basieren auf theoretischen generalisierten Annahmen der Ausbreitungsfähigkeit von Chiropteren und Amphibien (pers. Komm. J. Fahr und J. Penner) und orientieren sich des Weiteren an theoretischen Werten von Tischendorf *et al.* (2003).

Tabelle 5.1: Einstellungen der Parameter für die artspezifische Ausbreitungsanalyse.

Suchzeit						
	n	%	SL	PR	AW	EM
SZ-0	10000	80	1	2	2	EM-0
SZ-1	10000	80	1	2	2	EM-1
SZ-2	10000	80	1	2	2	EM-2

Energie								
	n	%	SL	PR	AW	EM	KM	E
EN-0	10000	80	1	2	2	EM-0	KM-0	50
EN-1	10000	80	1	2	2	EM-1	KM-1	50
EN-2	10000	80	1	2	2	EM-2	KM-2	50

n = Anzahl der startenden Individuen/Patch; % = prozentuale Anzahl der erfolgreich immigrierten Individuen bevor Modell stoppt; SL = Schrittlänge (Px, hier 1 km); PR = Perzeptionsradius (Px, hier 1 km); AW = Attraktionswert; EM = Eignungsmatrize; KM = Kostenmatrize; E = Anfangsenergie je Individuum.

Tabelle 5.2: Einstellungen der Eignungsmatrize und Kostenmatrize für die Suchzeit, Immigranten, erfolgreiche Emigranten und Migranten Analyse.

Eignungsmatrize				
	Wald	Deg. Wald/Agrik.	Guineasav. bis Sahel	Wasser/Urban
EM-0	100	100	100	100
EM-1	100	75	50	0
EM-2	100	50	25	0

Kostenmatrize				
	Wald	Deg. Wald	Guineasav. bis Sahel	Wasser/Urban
KM-0	1	1	1	1
KM-1	1	2	3	100
KM-2	1	5	10	100

5.2.3.1 Suchzeit

Die Analyse der Zeit zwischen Emigration und Immigration ist ein weiteres Maß zur Ableitung der Konnektivität und bezieht artabhängige Ausbreitungsmuster, sowie die Eignung der umgebenden Matrix mit ein. Die Suchzeit (SZ) gibt die mittlere Anzahl Schritte wieder, die alle startenden Individuen (n von Patch _{i}) bis zur Immigration in einen neuen Patch gebraucht haben. Aufgrund von potentiell nie immigrierenden Individuen ist der Wert für den prozentualen Anteil der immigrierten Individuen und die maximale Schrittzahl anzugeben, bei dem das Modell stoppt. Dies sind technische Parameter, die unabhängig von artspezifischen Eigenschaften sind. Die Schrittlänge definiert die Anzahl Pixel je Schritt und erlaubt vergleichende Analysen bei unterschiedlichen Werten, wobei hier auch das Potential von höheren Schrittlängen Barrieren zu überschreiten einen Einfluss hat. Auch der Perzeptionsradius (PR) und der Attraktionswert (AW) kann die Suchzeit verkürzen, indem Individuen schneller in Patches immigrieren. Diese Parameter müssen artspezifisch definiert werden oder es muss ein Wertebereich von potentiellen Eigenschaften analysiert werden. Somit haben Fragmente, mit geringen Suchzeitwerten eine hohe Konnektivität, während Individuen aus Patches mit hohen Suchzeiten sehr lange brauchen, um erfolgreich zu immigrieren, was ein Zeichen für einen hohen Isolationsgrad ist.

5.2.3.2 Anzahl Immigranten

Die Anzahl der Immigranten (IMMI) je Patch ist ein Hinweis auf die Lage im Raum und die Eigenschaften der umgebenden Matrix. Dieser Wert wird für Individuen gezählt, welche in diesem Patch geendet sind, nicht, wenn sie durch dieses Fragment migriert sind, also nach der Immigration wieder emigriert sind. Individuen, die wieder in den Ursprungspatch immigriert sind, werden nicht als Immigranten gezählt. Hohe Werte besitzen zentrale Patches, während niedrige Immigrantenzahlen isolierte Patches beschreiben. Hierbei ist auch die Eigenschaft der Matrix relevant. Für diese Analyse sind die gleichen Parameter obligat wie schon bei der Suchzeit erläutert, zusätzlich muss noch die Anfangsenergie (E, Tab. 5.1) und optional eine Kostenmatrize (Tab. 5.2) angegeben werden.

5.2.3.3 Erfolgreiche Emigranten

Die Anzahl der erfolgreichen Emigranten (EE) in Prozent der gesamten Emigranten je Patch, welcher für alle Patches gleich ist (n), wird als die Anzahl von Individuen gezählt, welche in einem Patch geendet sind, unabhängig davon, ob sie vorher durch ein Fragment migriert sind oder nicht. Dieser Wert ist im Gegensatz zu der Anzahl der Immigranten der Wert der Individuen des eigenen Patches und sagt die Überlebenswahrscheinlichkeit von emigrierten Individuen aus. Hohe Werte deuten auf eine optimale Verbundenheit hin, während niedrige Werte isolierte Patches beschreiben.

5.2.3.4 Erfolgreiche Migranten

Individuen, die durch ein Fragment migriert sind, jedoch ihre Energie nicht in diesem aufgebraucht haben, sondern wieder emigriert sind, werden als Migranten gezählt (EM). Dies ist für die Analyse von Korridoren oder Trittsteinen relevant. Die Anzahl der Migranten wird weiter unterteilt in die prozentuale Anzahl der erfolgreichen Migranten, d.h. die Migranten, die nach der Emigration aus dem jeweiligen Patch in einem anderen Patch geendet sind, sowie der nicht erfolgreichen Migranten, die in der Matrix geendet sind. Somit sind Fragmente mit hohen prozentualen Werten von erfolgreichen

Migranten sogenannte Korridore oder Trittsteine und damit wichtig für die Konnektivität einer Landschaft.

5.2.4 Indizes zur Eruiierung der Bedeutung einzelner Fragmente für die Integrität der Landschaft

Die Analyse der Relevanz einzelner Patches für die Integrität der Landschaft liefert Informationen zur Prioritätssetzung beim Schutz einzelner Fragmente. Hierfür werden Patches iterativ aus der Landschaft entfernt. Die dadurch verursachten Differenzen bei anderen Patches für den jeweiligen Indexwert werden dem entfernten Fokus-Patch zugewiesen. Diese Analyse basiert auf strukturellen Maßen, Distanz des 1. ENN und individuenbasierten Indizes und werden im folgenden einzeln erläutert.

5.2.4.1 Patchrelevanz basierend auf Distanz und Fläche des ENN

Zur Analyse der Relevanz eines Patches bezüglich Distanz und Fläche des 1. ENN wurde mit einem in dieser Arbeit entwickelten Programm (*r.pi.ENN.i*), jedes Fragment iterativ entfernt und die Differenz, die dies bei den verbliebenen Patches erzeugt hat, dem FP_i zugewiesen.

Distanz Die Bedeutung eines Patches für die Konnektivität, hier die Distanz zum 1. ENN, in der Landschaft wird erst nach Entfernen des jeweiligen Patches sichtbar. In Abbildung 5.7 ist der Fokus-Patch (FP_i) mit drei Fragmenten dargestellt, deren 1. ENN der FP_i ist. Nach Entfernen des FP erhöht sich die Distanz zum 1. ENN für diese Fragmente und die Differenz wird dem FP_i zugewiesen. Hierbei können sich nur positive Werte ergeben, je höher diese sind, desto höher ist die Bedeutung für die betroffenen Fragmente in der Landschaft. Dies lässt Rückschlüsse auf die Bedeutung der Konnektivität eines Fragments für alle Patches in der Landschaft zu.

Die Patchrelevanz der Distanz (Pr-D) wird wie folgt berechnet

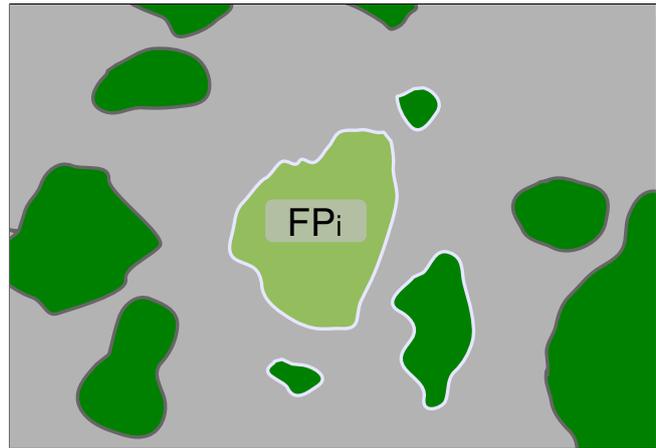
$$\text{Pr-D} = \frac{\sum_{j=1}^n \delta_{j-1} - \sum_{j=1}^n \delta_j}{n} \quad (5.9)$$

Hier ist δ die Distanz zum 1. ENN, von dem die Differenz nach Entfernen eines Patches berechnet wird (δ_{n-1}). n ist die Anzahl von Patches, die von dem Entfernen des Patches betroffen sind.

Fläche Neben der Distanz ist auch die Fläche eines Patches für die benachbarten Fragmente wichtig. So kann der Wegfall eines nahen aber kleinen Patches eine andere Relevanz für die Landschaft haben, als die Entfernung eines großen Patches mit gleicher Entfernung. Die Werte für $Patch_i$ nehmen negative Werte an, wenn der Wegfall von FP_i als 1. ENN zu kleinen nächsten Nachbarn für alle betroffenen Fragmente führt, da der Wegfall eine Reduktion der Größe des 1. ENN zur Folge hat. Somit bedeuten hohe positive Werte, dass die Entfernung dieses Fragments zu ENNs mit höheren Flächengrößen für die jeweiligen Patches führt.

Die Relevanz des Patches bezüglich Fläche (Pr-F) wird mittels der Differenz der Fläche des 1. ENN mit und ohne den Fokus-Patch in der Landschaft berechnet

Abbildung 5.7: **Patchrelevanz.** Beispiel der Relevanz eines Fragments für die Konnektivität anderer Patches in der Landschaft (mit heller Umrandung) für die der Fokus-Patch (FP_i) der 1. ENN war. Für diese Patches ergibt das Entfernen von FP_i eine höhere Distanz zum 1. ENN.



$$\text{Pr-F} = \frac{\sum_{j=1}^{j \rightarrow n} \varphi_{j-1} - \sum_{j=1}^n \varphi_j}{n} \quad (5.10)$$

Hier ist φ die Größe des 1. ENN, von dem die Differenz nach Entfernen eines Patches berechnet wird (φ_{n-1}). n ist die Anzahl von Patches, die von der Differenz betroffen sind.

Anteil beeinflusster Fragmente Um Aussagen über die Rolle von Fragmenten zur Aufrechterhaltung der räumlichen Integrität in einer Landschaft treffen zu können genügt die Information über die mittlere Differenz in der Distanz oder Größe alleine nicht. Zusätzlich wird der prozentuale Anteil der beeinflussten Patches berücksichtigt. Neben der Information über die Differenz von Distanz und Größe des 1. ENN kann nun die Aussage getroffen werden, dass eine hohe Differenz in der Distanz entsteht und gleichzeitig ein hoher prozentualer Anteil der umliegenden Patches betroffen ist.

5.2.4.2 Patchrelevanz basierend auf Suchzeit und Emigrantenzahl

Die Analyse der Suchzeit sowie Emigrantenzahlen, wie in Abschnitt 5.2.3 erläutert, wurde durch die Analyse der Patchrelevanz erweitert. Jeder Patch wird iterativ aus der Landschaft entfernt und das individuenbasierte Ausbreitungsmodell wieder ausgeführt. Die mittlere Differenz, welche die Entnahme des Patches FP_i für alle anderen Patches im Gegensatz zu einem Modell mit allen Patches verursacht, wird diesem Patch zugewiesen. Bei hohen Werten kann die Aussage getroffen werden, dass die Entnahme des Patches eine große Differenz in der Suchzeit bzw. erfolgreichen Emigrantenzahl hervorruft. Die hier durchgeführten Analysen der Module *r.pi.searchtime.i* und *r.pi.energy.i* ergeben die mittleren Differenzen in der Suchzeit (Pr-SZ) sowie erfolgreicher Emigrantenzahlen (Pr-EE):

$$\text{Pr-SZ bzw. Pr-EE} = \frac{\sum_{j=1}^n \xi_{j-1} - \sum_{j=1}^n \xi_j}{n} \quad (5.11)$$

Hier steht ξ für die Suchzeit oder prozentualen Anteil erfolgreicher Emigranten, von dem die Differenz nach Entfernen eines Patches berechnet wird (ξ_{n-1}). n ist die Anzahl von Patches, die von der Differenz betroffen sind.

Die Patchrelevanz basierend auf Suchzeit und dem Anteil erfolgreicher Emigranten wurde zum einen nur für einen Ausschnitt in der Elfenbeinküste um den Taï Nationalpark durchgeführt und zum anderen für das gesamte Untersuchungsgebiet, jedoch nur auf Fragmenten, die nach einer 5x5 Modalwertfilterung größer als 100 km² sind. Dies begründet sich durch den hohen Prozessierungsaufwand der Kombination des iterativen Entfernens und der individuenbasierten Ausbreitungsmodellen.

5.2.5 Distinkte Klassen von Indizes

Die Berechnung verschiedener Indizes führt zu einer Vielzahl von Resultaten, die einzeln untersucht werden müssen, um umfassende Informationen bezüglich der räumlichen Attribute eines Patches in der Landschaft zu bekommen. Eine Gruppierung basierend auf Klassifikationen von räumlichen Charakteristika vereinfacht die Analyse der Landschaft, wobei Gruppen von Fragmenten ähnlicher multidimensionaler Eigenschaften erstellt werden. Die Eingangsparameter sind *similarity* Indexwerte (*Manhattan* Methode) von vorher standardisierten räumlichen Indizes der Patches (Legendre und Legendre, 1998; Krebs, 1989). Hierfür wurden die oben erläuterten Indizes verwendet. Für die Cluster-Bildung der Fragmente wurde eine robuste *k-means* Partitionierung verwendet (PAM, *Partitioning Around Medoids*), deren fakultative Angabe der Anzahl von Clustern mittels der iterativen Auswahl von Clusteranzahlen und dem Calinski Kriterium (*cascadeKM*) bestimmt wurde. Hierbei werden unterschiedliche Clusteranzahlen überprüft und die am besten geeignete Anzahl ermittelt (Legendre und Legendre, 1998; Weingessel *et al.*, 1999). Der Calinski-Index wird berechnet durch

$$\text{Calinski} = \frac{\frac{SSB}{(K-1)}}{\frac{SSW}{(n-K)}} \quad (5.12)$$

Hierbei ist n die Anzahl von Punkten und K ist die Anzahl der Cluster. Des Weiteren ist SSW die Summe der quadrierten Residuen in den Clustern und SSB die Summe der quadrierten Residuen zwischen den Clustern. Somit ist eine möglichst hohe Diskrepanz zwischen den Clustern eine Aussage bezüglich der optimalen Cluster-Anzahl.

5.2.6 Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster

Zur Erklärung von räumlichen Biodiversitätsmustern stehen modellierte Chiropteren und Amphibien Daten von Kooperationspartner (Universität Ulm, Museum Berlin) zur Verfügung und die hier berechneten Indizes für die Regenwaldgebiete. Zur Analyse des Erklärungswert wird ein multivariates lineares Modell (Generalized Linear Modell, GLM) mit einer vorgeschalteten Variablenreduktion (*stepwise backward*) verwendet. Die Chiropteren Modellierung beinhaltet 109 Arten (pers. Kommunikation J. Fahr, 2008), während die Amphibien Modellierung nur die 35 Arten, die auf der Rotenliste des *Global Amphibian Assessment* (GAA)¹ aufgeführt sind, beinhaltet (pers. Kommunikation J. Penner, 2008). Die beiden Modellierungen wurden mittels MaxEnt (Phillips *et al.*, 2004, 2006b), den gleichen Umweltparametern und auf 1 km räumlicher Auflösung durchgeführt.

¹<http://www.globalamphibians.org/>

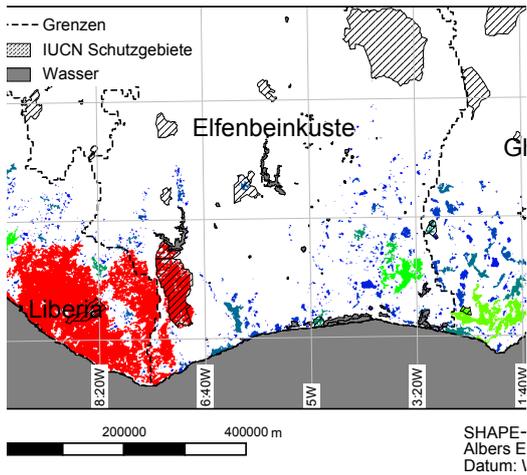


Abbildung 5.8: **SHAPE-Index von Waldfragmenten** welcher die Formkomplexität beschreibt.

5.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in zwei Abschnitte der realen und definierten Landschaften gegliedert. Der erste Abschnitt ist zusätzlich in die Ergebnisse der Charakterisierung von strukturellen Indizes, individuenbasierten Indizes und die Relevanz einzelner Fragmente für die Integrität der Landschaft, sowie des Erklärungswertes für räumliche Biodiversitätsmuster von Chiropteren und Amphibien gegliedert.

5.3.1 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von strukturellen Indizes

Grundlegende Attribute wie die Größe von Fragmenten, ihre Distanz zum 1. ENN und die Form sind für die Waldfragmente im Untersuchungsgebiet berechnet worden. Der SHAPE-Index ist in Abbildung 5.8 abgebildet und zeigt komplexe Formen für die großen Waldgebiete im Westen und mittlere SHAPE-Index Werte für Waldgebiete um den Nationalpark *Cross River* in Nigeria. Kompakte Formen weisen vor allem kleine Fragmente auf, die sich über das komplette Untersuchungsgebiet erstrecken.

5.3.1.1 Euklidischer Nächster Nachbar

Ergebnisse von Analysen, welche Attribute von Euklidischen Nächsten Nachbarn (ENN) verwenden und weiterführende Aussagen als die Distanz zum 1. ENN erlauben, werden im folgenden dargestellt.

Die Summe aller Distanzen vom Fokus-Patch zu allen Ziel-Patches in der Landschaft ist in Abbildung 5.9a zu sehen. Niedrige Summen weisen besonders die Fragmente in der Agglomeration von Patches im Zentrum des Untersuchungsgebiets auf. Die Begrenzung der Analyse auf die Distanzen der ersten 10 Nächsten Nachbarn und die Untersuchung der Veränderung dieser Distanzen (Steigung und Schnittpunkt der Regressiongerade) ist in Abbildung A-1 (Appendix Seite XIV) dargestellt. Die Ergebnisse dieser Veränderung zeigen für den überwiegenden Teil der Fragmente negative Werte. Somit kann die generelle Aussage getroffen werden, dass die Distanzen zwischen den Patches von weiter entfernten Nachbarn niedriger als die zu den ersten benachbarten Fragmenten sind. Die Resultate der Schnittpunkte mit der y-Achse von der Regressiongerade sind dagegen sehr variabel. Niedrige Schnittpunkte und somit niedrige Distanzen zwischen den ersten NN sind für einige Fragmente im Konglomerat in Ghana zu erkennen, mittlere Werte weisen die großen Waldgebiete in der Elfenbeinküste und Liberia

auf. Besonders hohe Schnittpunktswerte wurden dem Waldgebiet um den *Cross River* in Nigeria zugewiesen, was hohe Distanzen zu den ersten nächsten Nachbarn bedeutet. Die Berücksichtigung der Steigung der Regressionsgerade mit dem Schnittpunkt kann somit die grundsätzliche Isolation, sowie deren Entwicklung über die weiteren Nachbarpatches beschreiben. Die negative Steigung der Waldgebiete in Nigeria zusammen mit einem sehr hohen Schnittpunkt, weist auf hohe Ausgangswerte der Distanzen zu den ersten nächsten Nachbarn hin. Gekoppelt mit einer Abnahme der Isolation zwischen entfernteren Fragmenten kann postuliert werden, dass die Anfangsisolation für diese Fragmente sehr hoch ist, aber sukzessiv bis zum 10. NN sinkt. Niedrige Anfangsisolationswerte bei ähnlicher Entwicklung der Distanzen zwischen benachbarten Fragmenten weisen die Waldgebiete in Ghana auf, womit ihre grundsätzlich geringere Isolation ausgesagt werden kann.

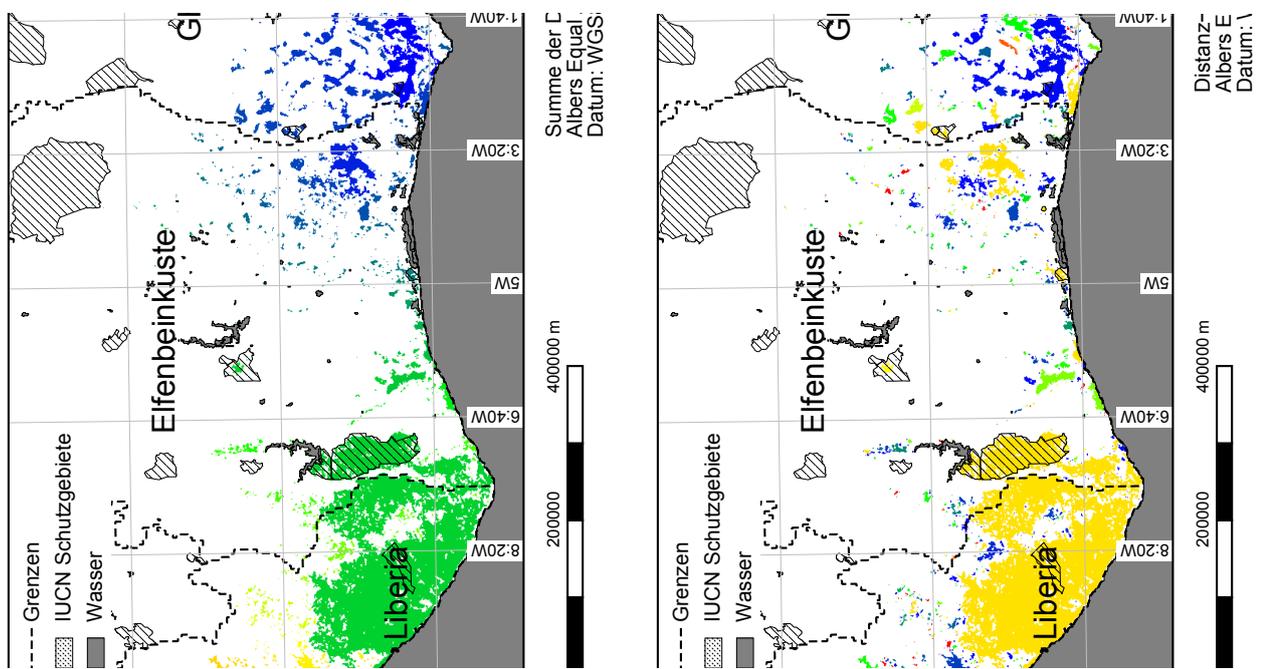
Die Verrechnung der Distanz zum 1. ENN mit dessen Größe dargestellt in Abbildung 5.9b, zeigt auch ein heterogenes Bild. Hohe Werte, wie in Liberia und Nigeria zu sehen, deuten auf hohe Distanzen zum 1. ENN bei gleichzeitig geringer Größe des 1. ENN hin. Die Verrechnung von Distanz zum 1. NN und die Flächengröße von Fokus- und Ziel-Patch berücksichtigt nicht nur die reine Distanz, wie oben beschrieben. Hier ergeben sich Muster, die von der reinen Distanzanalyse abweichen. Die Hinzunahme der Größe des Fokus-Patch (FP) bei der Berechnung der DF_{ij} Ratio ändert das Bild (Abb. 5.10a). Hier sinken die vorher hohen DF_j Werte (Abb. 5.9b) drastisch für alle großen Fragmente im Untersuchungsgebiet, wogegen einzelne isolierte kleine Fragmente in Ghana und im Osten der Elfenbeinküste höhere Werte bei DF_{ij} aufweisen. Somit besitzen kleine Fragmente mit entferntem kleinen 1. ENN hohe Werte und *vice versa*.

5.3.1.2 Omnidirektionale Distanz

Eine Weiterentwicklung der Analysen von Attributen definierter Nachbarn ist die Untersuchung aller benachbarter Fragmente, unabhängig von deren Anzahl oder Lage.

Anzahl omnidirektionaler Nachbarn In Abbildung 5.10b ist die Anzahl von Nachbarn angegeben, die eine hohe Variabilität erkennen lässt. Der Nationalpark Taï im Westen der Elfenbeinküste weist 121 Nachbarn auf, die in die Analyse der omnidirektionalen Distanz einfließen, wogegen Fragmente in Ghana teilweise weniger als 10 Nachbarn besitzen. Dies lässt einerseits Rückschlüsse auf deren Form oder Größe zu, da größere bzw. längliche Fragmente eine höhere Wahrscheinlichkeit auf mehr Nachbarn haben und andererseits auf ihre räumliche Lage, ob sie sich in einem Konglomerat von anderen Fragmenten befinden.

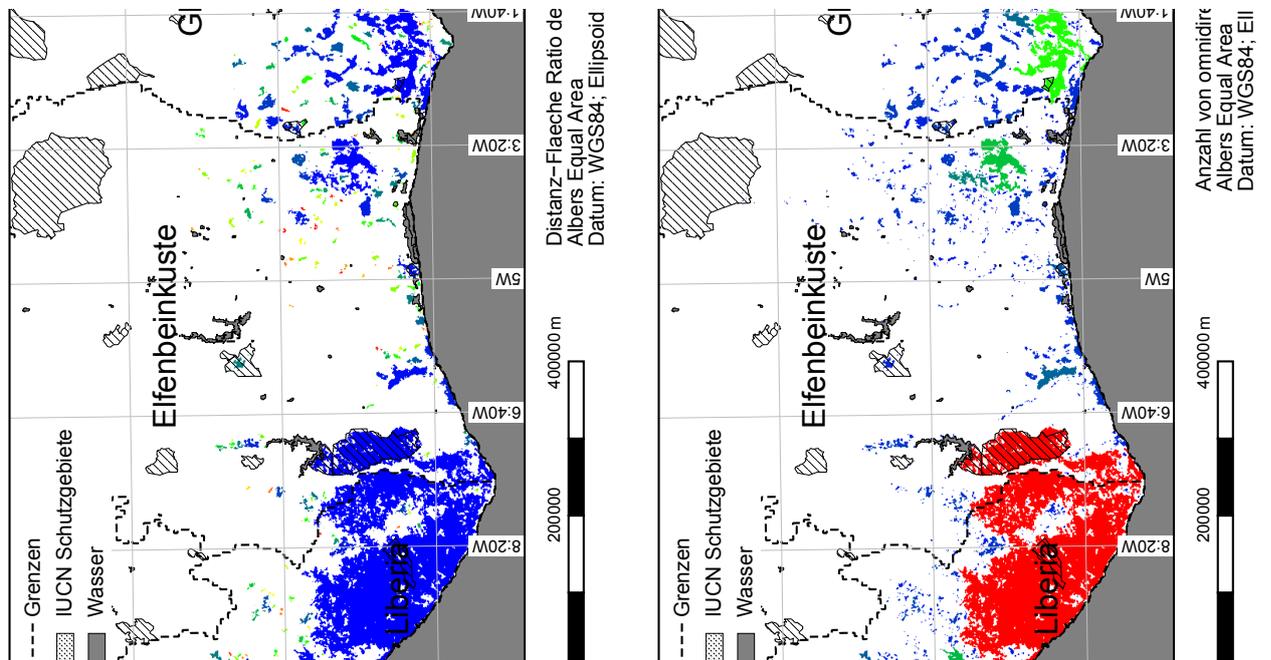
Omnidirektionale Konnektivität (1. Grades) Die Untersuchung der omnidirektionalen Distanz als Erweiterung der Analyse des 1. ENN weist differierende Ergebnisse zu denen der euklidischen Distanz auf. Die mehr als 120 Fragmente um den Nationalpark Taï und die benachbarten großen Waldgebiete in Liberia sind sehr proximat, da die ODD-F Ratio vom Fokus-Patch geringe Werte aufweist (Abb. 5.11a). Auch das große Waldgebiet in Nigeria angrenzend an Kamerun hat eine geringe omnidirektionale Isolation, wogegen die nördlich gelegenen Fragmente hohe Werte zugewiesen bekommen. Deren Isolation ist aufgrund ihrer Lage im Norden des Gebiets nachvollziehbar, auch wenn die Analyse auf Gebiete südlich der Savannengebiete begrenzt wurde. Somit lassen sich weiterführende Informationen der räumlichen Anordnung gewinnen und es kann die niedrige omnidirektionale Isolation einiger Gebiete, wie den Taï Nationalpark, postuliert werden. Jedoch beschränkt sich diese Aussage



(a) Summe der Distanzen zu allen anderen Waldfragmenten

(b) Ratio der Distanz zum 1. ENN und dessen Fläche (DF_j)

Abbildung 5.9: Charakterisierung der Fragmente anhand der Distanz und Fläche zu Patches. Darstellung der Charakterisierung anhand der Verrechnung von Distanz und Fläche zu umgebenden Patches.



(a) Ratio der Distanz zum 1. ENN und dessen Fläche und (b) Anzahl omnidirektional angrenzender Waldfragmente der des Fokus-Patch (DF_{ij})

Abbildung 5.10: Charakterisierung anhand der Distanz und Fläche und omnidirektionaler Nachbarn von Patches. Darstellung der Charakterisierung anhand der Verrechnung von Distanz und Fläche von Patches und der Anzahl omnidirektionaler Nachbarn je Patch.

Tabelle 5.3: Paarweise Korrelation der strukturellen Indizes untereinander (Spearman-Rank Korrelationskoeffizient, $n = 2052$).

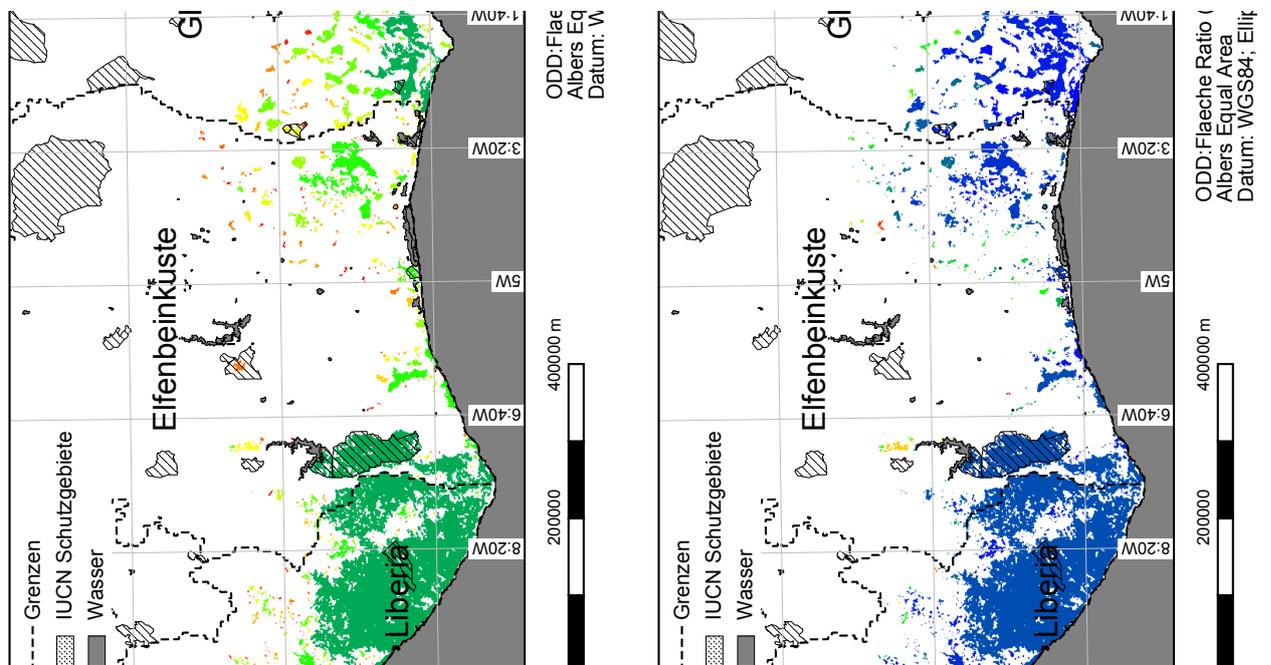
	Fläche	SHAPE	ENN	ODD.no	ODD:F _i	ODD:F _{ij}	pD.offset	pD.slope	DF _{ij} ^{ij}	ENNsum
Fläche	–	0.93	0.00	0.33	–0.39	0.07	0.04	–0.02	–0.33	–0.09
SHAPE	0.93	–	–0.03	0.34	–0.35	0.08	0.03	–0.02	–0.29	–0.08
ENN	0.00	–0.03	–	–0.14	0.53	0.20	0.46	–0.35	0.35	–0.09
ODD.no	0.33	0.34	–0.14	–	–0.11	0.38	0.05	–0.04	–0.08	–0.05
ODD:F _i	–0.39	–0.35	0.53	–0.11	–	0.48	0.42	–0.28	0.55	–0.08
ODD:F _{ij}	0.07	0.08	0.20	0.38	0.48	–	0.38	–0.19	0.28	–0.07
pD.offset	0.04	0.03	0.46	0.05	0.42	0.38	–	–0.70	0.23	–0.22
pD.slope	–0.02	–0.02	–0.35	–0.04	–0.28	–0.19	–0.70	–	–0.25	0.08
DF _{ij} ^{ij}	–0.33	–0.29	0.35	–0.08	0.55	0.28	0.23	–0.25	–	0.00
ENNsum	–0.09	–0.08	–0.09	–0.05	–0.08	–0.07	–0.22	0.08	0.00	–

auf die ersten benachbarten Fragmenten, die Verbundenheit der weiteren Nachbarn wird mit Hilfe der Analyse der Konnektivität 2. Grades gewonnen.

Omnidirektionale Konnektivität (2. Grades) Die Ergebnisse der omnidirektionalen Konnektivität der Nachbarn des Fokus-Patch weisen hohe Differenzen zu dem des 1. Grades auf (Abb. 5.11b). Die großen Waldgebiete im Westen des Untersuchungsgebiets haben auch eine geringe Isolation im 2. Grad der omnidirektionalen Konnektivität, wogegen das Waldgebiet im Osten Nigerias eine der höchsten Werte im Untersuchungsgebiet aufweist. Die Ansammlung kleiner Fragmente im Zentrum des Untersuchungsgebietes weisen geringe Isolationwerte auf, nur die marginal gelegenen Patches haben wieder höhere Werte, da ihre Nachbarn auch isoliert liegen. Somit ist die obige Aussage der vergleichbar niedrigen Isolation 1. Grades der Fragmente in der Elfenbeinküste und in Nigeria durch die Analyse der weiteren räumlichen Attribute relativiert worden. Die Nachbarn der Fragmente im Westen des Untersuchungsgebiets sind auch gering isoliert, wogegen die Nachbarn der Patches in Nigeria eine sehr geringe Verbundenheit aufweisen.

5.3.1.3 Vergleich der Indizes

Die Untersuchung der Zusammenhänge der strukturellen Indizes ergab außer für Fläche und SHAPE, sowie pD.slope und pD.offset keine hohen r^2 -Werte (Tab. 5.3). Hierbei weisen pD.slope und pD.offset einen negativen Zusammenhang auf, dies kann als Existenz von verbundenen Fragmenten interpretiert werden, deren weiter entfernten Nachbarn isolierter sind (hohe pD.slope bei niedrigen pD.offset Werten). Somit kann davon ausgegangen werden, dass in dieser Landschaft ein starker Anstieg der Isolation der Nachbarn bei Patches deren ersten Nachbarn sehr nah sind, zu finden ist. Für alle anderen Indizes wurden keine hohen Korrelationswerte gefunden. Somit können diese als nicht kollinear angesehen werden und als Lieferanten von unabhängigen weiterführenden Maßen zur Beschreibung der räumlichen Anordnung von Fragmenten.



(a) Ratio der Fläche und omnidirektionalen Distanz des Fokus-Patch (ODD 1. Grades)

(b) Ratio der Fläche und omnidirektionalen Distanz der Ziel-Patches (Mittelwert) (ODD 2. Grades)

Abbildung 5.11: Omnidirektionale Konnektivität 1. und 2. Grades (korrigierte Isolation für den Fokus-Patch und dessen Umgebung der Ziel-Patches)

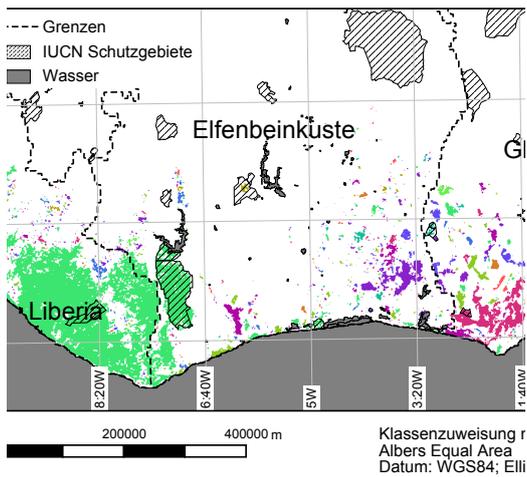


Abbildung 5.12: **Zusammenfassung struktureller Indizes.** *k*-means Partitionierung von strukturellen Indizes in 14 Klassen (von ursprünglich 18).

5.3.1.4 Distinkte Klassen von Waldfragmenten basierend auf strukturellen Indizes

Die Bereitstellung individueller Indizes für die Analyse der Landschaft ist relevant, da unterschiedliche Indizes differierende Ergebnisse ausgeben, die je nach Fragestellung weiterführende Informationen liefern. Zur holistischen Analyse der Attribute von Fragmenten in einer Landschaft ist jedoch auch deren Zusammenfassung zu Gruppen gleicher Attribute erforderlich. Diese kann für eine allgemeine Aussage der Landschaftseigenschaften genutzt werden und einen ersten Überblick liefern. Die hier durchgeführte *k-means* Partitionierung basiert auf den oben dargestellten Eingangsparametern. Die Auswahl der Anzahl optimaler Cluster nach dem Calinski Kriterium ergab 18 (Abb. A-2a im Appendix auf Seite XV).

Für die graphische Darstellung der Partitionierung wurden benachbarte gering vertretende Cluster (mit einer gesamten Flächengröße aller Patches $\leq 100 \text{ km}^2$) zusammengefasst (1-3 = 1; 16-18 = 14) und so 18 Clustern zu 14 reduziert (Abb. 5.12). Diese Klassifizierung zeigt die Anordnung von Fragmenten bezüglich ihrer räumlichen Attribute auf und die grobe Unterteilung von Patches in große verbundene und kleine isolierte wird sichtbar. Hierbei erkennt man, dass der große Komplex von Waldgebieten in Liberia und der Elfenbeinküste eine eigene Klasse ergibt, die großemäßigen folgenden Fragmente bilden eine weitere Klasse, wie auch die kleinen Fragmente in Ghana. Jedoch ist hierbei gut zu erkennen, dass die Fragmentklassen über die reine Unterteilung in Größenklassen hinausgeht. Im Konglomerat in Ghana und dem Osten der Elfenbeinküste befinden sich Fragmente, die trotz ihrer vergleichbaren Größe einer anderen Klasse angehören und somit differierende weitere räumliche Attribute besitzen. Hier spielen offensichtlich weitere Maße der räumlichen Anordnung, wie die Konnektivität eine entscheidende Rolle und liefern somit relevante Hinweise für ökologische Fragestellungen. Die Verwendung von Klassen statt einzelner Maße liefert somit einen Überblick über Fragmente unterschiedlicher räumlicher Anordnung, auf die aufbauend detailliert Indizes untersucht werden können, mit Fokus auf spezielle Fragestellungen, wie z. B. Fragmentierung in Bezug auf artspezifische Habitatansprüche.

5.3.2 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand von artspezifischen Indizes

Im Folgenden sind die Ergebnisse der artspezifischen Konnektivität dargestellt. Die drei Szenarien der Suchzeit (ST) bzw. Erfolgreicher Emigranten (EE) 0-2 besitzen eine ansteigend inadäquate Matrix. Für einen Vergleich der Graphiken wurde die Farblegende je Index für die Werteskalen alle drei Szenarien kongruent gehalten. Teilweise besitzen extrem kleine isolierte Fragmente Maximalwerte, die jedoch aufgrund der Darstellung schlecht oder gar nicht zu erkennen sind, jedoch erscheinen diese Werte in der Farblegende.

5.3.2.1 Suchzeit

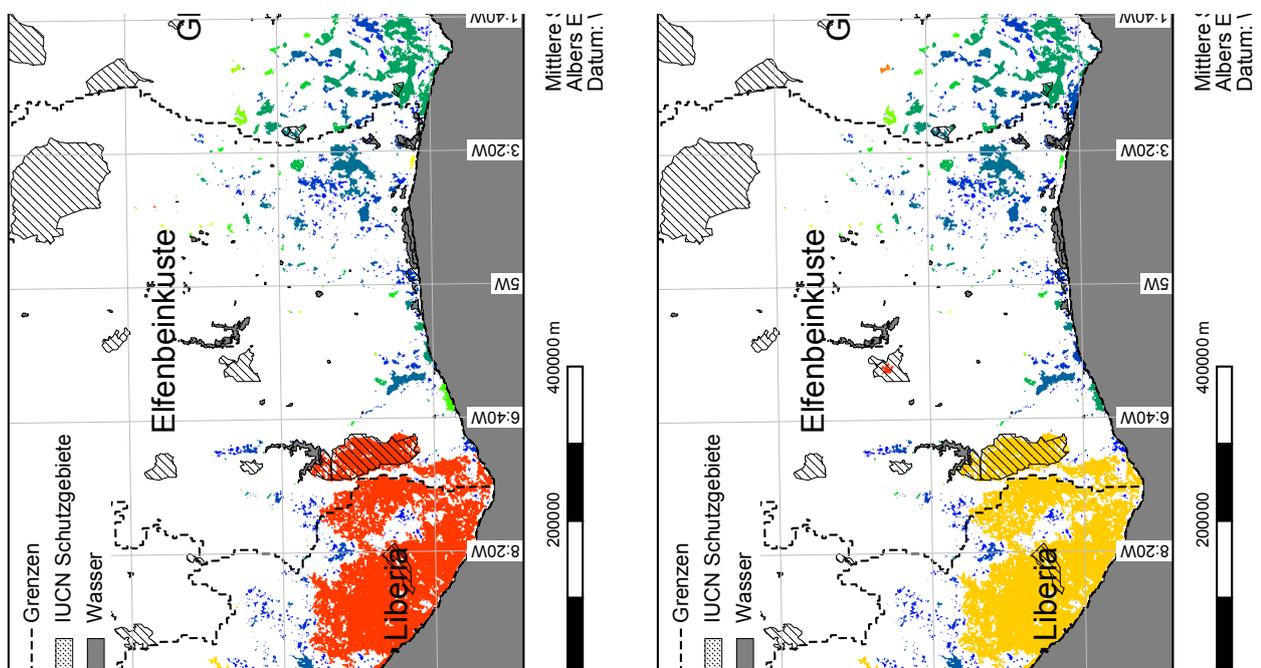
Die Suchzeit von Emigranten (SZ) aus dem Fokus-Patch bis zur Immigration beschreibt die artenabhängige Konnektivität basierend auf den Eigenschaften der oben beschriebenen Eignungsmatrix.

Für Szenario SZ-0 (Abb. 5.13a) sind hohe Suchzeiten für die großen Waldfragmente im Westen der Elfenbeinküste und in Liberia und niedrige Werte für die Agglomerationen kleiner Fragmente in Ghana oder Nigeria zu erkennen. Somit kann postuliert werden, dass die Zeit bis zur Immigration in umliegende Patches für die großen Waldfragmente im Westen höher ist, als im Zentrum oder im Osten des Untersuchungsgebiets. Dieses Muster ändert sich leicht für das SZ-1 Szenario (Abb. 5.13b). Hier zeigen sich niedrigere Zeiten bis zur Immigration in benachbarte Patches besonders für die großen Waldfragmente im Westen, die im Szenario SZ-2 noch weiter verringert werden (Abb. 5.14a). Dieser Trend zu geringeren Suchzeiten bei restriktiveren Eignungsmatrizen ist für den Großteil der Fragmente zu postulieren. Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass keine bzw. wenig Korridore zwischen den Fragmenten bestehen, die die Zeit zwischen Emigration und Immigration reduzieren.

Der Trend zwischen den Szenarien zeigt eine sinkende Suchzeit für den Nationalpark Taï und die angrenzenden großen Gebiete in Liberia mit restriktiveren Kosten- und Eignungsmatrizen auf, was eine höhere Konnektivität mit ansteigenden Szenarien bedeutet (Abb. 5.19a). Dies steht im eklatanten Gegensatz zu den Entwicklungen in Ghana oder Nigeria, dort sinken die Suchzeiten nur marginal oder steigen an mit restriktiveren Matrixeigenschaften. Die Unterschiede in den Suchzeiten sind durch die Auswirkungen der Eignungsmatrix begründet, die für einige Fragmente im Westen zu niedrigeren und im Osten zu höheren Suchzeiten führt. Die Unterschiede in den Eigenschaften der umgebenden Matrix führt zu einer Reduktion in direkten Verbindungen (höhere Suchzeiten) bzw. zu Korridoren zwischen Fragmenten (niedrige Suchzeiten).

5.3.2.2 Prozentualer Anteil Immigranten

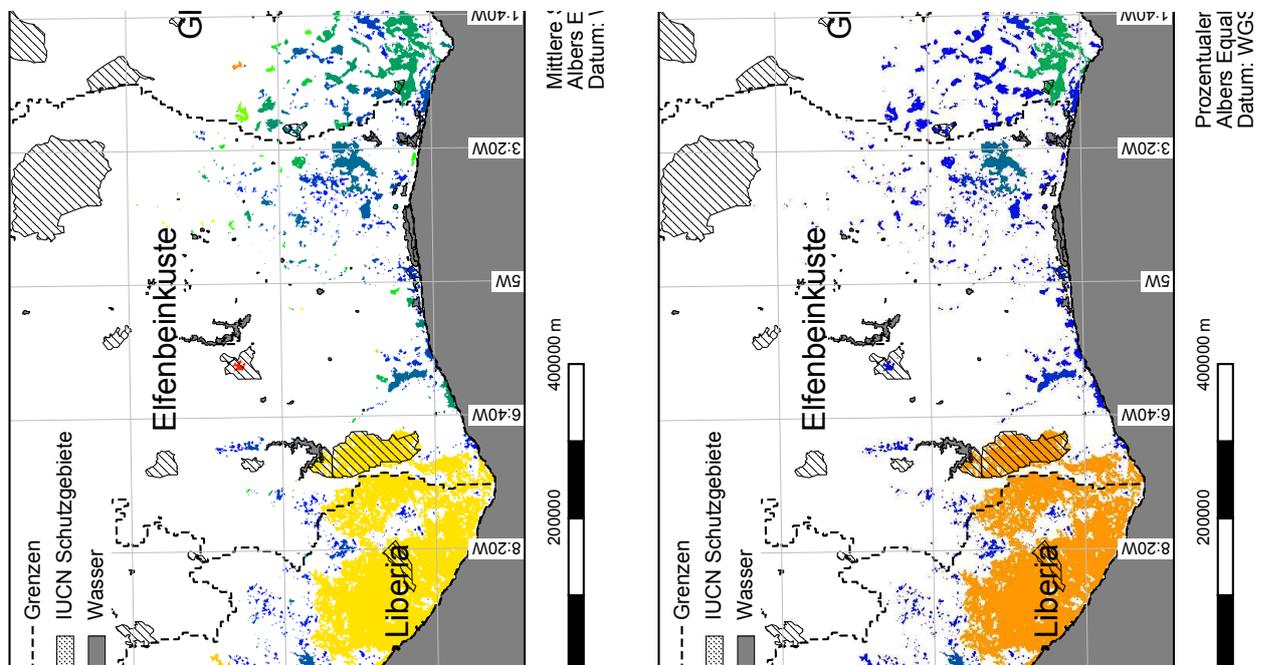
Bei dem prozentualen Anteil der Immigranten (IMMI) von allen emigrierten Individuen ist bei EN-0 der höchste Wert für die Fragmente im Westen der Elfenbeinküste und in Liberia zu erkennen (Abb. 5.14b). Die großen Patches in Nigeria dagegen weisen niedrige prozentuale Anteile auf, die jedoch noch höher als die der kleinen Fragmente in Ghana liegen. Der Anteil an Immigranten steigt besonders sichtbar für die großen Fragmente im Osten und Westen des Untersuchungsgebietes bei den Szenarien EN-1 und EN-2 (Abb. 5.15a und 5.15b). Hierbei behalten die Fragmente in Liberia und der Elfenbeinküste sowie in Nigeria ihre Stellung als Hauptimmigrantenpatches.



(a) Individuenbasierte Suchzeit unter Szenario SZ 0 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

(b) Individuenbasierte Suchzeit unter Szenario SZ 1 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

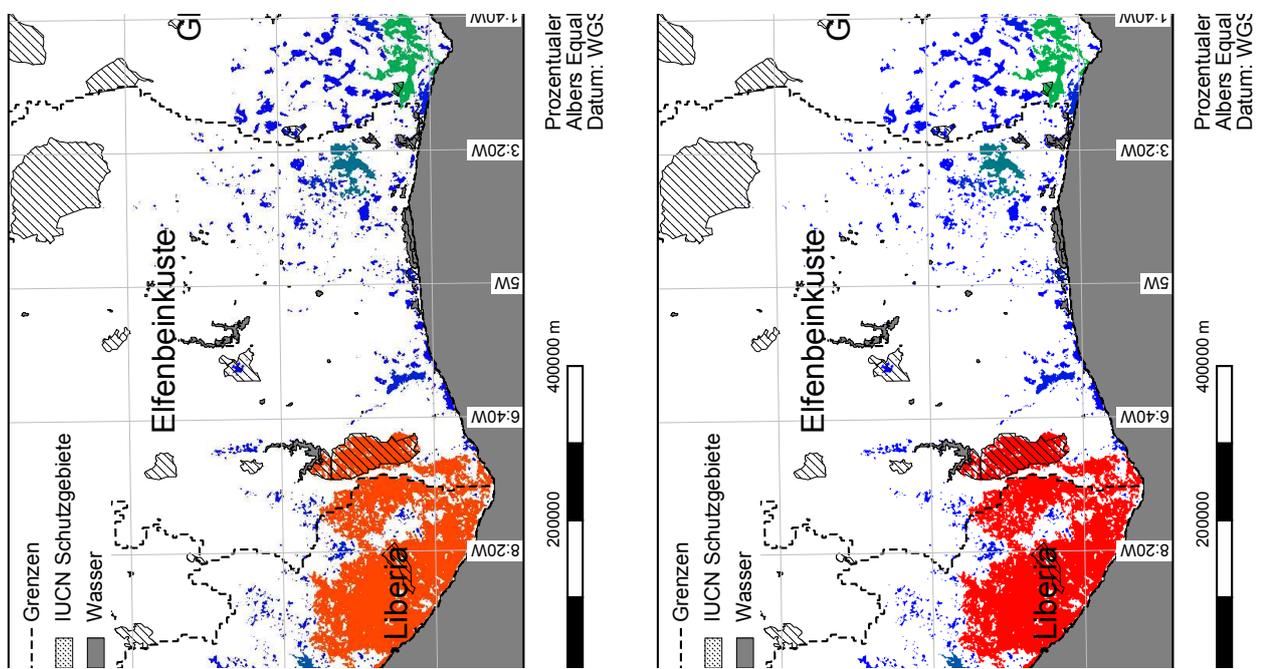
Abbildung 5.13: Suchzeit zwischen Fragmenten unter differierenden Kosten- und Eignungsmatrix Szenarios.



(a) Individuenbasierte Suchzeit unter Szenario SZ 2 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

(b) Prozentualer Anteil der Immigranten unter Szenario EN 0 für die Waldfragmente (n je Patch = 10000)

Abbildung 5.14: Suchzeit und Immigranten zwischen Fragmenten unter differierenden Kosten- und Eignungsmatrix Szenarios.



(a) Prozentualer Anteil der Immigranten unter Szenario EN 1 für die Waldfragmente (n je Patch = 10000) (b) Prozentualer Anteil der Immigranten unter Szenario EN 2 für die Waldfragmente (n je Patch = 10000)

Abbildung 5.15: **Prozentualer Anteil an Immigranten** bei unterschiedlichen Szenarien von Kosten- und Eignungsmatrix.

5.3.2.3 Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten

Der Anteil erfolgreicher Emigranten (EE), also der Individuen, die erfolgreich in ein anderes Fragment immigriert sind, ist für das EN-0 Szenario in Abbildung 5.16a dargestellt. Hohe Werte sind vor allem für Patches zu erkennen, in deren Nachbarschaft sich viele andere Fragmente befinden. Diese prozentualen Anteile sinken deutlich mit Szenario EN-1 (Abb. 5.16b) und EN-2 (Abb. 5.17a). Im EN-2 Szenario weisen auch verbunden situierte Fragmente prozentuale Werte der erfolgreich emigrierten Individuen von unter 10 % auf.

In Abbildung 5.19b ist der Trend der erfolgreichen Emigranten von Szenario 0 bis 2 dargestellt. Dies zeigt, dass die Anzahl erfolgreicher Emigranten z. B. für den Nationalpark Taï und die angrenzenden großen Gebiete in Liberia mit restriktiveren Kosten- und Eignungsmatrizen nur geringfügig sinken und somit eine geringere Abnahme in der Konnektivität stattfindet. Fragmente in Ghana weisen teilweise eine starke Abnahme der erfolgreichen Emigranten auf, wodurch auf eine höhere Isolation bei einer restriktiveren Matrix geschlossen werden kann. Dies lässt sich aufgrund der Eigenschaften der Eignungsmatrix begründen, die in einigen Gebieten Korridore zwischen Fragmenten mit restriktiveren Szenarien bildet bzw. Barrieren, die zu längeren Wegen führen und somit zu geringeren Anteilen erfolgreicher Emigranten.

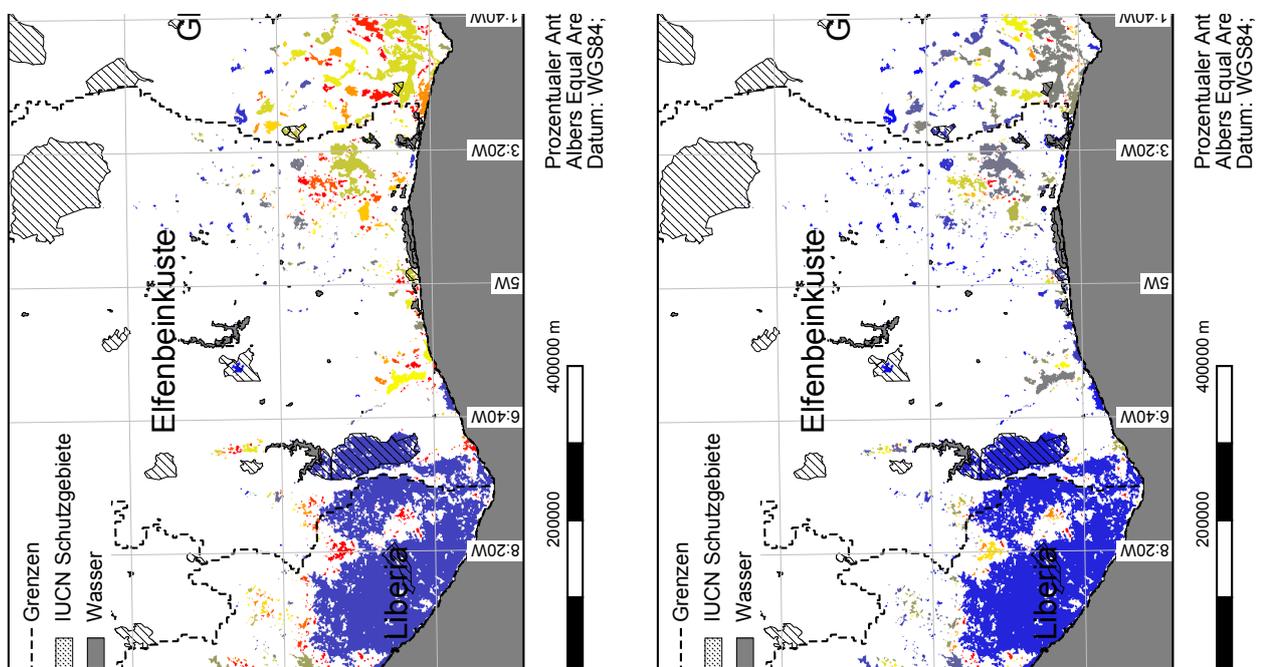
5.3.2.4 Prozentualer Anteil erfolgreicher Migranten

Bei der Analyse des prozentualen Anteils von erfolgreichen Migranten (EM), der Extraktion von Fragmenten deren Position Individuen zu einer erfolgreichen Immigration verholfen haben, weisen besonders Patches innerhalb eines Netzwerks von Fragmenten hohe Werte auf, wogegen Patches, die am Rande einer Anordnung von Fragmenten liegen, niedrigere Werte aufweisen (EN-0, Abb. 5.17b). Diese prozentualen Anteile sinken bei einer restriktiveren Kostenmatrize (EN-1, Abb. 5.18a) und erreichen ein Minimum bei dem Szenario EN-2, welches in Abbildung 5.18b dargestellt ist.

5.3.2.5 Zusammenhang zwischen den Indizes

Für eine Analyse des Zusammenhangs zwischen den artspezifischen bzw. strukturellen Indizes wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman berechnet, da wegen fehlender Normalverteilung und Varianzhomogenität der Werte alternative Tests nach Wilcoxon oder Fligner ungeeignet waren ($p \leq 0.05$, $n = 2052$) (Crawley, 2007b). Die in Tabelle 5.4 aufgeführten Korrelationswerte zeigen, dass die Flächengröße der Fragmente außer bei den EN-0 und EN-1 Szenario keinen Einfluss auf die Immigrantenzahlen hat. Hier, wie bei den anderen Indizes auch, sinkt der Korrelationskoeffizient mit restriktiverer Eignungsmatrix bzw. Kostenmatrix (Tab. 5.4). Somit hat die Größe keinen Einfluss, außer auf die prozentuale Anzahl von Immigranten. Dies kann jedoch auch mit der Form zusammenhängen, da dieser Parameter auch eine leichte Korrelation aufweist. Der Einfluss der Distanz zum 1. ENN ist vernachlässigbar. Die Werte der erfolgreichen Emigranten sowie der Migranten zeigen keine Korrelationen zu Größe, Form oder Distanz zum 1. ENN. Teilweise finden sich hohe Korrelationswerte der Indizes zwischen den verschiedenen Szenarien, sie sinken jedoch mit restriktiveren Matrizen.

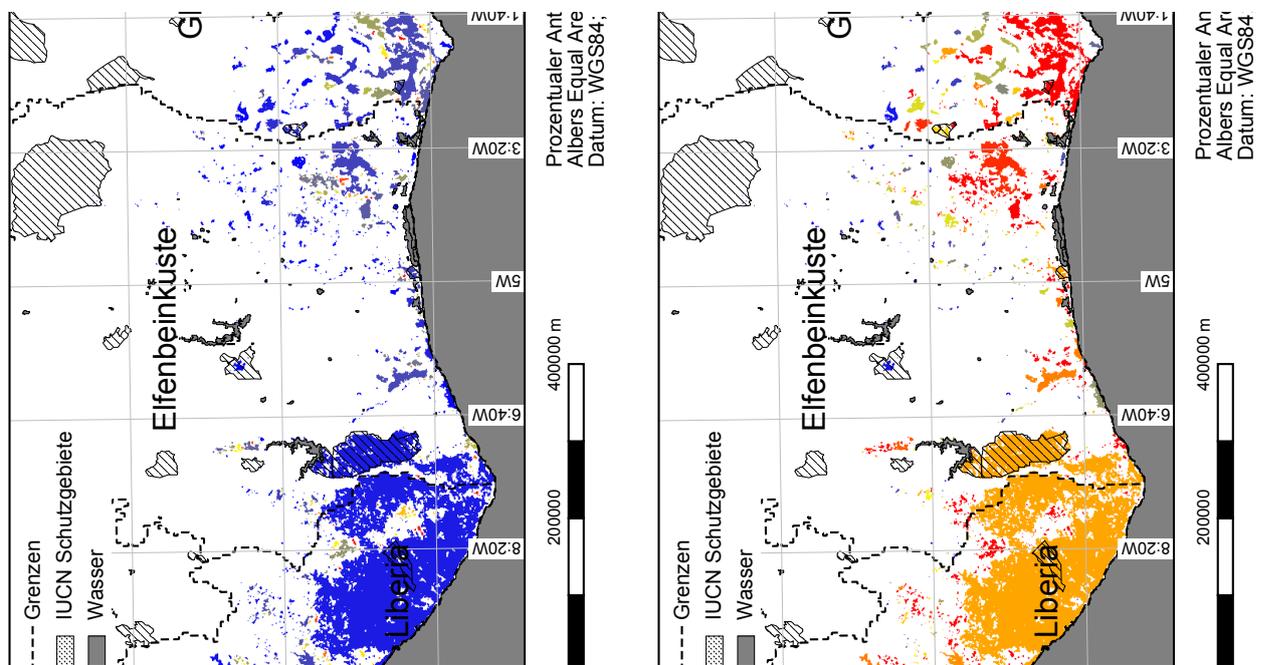
Die Suchzeit zeigt keine Korrelationen mit den Indizes Größe, SHAPE und Distanz zum 1. ENN, jedoch zwischen den Szenarien der Suchzeit.



(a) Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten unter Szenario EN 0 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

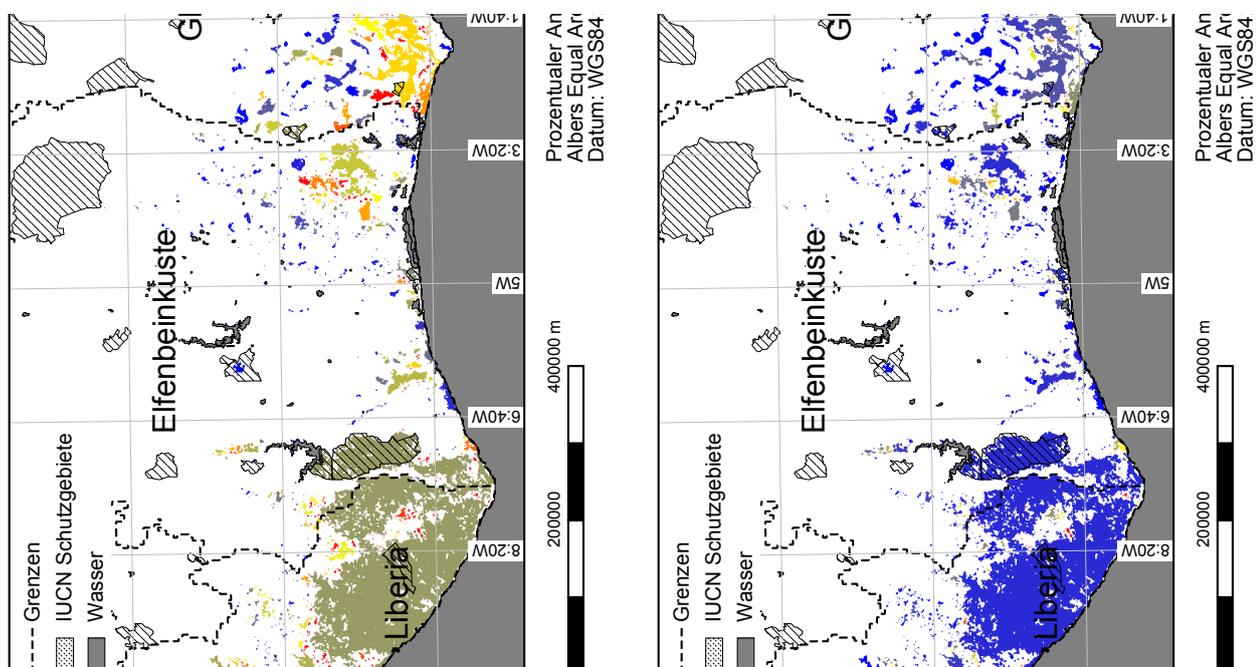
(b) Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten unter Szenario EN 1 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

Abbildung 5.16: **Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten** für definierte Szenarien unterschiedlicher Eignungs- und Kostenmatrizen.



(a) Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten unter Szenario EN 2 für Waldfragmente (n je Patch = 10000) (b) Prozentualer Anteil erfolgreicher Migranten unter Szenario EN 0 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

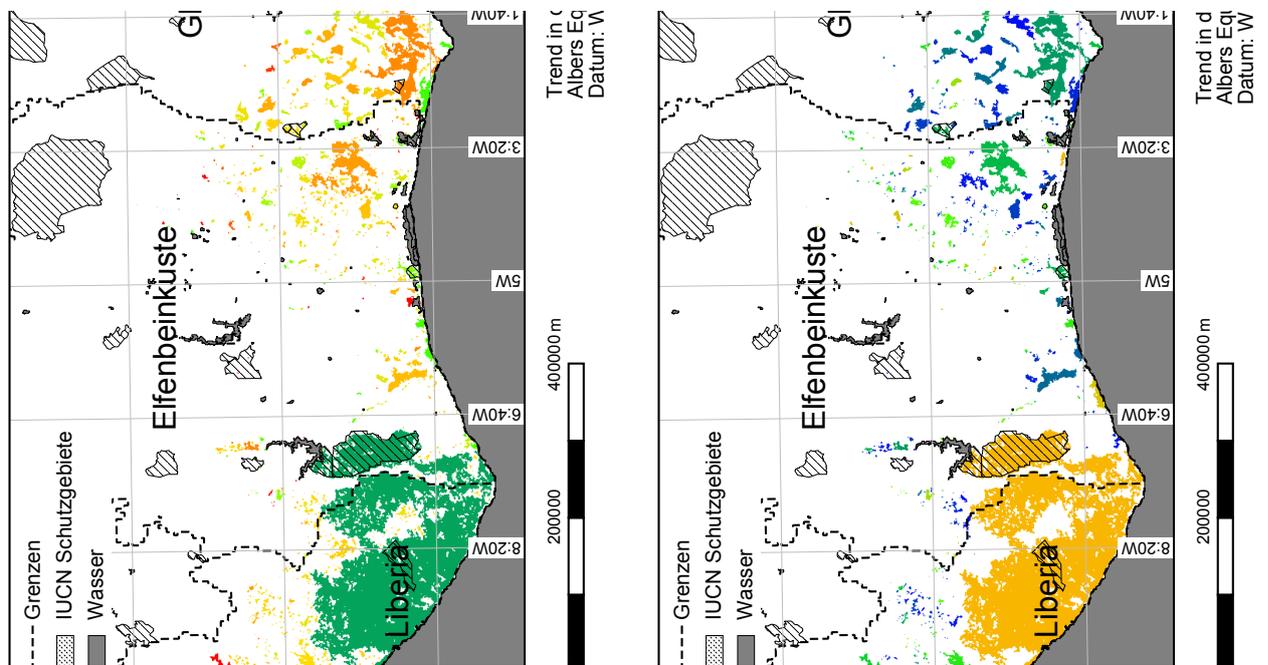
Abbildung 5.17: Prozentualer Anteil erfolgreicher Emigranten und Migranten für definierte Szenarien unterschiedlicher Eignungs- und Kostenmatrizen.



(a) Prozentualer Anteil erfolgreicher Migranten unter Szenario EN 1 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

(b) Prozentualer Anteil erfolgreicher Migranten unter Szenario EN 2 für Waldfragmente (n je Patch = 10000)

Abbildung 5.18: Anzahl erfolgreicher Migranten unterteilt nach definierten Szenarien der Kosten- und Eignungsmatrix.



(a) Trend in der Suchzeit von Szenario 0 bis 2 für Waldfragmente

(b) Trend in dem prozentualen Anteil erfolgreicher Emigranten von Szenario 0 bis 2 für Waldfragmente

Abbildung 5.19: Trend in der Suchzeit und Emigrantenzahl von Szenario 0 bis 2

Tabelle 5.4: Paarweise Korrelation der individuenbasierten Indizes untereinander und mit der Fragmentgröße (Spearman-Rank Korrelationskoeffizient, $n = 2052$).

	Emigranten			Immigranten			Migranten			F^a	S^b	D^c
	EN-0	EN-1	EN-2	EN-0	EN-1	EN-2	EN-0	EN-1	EN-2			
Emig.												
EN-0		0.94	0.75	-0.08	0.13	0.37	0.95	0.90	0.70	-0.14	-0.11	-0.35
EN-1	0.94		0.84	-0.02	0.22	0.46	0.95	0.94	0.79	-0.09	-0.07	-0.44
EN-2	0.75	0.84		0.02	0.16	0.52	0.81	0.80	0.83	-0.01	-0.01	-0.53
Immi.												
EN-0	-0.08	-0.02	0.02		0.92	0.69	-0.04	-0.01	0.10	0.86	0.69	-0.16
EN-1	0.13	0.22	0.16	0.92		0.80	0.17	0.24	0.28	0.77	0.62	-0.25
EN-2	0.37	0.46	0.52	0.69	0.80		0.44	0.49	0.63	0.58	0.48	-0.44
Mig.												
EN-0	0.95	0.95	0.81	-0.04	0.17	0.44		0.96	0.82	-0.14	-0.12	-0.48
EN-1	0.90	0.94	0.80	-0.01	0.24	0.49	0.96		0.86	-0.12	-0.09	-0.49
EN-2	0.70	0.79	0.83	0.10	0.28	0.63	0.82	0.86		-0.01	-0.01	-0.59
Suchzeit												
	SZ-0	SZ-1	SZ-2							Fläche	SHAPE	ENN
ST0		0.84	0.85							0.33	0.26	0.59
ST1	0.84		0.96							0.34	0.27	0.61
ST2	0.85	0.96								0.34	0.27	0.61

^a Fläche^b SHAPE-Index^c Distanz zum 1. Euklidischen Nächsten Nachbarn

Tabelle 5.5: Erklärungsanteil der strukturellen Indizes für die Anzahl erfolgreicher Emigranten (EN-0, GLM, Fehlerfamilie: *quasipoisson*, $n = 2052$).

	Estimate	Std. Error	t Wert	Pr(> t)
(Intercept)	3.6559	0.1073	34.07	0.0000
Fläche	0.0001	0.0000	2.86	0.0043
SHAPE	-0.5763	0.0483	-11.93	0.001
ENN	-0.0895	0.0093	-9.58	0.001
ODD.N	0.0050	0.0007	7.72	0.001
ODD.ZP	-0.0005	0.0000	-9.76	0.001
pD.slope	0.1734	0.0267	6.50	0.001
FPij	-0.4667	0.0380	-12.28	0.001
ENNsum	0.0000	0.0000	5.02	0.001

Erklärungsanteil von strukturellen Indizes Die Analyse der prozentualen Anteile aller Immigranten hat einen signifikanten Zusammenhang mit der Größe von Fragmenten ergeben (GLM, $n = 2052$, $p \leq 0.05$). Der Zusammenhang der Anteile prozentual erfolgreicher Emigranten mit den strukturellen Indizes ist in Tabelle 5.5 dargestellt. Hierbei zeigt eine Kombination verschiedener Faktoren den höchsten Erklärungsanteil für die gefundenen Anteil erfolgreicher Emigrantenzahlen. Fläche, ODD.N, pD.slope und die Summe der Distanzen zeigen einen positiven Zusammenhang, somit sind höhere Emigrantenzahlen für große Patches, die viele Nachbarn haben, die jedoch nicht in einem größeren Agglomerat von nahen Patches liegen, zu finden. Des Weiteren bestehen negative Zusammenhänge mit dem SHAPE-Index, der omnidirektionalen Konnektivität der Ziel-Patches, sowie der Fläche des Fokus-Patches, was höhere Emigrantenzahlen für Patches die kompakt und omnidirektional verbunden sind, aussagt.

5.3.2.6 Distinkte Klassen von Waldfragmenten basierend auf artspezifischen Indizes

Wie bereits für die strukturellen Indizes erläutert, ist die Analyse von artspezifischen Indizes für unterschiedliche Fragestellung insofern relevant, als dass sie detailliertere Ergebnisse bezüglich einer Analyse liefern. Jedoch ist für eine vereinfachte Darstellung der Ähnlichkeit von Fragmenten bezüglich ihrer räumlichen Attribute eine Zusammenfassung nötig. Diese wurde hier durch eine Weiterentwicklung der *k-means* Partitionierung durchgeführt. Die Analyse der optimalen Anzahl von Clustern ergab für die individuenbasierten Indizes einen Wert von zwölf (basierend auf Calinski Kriterium, roter Punkt in Abb. A-2b auf Seite XV im Anhang). Diese Cluster sind in Abbildung 5.20 dargestellt. Die großen Fragmente in Liberia und der Elfenbeinküste liegen im gleichen Cluster wie große Patches in Nigeria. Die Agglomeration von kleinen Fragmenten in Ghana zeigt unterschiedliche Cluster, je nachdem wie weit die Patches am Rand liegen. Dies lässt deutlich werden, dass räumliche Attribute, besonders wenn sie die umgebende Matrix und artspezifische Eigenschaften berücksichtigen, relevante Informationen liefern, die über die reine Ausdehnung hinausgehen. Fragmente werden unabhängig von ihrer Größe nach Attributen, die ihre Konnektivität beschreiben, klassifiziert. Gut zu erkennen ist dies anhand der Waldfragmente in Ghana, deren Flächengrößenverteilung relativ homogen ist, jedoch aufgrund ihrer Lage und der Eigenschaften der umgebenden Matrix anderen Klassen zugeordnet werden. Diese Infor-

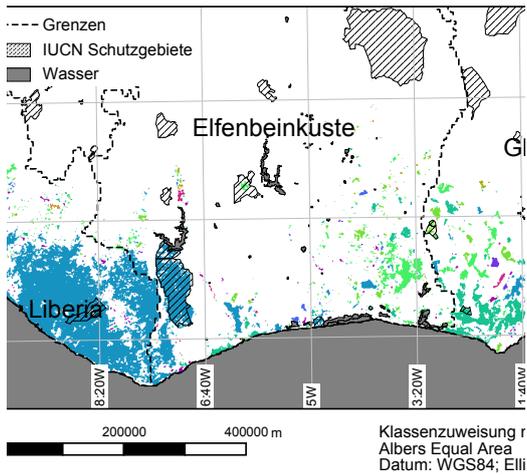


Abbildung 5.20: **Zusammenfassung artspezifischer Indizes.** k-means Partitionierung von artspezifischen Indizes in zwölf Klassen.

mationen dienen als Übersicht oder als Ausgang für weiterführende detailliertere Untersuchungen der räumlichen Attribute.

5.3.3 Patchrelevanz

Für die Analyse der Patchrelevanz werden die Patches einzeln aus der Landschaft entfernt und die Differenzen, die dies auslöst, dem jeweiligen Patch zugewiesen. Bei der Analyse des 1. ENN ist es im Gegensatz zu den individuenbasierten Patchrelevanzanalysen nur die Differenz der Patches, deren 1. ENN der Fokus-Patch war.

5.3.3.1 Differenz in der Distanz zum 1. ENN

In Abbildung 5.21a sind die Differenzen der Distanzen zum 1. ENN in km dargestellt, die der jeweilige Patch bei seiner Entnahme verursacht. Hierbei besitzen große zusammenhängende Fragmente, wie im Westen der Elfenbeinküste und Liberia zu finden, besondere Relevanz, gefolgt von größeren Fragmenten in Nigeria. Niedrige Werte weisen besonders kleine Patches auf, welche sich in einem Verbund von Fragmenten befinden, da bei derartigen räumlichen Konfigurationen die Distanz zum nächsten 1. ENN nicht sehr hoch ist. Neben der Relevanz durch die Differenzen in der Distanz zum 1. ENN ist auch der Anteil beeinflusster Fragmente wichtig (Abb. 5.21b). Hier weisen die Waldgebiete im Westen wiederum die höchsten Werte im Untersuchungsgebiet auf, gefolgt von Fragmenten in Ghana und Nigeria mit mittleren prozentualen Anteilen. Den geringsten Anteil von beeinflussten Patches besitzen kleine abgelegene Fragmente, wie z.B. im Westen Ghanas und im Osten der Elfenbeinküste.

5.3.3.2 Differenz in der Suchzeit

Für die Analyse der Differenzen in der Suchzeit und Anzahl erfolgreicher Emigranten wurde der Eingangsdaten aufgrund der sehr hohen Prozessierungszeit modifiziert. Einmal wurde die Relevanz von großen Fragmenten über das gesamte Untersuchungsgebiet analysiert und zum anderen alle Waldfragmente miteinbezogen, jedoch nur für einen Ausschnitt in der Elfenbeinküste. In diesen Landschaften wurde jedes Patch iterativ entfernt und die Differenzen in der Suchzeit, die die Entnahme für alle

anderen Patches verursacht hat, dem Fokus-Patch zugewiesen. Die Ergebnisse der Differenzen in der Suchzeit, zeigen hohe Werte für Waldfragmente in Liberia, gefolgt von dem Taï Nationalpark und dem Nationalpark im Osten Nigerias. Geringe Differenzen lösen kleine isolierte Fragmente in Ghana und Nigeria aus (Abb. 5.22a). In dem in Abbildung 5.23a dargestellten Ausschnitt ist auch wiederum die hohe Relevanz des Nationalpark Taï zu erkennen. Die kleineren isolierteren Fragmente weisen geringe Differenzen der Suchzeit für andere Fragmente nach ihrem Wegfall auf. Somit ist die Existenz des Nationalpark Taï relevant zur Aufrechterhaltung einer hohen Konnektivität der Fragmente in diesem Untersuchungsgebiet. Kleine isoliertere Fragmente haben eine geringe Bedeutung für die Aufrechterhaltung der Konnektivität, sind jedoch trotzdem relevant, besonders für nicht migrierende Arten oder Arten mit einer sehr hohen Migrationsfähigkeit.

5.3.3.3 Differenz in der Anzahl erfolgreicher Emigranten

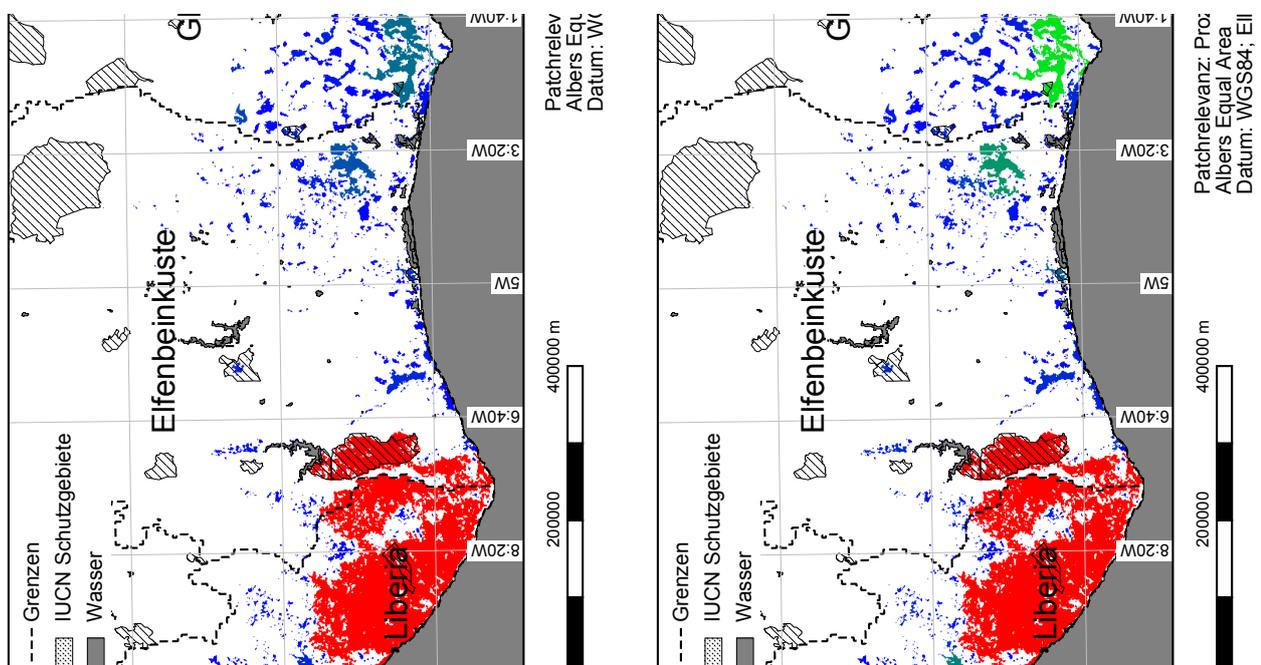
Für die Untersuchung der Bedeutung einzelner Patches für die Aufrechterhaltung der Konnektivität in der Landschaft wurden, wie schon oben beschrieben, jedes Fragment iterativ aus der Landschaft entfernt und deren Auswirkungen auf die Anzahl erfolgreicher Emigranten untersucht. Hierfür wurde der gleiche reduzierte Datensatz wie bei der Suchzeit verwendet.

Die Ergebnisse der prozentualen Differenz in der Anzahl erfolgreicher Emigranten ist in Abbildung 5.22b dargestellt. Große Waldfragmente in Liberia weisen die höchsten Differenzen in der Anzahl erfolgreicher Emigranten auf. Also führt die Entnahme dieses Fragments zu einer ca. 8 %-igen Abnahme der erfolgreichen Emigrantenzahlen in anderen Patches. Werte von ca. 7 % Abnahme weist unter anderem der Nationalpark Taï auf. Die geringsten Werte nahe 0 % Differenz besitzen kleine Fragmente in Ghana und Liberia. Somit kann postuliert werden, dass diese einen geringen bis keinen Einfluss auf die Anzahl erfolgreicher Emigranten anderer Patches haben, wogegen die großen Fragmente eine sehr hohen Bedeutung besitzen. Die hohe Bedeutung des Taï Nationalparks für die Anzahl erfolgreicher Emigranten ist auch in Abbildung 5.23b zu erkennen. Der Wegfall des Nationalparks reduziert die Anzahl erfolgreicher Emigranten um ca. 50 %, wogegen Fragmente im Osten Werte gegen 0 % aufweisen. Hierbei wird jedoch nicht die Funktion dieser Fragmente als Trittsteine oder Korridore berücksichtigt, wodurch ihre Bedeutung für den Erhalt der Integrität erhöht werden könnte, da in dieser Untersuchung nur erfolgreiche Emigranten je Patch gezählt wurden und nicht migrierende.

5.3.4 Darstellung von Indizes in definierten Landschaften und singulären Patches

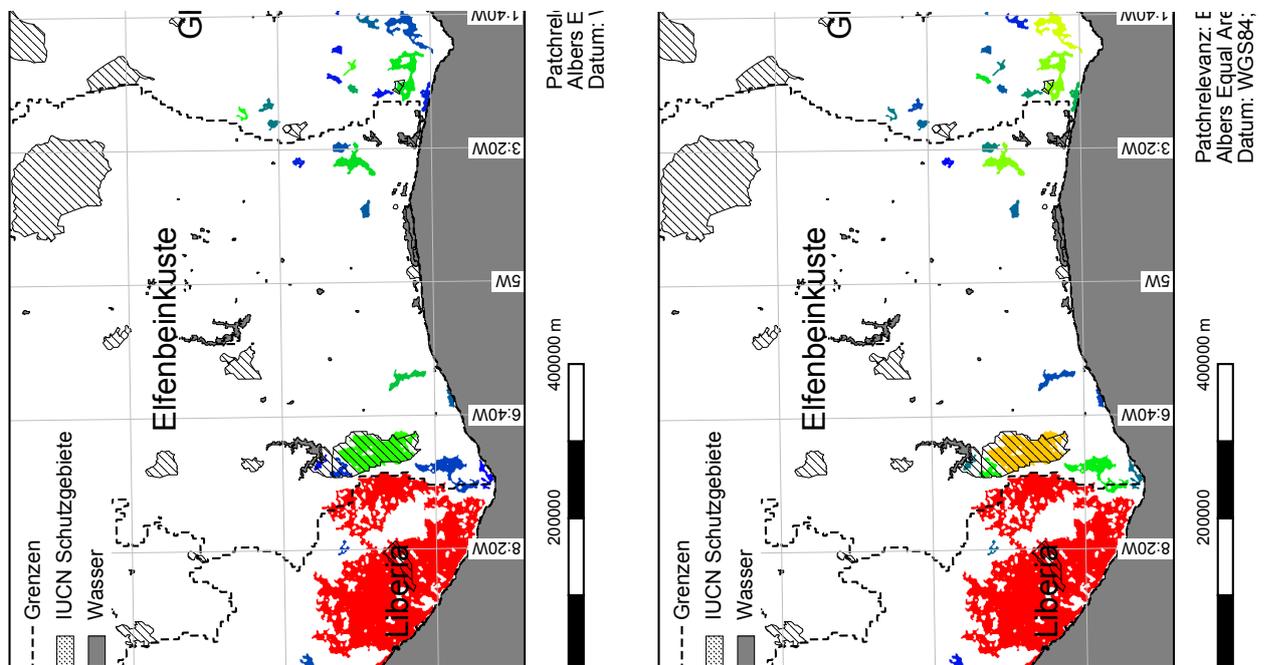
Die Ergebnisse unterschiedlicher Indizes in definierten Landschaften sind im folgenden dargestellt. Zur Visualisierung der Indizes wurde die Farbgebung zwischen den einzelnen Landschaften vereinheitlicht, indem die Farbgebung für alle Landschaften normiert wurde. Somit sind Farbveränderungen zwischen Landschaften gleichbedeutend mit Veränderungen der Werte.

Fläche und Form Wie in Abbildung A-3a (Anhang Seite XVI) zu erkennen ist, sinkt die Größe der Patches mit sinkendem Agglomerationsfaktor, also einer ansteigenden Zerstückelung der Landschaft, sowie mit abnehmendem Bedeckungsgrad. Die Form der Fragmente ist dagegen hauptsächlich durch den abnehmenden Agglomerationsfaktor beeinflusst. Diese weisen komplexere Formen abhängig vom Agglomerationsfaktor auf. Sinkende Bedeckungsgrade führen nur marginal zu einer Veränderung des SHAPE Index (Abb. A-3b im Anhang auf Seite XVI).



(a) Differenz in der Distanz zum 1. ENN aller Patches nach Entnahme des jeweiligen Waldfragments (b) Differenz in der Distanz zum 1. ENN: Prozentualer Anteil der durch die Entnahme beeinflussten Waldfragmente

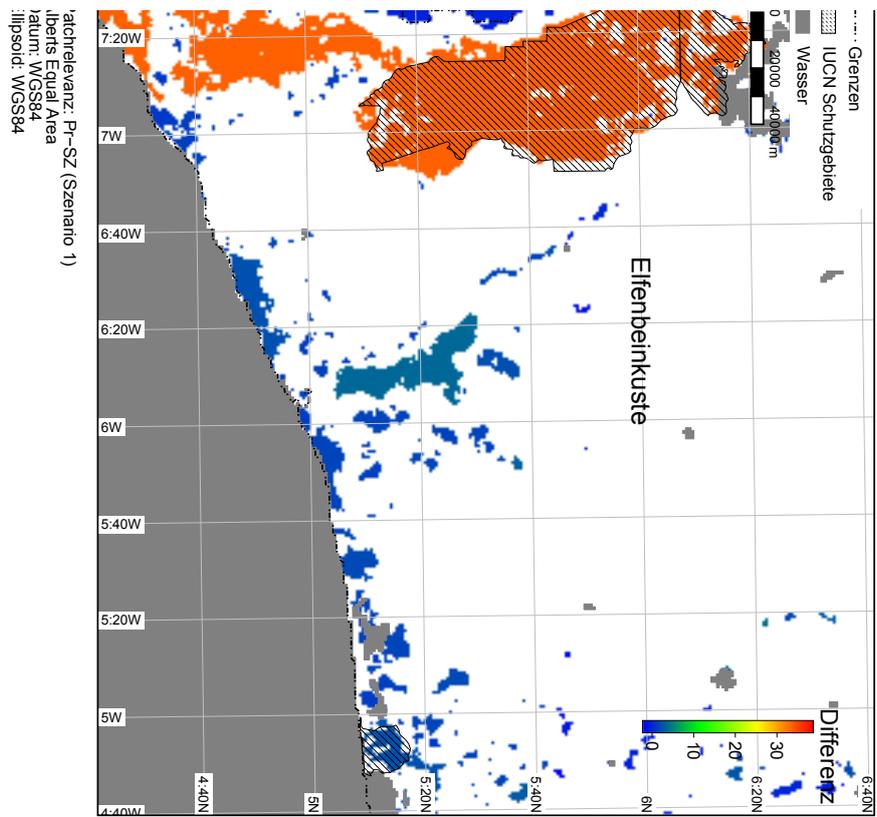
Abbildung 5.21: Differenz in der Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn nach Entnahme des jeweiligen Patches.



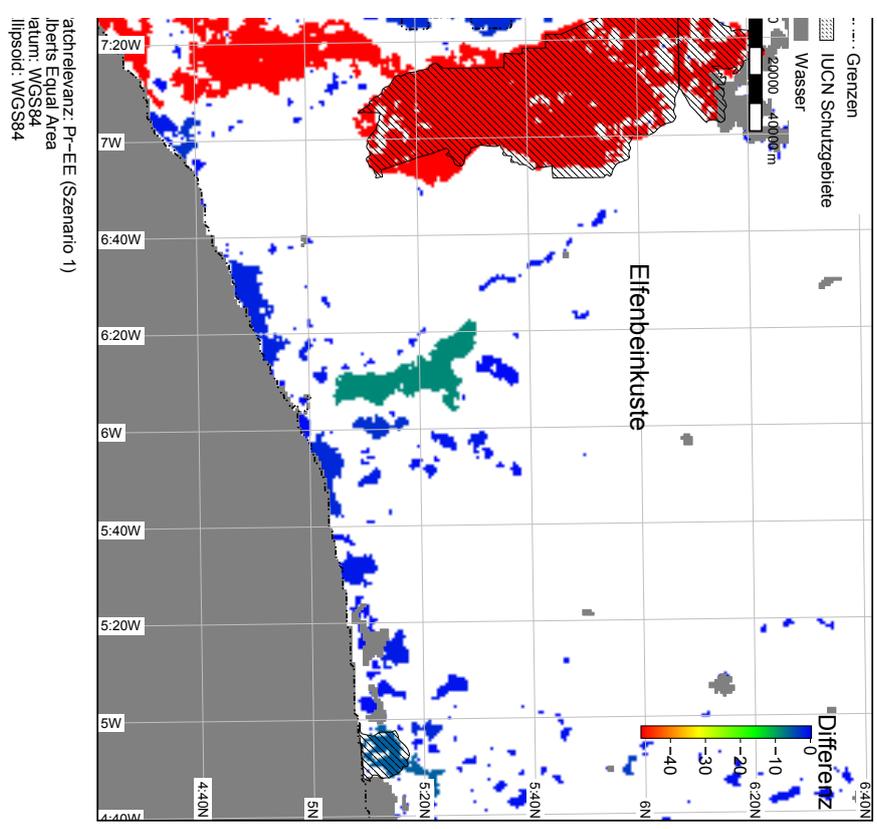
(a) Differenz in der Suchzeit aller Patches nach Entnahme des jeweiligen Waldfragments

(b) Differenz in der Emigrantenzahl aller Patches nach Entnahme des jeweiligen Waldfragments

Abbildung 5.22: Differenz in der Suchzeit und Anzahl erfolgreicher Emigranten nach Entnahme des jeweiligen Patches.



(a) Differenz in der Suchzeit



(b) Differenz der prozentualen Anzahl erfolgreich emigrierter Individuen

Abbildung 5.23: Ausschnitt der Differenz in der Suchzeit und Emigrantenzahl nach Entnahme des jeweiligen Patches für alle anderen Waldfragmente im Ausschnitt.

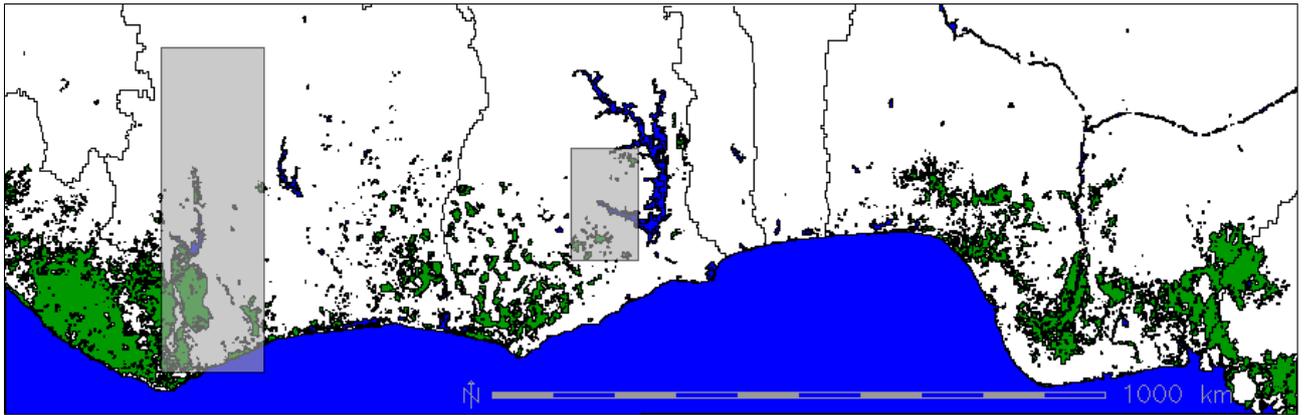


Abbildung 5.24: **Zwei separate Untersuchungsgebiete** als Beispiel für die räumlichen Charakteristika von drei bzw. zwei Patches, die in Abbildung A-4 respektive 5.25 dargestellt sind. In grün sind alle Waldfragmente zu erkennen, in blau sind Wasserflächen dargestellt.

Distanz-Analysen Bei der Darstellung der Distanz zum 1. ENN sind visuell keine großen Unterschiede festzustellen. Jedoch weisen sehr kleine Fragmente hohe Distanzen auf, die jedoch aufgrund der Darstellungsform nicht erkannt werden können (Abb. A-3c im Anhang auf Seite XVII). Anders sieht es bei der Summe aller Distanz aus (Abb. A-3d im Anhang auf Seite XVII). Hier weisen die Landschaften mit hohem Bedeckungsgrad (C) und Agglomerationsfaktor (3) geringe Werte auf, wogegen die Landschaft A1 mit niedrigem Agglomerationsfaktor und Bedeckungsgrad durch hohe Summen geprägt wird. Aufgrund der differierenden Anzahl von Patches in der Landschaft wurde auf die unterschiedliche Anzahl von Patches korrigiert, so dass die Werte zwischen den Landschaften vergleichbar sind.

Die Berechnung der Differenz in der Distanz nach Entnahme des jeweiligen Patches ist in Abbildung A-3e dargestellt. Hierbei ist die Art der Konfiguration ausschlaggebend für die Höhe des Werts. Je stärker die Fragmente agglomeriert angeordnet sind, desto höher ist die Differenz (A3-C3). Wenn die Landschaft aus vielen Fragmenten besteht, ist die Relevanz des einzelnen Patches niedriger. Ein differierendes Muster ist zu erkennen, wenn die prozentualen Anteile an beeinflussten Fragmenten dargestellt werden (Abb. A-3f). Große kompakte Fragmente (C3) haben eine höhere Relevanz, als zerstückelte (C1) oder kleinere (A3). Die geringste Anzahl an Patches beeinflussen kleine isolierte Fragmente.

5.3.4.1 Beispielhafte Darstellung einzelner Fragmente

Zur beispielhaften detaillierteren Darstellung unterschiedlicher Charakteristika einzelner Fragmente werden zwei Landschaften mit drei bzw. zwei Fragmenten einzeln untersucht und je sechs Indizes für diese Patches dargestellt (Abb. 5.24). Im westlichen Ausschnitt sind drei Fragmente unterschiedlicher Größe und Kontext ausgewählt, während im östlichen Ausschnitt zwei Fragmente gleicher Größe, jedoch unterschiedlicher umgebender Konfiguration im Fokus stehen. Die ausgewählten Indizes sind einerseits etablierte Maße wie Größe, SHAPE Index oder Distanz zum 1. ENN, sowie weiterführende Indizes wie die ODD-F Ratio, die Suchzeit und die Anzahl erfolgreicher Emigranten in einer homogenen Matrix (Szenario: SZ 0 bzw. EN 0).

Nationalpark Taï und nördlich gelegene Fragmente Der Ausschnitt der Landschaft im Westen der Elfenbeinküste umfasst den Nationalpark Taï (F1) und zwei Fragmente (F2, F3), die nördlich von diesem liegen (Abb. A-4 im Anhang auf Seite XIX). Diese Konstellation veranschaulicht den Einfluss unterschiedlicher Größen und umgebender Konfiguration auf die hier verwendeten Indizes. Die Größe der Fragmente sinkt wie erwartet von F1 bis F3, sowie parallel auch der SHAPE-Index, was auf kompaktere Formen hindeutet (Abb. A-4b im Anhang auf Seite XIX). Die Distanz zum 1. ENN ist für F2 am höchsten und zeigt für F1 und F3 eine ähnliche Isolation an. Die Patchrelevanz bezüglich der Differenz in der Distanz bei iterativem Entfernen des 1. ENN (ENNiter) weist F1 die höchste Relevanz auf, gefolgt von F3. Werden nun die Ergebnisse der individuenbasierten Indizes betrachtet, erkennt man, dass die Suchzeit bis zur Immigration in einen neuen Patch für F3 am höchsten ist, während F1 und F2 vergleichbare Werte aufweisen. Die Anzahl erfolgreicher Emigranten ist für F2 am höchsten, gefolgt von F1, das Fragment F3 zeigt einen Wert nahe 0 (Abb. A-4b).

Zwei Fragmente gleicher Größe Die Indexwerte zweier Fragmente gleicher Größe, aber unterschiedlichem Konfigurationskontext sind in Abbildung 5.25 dargestellt. Hierbei ist zu erkennen, dass F4 und F5 bezüglich ihrer Größe und Form (SHAPE-Index) vergleichbar sind, jedoch differiert ihre Distanz zum 1. ENN (ENN), welche bei F4 höher ist. Somit ist die Aussage der Distanz zum 1. ENN, daß das Fragment F4 isolierter ist. Betrachtet man jedoch die omnidirektionale Konnektivität oder die Ergebnisse der individuenbasierten Indizes, so ändert sich das Bild. Die omnidirektionale Konnektivität ist für F5 wesentlich höher als für F4, das gleiche Muster lässt die Suchzeit erkennen. Die Suchzeit bis zur Immigration in einen neuen Patch ist sehr hoch für F5, während das Fragment F4 geringe Werte aufweist. Reziprok sind die Werte der Anzahl erfolgreicher Emigranten, die bei F4 höher als bei F5 sind. Somit kann postuliert werden, dass Individuen von F4 schneller und erfolgreicher migrieren können. Dies macht die Differenz der Attribute individueller Fragmente und die hohe Sensibilität der Ergebnisse gegenüber angewendeten Indizes deutlich.

5.3.5 Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster

Die hier generierten Indizes für die Analyse räumlicher Muster von Waldfragmenten wurde auf ihren Erklärungswert für modellierte Chiropteren (Univ. Ulm) und Amphibien (Museum Berlin) Diversität untersucht. Das *Generalized Linear Model* (GLM) wurde aufgrund von Varianzheterogenität und nicht parametrischen Biodiversitätsdaten mit der Fehlerfamilie *quasipoisson* durchgeführt. Die Variablenreduktion ergab das beste Modell mit den in Tabelle 5.6 dargestellten Indizes.

Für die Analyse mit der Chiropteren Diversität zeigen Anzahl erfolgreicher Emigranten (EE), omnidirektionale Distanz (ODD) 1. Grades und Summe aller ENNs signifikante Zusammenhänge, die ODD 1. Grades weist keinen signifikanten Zusammenhang auf, aber die Entfernung dieses Index verschlechtert das Ergebnis des Gesamtmodells signifikant (ANOVA, $p \leq 0.05$). Hohe omnidirektionale Isolationswerte des Fokus-Patch (ODD 1. Grades) führen zu niedrigeren Diversität, jedoch nicht die Isolation der Ziel-Patches (ODD 2. Grades), hier führen hohe Isolationswerte zu hohen Artenzahlen. Für den Fokus-Patch zeigt die Summe aller Distanzen einen negativen Zusammenhang mit der Diversität, somit besitzen Fragmente mit hohen Gesamtdistanzen zu allen anderen Fragmenten eine geringere Diversität. Die prozentualen Anteile der erfolgreichen Emigranten führen bei hohen Werten zu niedrigeren Artenzahlen.

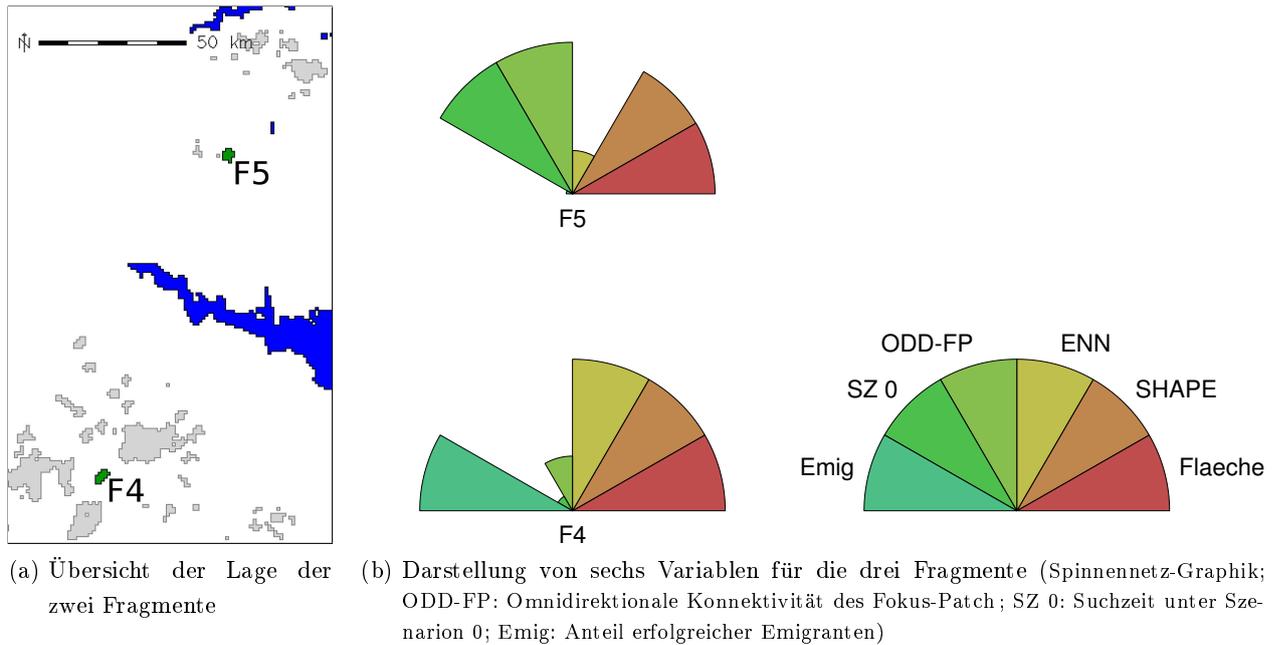


Abbildung 5.25: **Sechs Indizes für zwei exemplarische Waldfragmente** in Ghana (Abb. 5.24). Weitere Waldfragmente sind in grau dargestellt, Wasser ist in blau dargestellt.

Die Untersuchung der Amphibiendiversität ergab signifikante negative Zusammenhänge mit der Fläche und ENN, sowie positive mit EE und dem F_0 SHAPE-Index (Tab. 5.6). Somit sind hohe Artenzahlen in kleinen Fragmenten zu finden, die aber eine geringe Distanz zum 1. ENN aufweisen. Den Zusammenhang mit der Isolation zeigt auch die Anzahl erfolgreicher Emigranten, Fragmente mit hohen prozentualen Anteilen weisen hohe Artenzahlen auf. Die Form der Fragmente spielt auch eine Rolle, so finden sich höhere Diversitäten in Patches mit komplexen Formen. Hierbei sollte jedoch die verwendete räumliche Auflösung von 1 km für die räumliche Modellierung und die Analyse der räumlichen Muster berücksichtigt werden, die unter Umständen nur bedingt mit den Umweltansprüchen von einigen Arten übereinstimmen.

5.4 Diskussion

Die Implementierung von räumlichen Charakteristika zur Aufrechterhaltung der Konnektivität, wie z. B. mit Hilfe von Korridoren oder Trittsteinen, kann den Habitatverlust abschwächen, jedoch nicht kompensieren (Fahrig, 1998; Rosenberg *et al.*, 1997). Hierbei sollte jedoch auch über die reine Analyse der räumlichen Attribute hinausgegangen werden und die Degradation im Kontext der Qualitätsabnahme für Arten innerhalb der Fragmenten betrachtet werden (Harrison und Bruna, 1999; Hillers *et al.*, 2008; Thiollay, 2006). Die Analyse der Degradation ist ein weiterer komplexer Themenbereich (Strand *et al.*, 2007), auf den in dieser Arbeit jedoch nicht näher eingegangen werden kann.

Die hier dargestellten Analysen der räumlichen Konfiguration der Landschaft lassen neben der Information der reinen Existenz von Regenwald auch Rückschlüsse auf dessen räumliche Attribute zu. Diese Attribute haben eine Relevanz für klimatische, hydrologische oder biologische Komponenten (Echeverría *et al.*, 2007; Fahrig, 2003), da sie z. B. die Verbundenheit von Fragmenten beschreiben und somit den potentiellen Austausch von biologischen Komponenten. Die Ergebnisse dieser Arbeit haben gezeigt, dass besonders die Konnektivitätsanalyse sowohl von der Landschaft als auch von dem zu un-

Tabelle 5.6: Statistische Analyse des Erklärungswerts von Indizes für Biodiversitätsdaten (GLM, $p \leq 0.05$, $n = 1292$ (Chiropteren) und $n = 484$ (Amphibien))

Index		p-Wert	Index		p-Wert
Chiropteren			Amphibien		
	EE	0.001 ^δ	EE		0.001
	ODD (1.Grades)	0.19 ^δ	ENN		0.001 ^δ
	ODD (2. Grades)	0.03	Fläche		0.03 ^δ
	ENN sum	0.001 ^δ	SHAPE		0.02

^δ negativer Zusammenhang

EE = Erfolgreiche Emigranten, ODD = omnidirektionale Distanz, ENN
sum = Summe der Distanzen zu allen ENNs

tersuchenden Organismen abhängig ist und somit kein einzelnes Maß durchweg adäquat ist, wie auch von Betts (2000) postuliert. Diese zwei zu beachtenden Dimensionen einer Konnektivitätsanalyse von Organismen und Landschaft wurde auch von Kindlmann und Burel (2008) postuliert. Jedoch konnte in dieser Arbeit das Potential von omnidirektionalen Maßen und der Berücksichtigung der Matrix aufgezeigt werden. Hierbei sollten nach Moilanen (2002) nur Patches berücksichtigt werden, die im Kontext der Metapopulationstheorie besiedelt sind, da die Besiedlung erklärt werden soll und nicht die räumlichen Attribute unter Berücksichtigung aller vorhandenen Fragmente. Diese Informationen sind jedoch in dem hier vorliegenden Kontext nicht verfügbar, daher wurde im Sinne der Landschaftsökologie die Gesamtzahl der Patches in der Analyse berücksichtigt. Dies macht die Problematik des Fokus auf die zu untersuchenden Organismen deutlich, da für diese meist nur unzureichende Informationen bereitstehen. Eine weitere artspezifische Perspektive ist die potentielle positive Rückkopplung der Fragmentation aufgrund einer höheren Habitatdiversität, welche von Andrén (1994) postuliert wurde. Auch die dadurch hervorgerufene Reduktion der Abundanz der ursprünglichen faunistischen Gemeinschaften führt zu potentiell neu zu besiedelnden Arealen für z. B. invasive Arten (Evangelista *et al.*, 2008), deren Verbreitungspotential aufgrund von anthropogener Infrastruktur erhöht wird (Tatem, 2009). Der Effekt der angestiegenen räumlichen Heterogenität der Habitate aufgrund einer Änderung der räumlichen Muster macht deutlich, dass nicht nur die Fragmentation oder der Verlust eines einzelnen Habitats betrachtet werden sollte, sondern auch die Charakteristika der neu entstandenen Landbedeckungstypen bzw. das gesamte räumliche Muster innerhalb einer Landschaft. Hierbei spielen jedoch auch die Eigenschaften der jeweiligen neu eingeführten Landbedeckungstypen eine Rolle, da qualitative Unterschiede zwischen urbanen Raum oder Sekundärvegetation bestehen.

5.4.1 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand struktureller Indizes

Die Analyse der strukturellen Indizes zeigt, dass die einzelnen Indizes teilweise in einem Zusammenhang stehen. So korreliert der SHAPE-Index in dieser Landschaft mit der Fläche der Patches ($r^2=0.93$), womit geschlossen werden kann, dass größere Fragmente komplexer geformt sind. Nach Krummel *et al.* (1987) sind einfache rechteckige Formen durch anthropogene Einflüsse bedingt, in dieser Arbeit kann aber auch der Effekt durch die kompakte Form von 1-Pixel großen Fragmenten beeinflusst sein,

was durch die verwendete räumliche Auflösung der Satellitendaten determiniert wurde. Die Ergebnisse der weiteren strukturellen Indizes zeigen, dass sie größtenteils unabhängig voneinander sind und somit komplementäre Informationen liefern können. Nur der Trend der linearen Regression von zwischen-Patch Distanzen gegen die Anzahl von Nachbarn und der Schnittpunkt der Geraden mit der Ordinate zeigen noch einen weiteren (negativen) Zusammenhang. Dies lässt darauf schließen, dass ein Anstieg der Distanz zwischen den ersten 10 ENNs, besonders bei niedrigen Distanzen zu den ersten nächsten Nachbarn existent ist. Somit ist die alleinige Analyse der Distanz zum 1. ENN irreführend, da die hier gefundenen niedrigen Distanzen zum 1. ENN im Laufe der Distanzanalyse der nächsten Nachbarn stark ansteigen können. Schlechte Erklärungswerte der Distanz zum 1. ENN bezüglich allgemeiner Konnektivität (Moilanen und Nieminen, 2002) oder simulierten Immigrationsraten (Bender *et al.*, 2003) wurden bereits postuliert, wobei in der Untersuchung von Bender *et al.* (2003) auch Indizes, die die Distanz und Größe von Fragmenten miteinbeziehen, verwendet und somit unterschiedliche Ebenen miteinander verglichen werden. Auch kann die Verwendung der euklidischen Distanz für Arten, deren Schrittlänge und Perzeptionsradius niedriger als die Distanz zum benachbarten Fragment ist, nicht angebracht sein, da Migrationskosten der dazwischen liegenden Matrix nicht berücksichtigt werden. Stattdessen sollten ökologische relevante Distanzmaße verwendet werden, wie die funktionale Distanz zwischen zwei Fragmenten basierend auf einer Eignungsmatrix (Adriaensen *et al.*, 2003), da dies Unterschiede für z. B. das Vorkommen von Generalisten oder Spezialisten macht (Tischendorf *et al.*, 2003).

Ein distinktes räumliches Muster der Patchwerte lässt sich für die Summe der Distanzen erkennen. Sie weisen für die Fragmente im zentralen Agglomerat in Ghana niedrige Werte auf und steigen tendenziell für am Rand gelegene Patches an. Verschiedene Untersuchungen nutzen den Mittelwert der Distanzen (Matter *et al.*, 2005; Välimäki und Itämies, 2003) oder die Summe, was in diesem Fall die gleiche Aussage hat, jedoch wurde kein Zusammenhang mit der Immigrationsrate von Schmetterlingen gefunden (Välimäki und Itämies, 2003). Die Verwendung dieses Maßes muss die Sensitivität auf die Ausdehnung des Untersuchungsgebiets berücksichtigen, da dadurch die Summe der Distanzen für einige Fragmente entscheidend modifiziert werden kann. Diese Problematik wird im Detail in Abschnitt 5.4.5 behandelt.

Andere Indizes beziehen neben der Isolation auch die Flächengröße als weitere Komponente in die Konnektivitätsanalyse mit ein (Bender *et al.*, 2003). Wegen dieser Zusatzinformation sind sie in der Lage, modellierte (Bender *et al.*, 2003) oder reale (Matter *et al.*, 2005) Immigrationsraten besser zu erklären. Einen Zusammenhang mit der Größe fanden auch Välimäki und Itämies (2003), jedoch aufgrund von konspezifischer Attraktion, da in größeren Patches auch höhere Abundanzen zu finden waren. Die Entwicklung der Verrechnung von Fokus-Patch und Ziel-Patch Größe (DF_{ij}) hat zu einer deutlichen Veränderung der räumlichen Anordnung der Attribute geführt, besonders sind hierbei die hochisolierten, kleinen Fragmente um die Fragmentagglomeration in Ghana differenzierbar geworden.

Die Ergebnisse der Anzahl von omnidirektionalen Nachbarn zeigt die Problematik der Analyse des 1. oder k-ENN auf. Einige Fragmente weisen mehr als 100 omnidirektionale Nachbarpatches auf, während gleichgroße Patches weniger als die Hälfte besitzen. Besonders deutlich wird dies wieder bei den kleinen Fragmenten in Ghana, die sehr geringe Anzahlen an Nachbarn aufweisen. Durch die Verwendung eines omnidirektionalen Distanzmaßes wird dieses Problem nihilisiert. Bei dieser Analyse besteht jedoch das Problem, dass große Fragmente potentiell mehr Nachbarn haben können, wobei für dieses Untersuchungsgebiet nur eine geringe Korrelation der Anzahl omnidirektionaler Nachbarn mit der Größe gefunden wurde. Trotzdem sollte auf die Größe und die Form von Fragmenten in weiterführenden

Analysen korrigiert werden, so dass die Anzahl der Nachbarn unabhängig von diesen Faktoren ist.

Die Ergebnisse der omnidirektionalen Konnektivitätsanalyse weisen auf in alle Richtungen isolierte Fragmente hin. Besonders deutlich wird dies bei der Analyse omnidirektionaler Distanz 1. Grades (ODD:FP). Für das Konglomerat von Fragmenten in Ghana ist ein Gradient von zentralen, verbundenen Fragmenten zu außen liegenden, isolierteren Fragmenten gut zu erkennen. Dieses Ergebnis der Konnektivität des Fokus-Patch macht die verbesserte Differenzierbarkeit von Fragmenten bezüglich ihres räumlichen Kontextes durch diese Analyse deutlich. Die von Matter *et al.* (2005) gefundenen geringen Erklärungswerte der omnidirektionalen Konnektivität für untersuchte Immigrationsraten lassen sich durch das speziell dort genutzte omnidirektionale Konnektivitätsmaß erklären. Die verwendete Voronoi-Analyse basiert auf den Zentroiden von Fragmenten, welche die Konnektivität für Patches länglicher oder komplexer Form stark unterschätzt. Ein Zentroid kann hoch isoliert sein, während ein Arm des Fragments nah an einem Nachbarn liegt. Dieses Problem wird durch den in dieser Arbeit entwickelten Ansatz behoben.

Der alleinige Fokus auf die Isolation 1. Grades für Arten mit höherer Ausbreitungskapazität oder Perzeptionsradius (Olden *et al.*, 2004; Pe'er und Kramer-Schadt, 2007) ist unter Umständen inadäquat, so dass die weitere Konnektivität der Umgebung miteinbezogen werden muss. Eine Untersuchung über die Konnektivität des Fokus-Patch hinaus, mittels der Konnektivität 2. Grades, lässt weiterführende Differenzen bezüglich der räumlichen Anordnung erkennen. So weist dieser Index für vorher gering isolierte Fragmente eine hohe Isolation auf, wie z. B. Waldfragmente um den Nationalpark *Cross River*. Der Einfluss der omnidirektionalen Konnektivität der Ziel-Patches (2. Grad) für modellierte Raten erfolgreicher Emigranten konnte hier nachgewiesen werden. Der Faktor der Ausbreitungsdistanz bzw. Perzeptionsradius kann durch das Hinzufügen der omnidirektionalen Isolation über die 2. Ebene hinausgehend oder durch die Graph Theorie (Bunn *et al.*, 2000; Minor und Urban, 2008; Urban und Keitt, 2001) erweitert werden. Somit wird nicht nur die Konnektivität einzelner Nachbarn untersucht, sondern des gesamten Netzwerks von Patches. Bei dem Ansatz der Graph Theorie werden jedoch keine individuelle Patchattribute ausgegeben, sondern nur ein Wert für die jeweilige Agglomeration von Fragmenten.

5.4.2 Charakterisierung von Waldfragmenten anhand artspezifischer Indizes

Grundsätzlich besteht neben der Kolinearität von Indizes (Riitters *et al.*, 1995) das Problem der ökologischen Relevanz, da Maße wie die Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn nur eine bedingte diesbezügliche Aussagekraft haben (Bender *et al.*, 2003). Die Erstellung von ökologisch relevanten Indizes, die aber auch insensitive auf bestimmte Probleme der Landschaftskonfiguration sind (Saura und Pascual-Hortal, 2007), sind z. B. funktionale Konnektivitätsmaße (Uezu *et al.*, 2005). Hierbei ist die unterschiedliche Wahrnehmung der Umgebung von Arten ein wichtiger Bestandteil der Analyse der Konnektivität (Pe'er und Kramer-Schadt, 2007; Ricketts, 2001). Die Ergebnisse der artspezifischen Indizes haben die Bedeutung der umgebenden Landschaft, der Matrix, aufgezeigt, da die Unterschiede zwischen einem Szenario ohne (Szenario 0) und mit (Szenario 1 und 2) Einfluss der Matrix deutliche Differenzen aufgezeigt haben. Die Darstellung des Trends in der Ab- oder Zunahme von Suchzeit bzw. Anzahl erfolgreicher Emigranten von Szenario 0 bis 2 macht diesen Effekt deutlich und auch die unterschiedlichen Einflüsse auf die Fragmente. So weisen Fragmente in Nigeria eine steigende Suchzeit auf, im Gegensatz zu dem Tai Nationalpark, dessen Werte mit den Szenarien sinkt. Dies weist auf nicht adäquate Matrixregionen in Nigeria hin, die Individuen zu einer Umgehung dieser Areals zwingt und somit die Zeit bis zur Im-

migration erhöht. Da bei der Analyse der erfolgreichen Emigranten nicht nur die Eignung der Matrix eingeht, sondern auch die Kosten der Matrix, sind die Ergebnisse dieser beiden Trendanalysen nicht vollständig kongruent. Jedoch ist die Berücksichtigung der Matrix relevant für den Erklärungswert für gefundene Artverteilungsmuster (Levey *et al.*, 2008; Lindenmayer *et al.*, 2008; Umetsu *et al.*, 2008) und kann bei Nichtberücksichtigung zu fehlerhaften Ergebnissen führen (Revilla *et al.*, 2004). Die Implikation der Umgebungsattribute ist aber abhängig von der untersuchten Art, sowie auch innerhalb einer Art von dem Geschlecht oder dem Entwicklungszeitpunkt (Pe'er *et al.*, 2004). Die Anwendung von artspezifischen Ausbreitungsmodellen kann auch zu einer Erklärung von anderen Faktoren, wie der Samenausbreitung beitragen (Levey *et al.*, 2008).

Die hier definierten Werte für Perzeption und Attraktivität wurden konstant gehalten, können aber bedeutsam für die Resultate der Konnektivitätsmaße sein (Keitt *et al.*, 1997). So fanden Vuilleumier und Perrin (2006), dass ein Perzeptionsradius von Null zu einer gleichmäßigen Ausbreitung und Immigration führte, wogegen ein geringerer Perzeptionsradius Individuen in kleine Korridor-Fragmenten leitet. Die weiträumige Perzeption der Landschaft dagegen hebt die Präferenz für kleinräumige Korridorstrukturen wieder auf und ist bei geringer Migrationsfähigkeit (Energieverfügbarkeit) vorteilhaft für eine erfolgreiche Immigration. Desweiteren ist auch die Menge an Anfangsenergie gekoppelt mit dem Perzeptionsradius ausschlaggebend, da z. B. bei geringer Energie und hohem Perzeptionsradius die beste Immigrationsrate erzielt wird und umgekehrt (Vuilleumier und Perrin, 2006). Olden *et al.* (2004) betonen, dass eine Weiterentwicklung des Perzeptionskonzepts notwendig ist, da Unterschiede zwischen einer anisotropischen und isotropischen Perzeption je nach Art und Landschaft bestehen. Noch weiterführende Methoden schlugen Mueller und Rabeling (2008) vor, die das variable Verhalten bei temporal unterschiedlich vorhandenen Ressourcen mit einbeziehen. Auch der Wert der Attraktion auf Fragmente kann, neben der Eignung unterschiedlicher Matrixkategorien, einen gewichtigen Faktor darstellen, der die Bewegungsmuster der Individuen beeinflusst und damit die Anzahl erfolgreicher Emigranten (Pe'er und Kramer-Schadt, 2007).

Die Definition dieser Parameter für real existierende Arten kann über z. B. das Telemetrieren von Individuen oder Fang-/Wiederfang-Methoden extrahiert werden, wodurch Informationen zu Ausbreitungsdistanz und Perzeptionsradius gewonnen werden (Baguette, 2003; Pe'er *et al.*, 2004; Revilla *et al.*, 2004). Eine weitere Methode ist die Anpassung der Modellparameter auf gefundene Artenvorkommen in Fragmenten, um so die ökologischen Faktoren der jeweiligen Arten zu extrahieren (Grimm *et al.*, 2005). Die Ausbreitungsfähigkeit ist jedoch nicht konstant für eine Art sondern wird auch durch die Eigenschaften der Matrix beeinflusst (Fahrig, 2007), somit sollte die Schrittlänge in weiterführenden Analysen auch mit der Eigenschaft gekoppelt werden.

Einfluss der Matrix Bei der Analyse der Verbundenheit von Fragmenten ist die binäre Sichtweise von Habitat vs. Nicht-Habitat, die eine uniforme Matrix annimmt, nicht immer angebracht (Gascon *et al.*, 1999; Kupfer *et al.*, 2006; Murphy und Lovett-Doust, 2004; Ricketts, 2001). So kann die umgebende Matrix für einige Arten akzeptabel sein, besonders wenn sie nicht stark von der natürlichen Landbedeckung abweicht. Allerdings können bei starker Abweichung Relikte der natürlichen Vegetation einen unterstützenden Effekt auf die Migration zwischen Habitaten auf einzelnen Arten haben, indem sie als Trittsteine fungieren (Lomolino, 2000c; Söndgerath und Schröder, 2002). Auch Dunning *et al.* (1995), Goodwin und Fahrig (2002), Gustafson und Gardner (1996), Taylor *et al.* (1993b) und Vuilleumier und Perrin (2006) betonten in diesem Kontext, dass Konnektivität von den Eigenschaften

der umgebenden Matrix abhängig ist und als Widerstand der Landschaft gegenüber Migration agiert und somit als funktionale Verbundenheit angesehen werden kann (Murphy und Lovett-Doust, 2004; Ray *et al.*, 2002; Tischendorf und Fahrig, 2000a). Die Berücksichtigung des Zustands der umgebenden Gebiete ermöglicht eine bessere Analyse der Verbundenheit von Fragmenten (Ricketts, 2001; Umetsu *et al.*, 2008), da eine intensivierete Landnutzung zu einer erhöhten Isolation von Fragmenten führen kann (Clerici *et al.*, 2007).

Nach Kindlmann und Burel (2008) bestehen verschiedene Faktoren, die die Immigrationsrate der Organismen beeinflussen, unter anderem das Bewegungsmuster und die Perzeptionsmöglichkeiten, sowie die Mortalität der Organismen in der umgebenden Matrix. Der letzte Punkt wird in dieser Arbeit teilweise durch die Kosten und die Eignung der Matrix implementiert, die im Endeffekt auch zu einer höheren Mortalität in der Matrix führen. In weiterführenden Analysen sollte auch die Option der Mortalitätswahrscheinlichkeit je Matrixtyp eingebunden werden.

Des Weiteren beeinflusst die den Patch umgebende Matrix biotische Systeme in Habitatfragmenten (Kupfer *et al.*, 2006), abhängig von Art und deren Toleranz gegenüber Umweltfaktoren. So können euryöke Arten noch in Fragmenten vorhanden sein, die frei von stenöken Arten sind (Gascon *et al.*, 1999). Hierbei spielt jedoch auch die Sensitivität der Arten auf Grenzeffekte (Lidicker, 1999) oder Permeabilität der Grenze (Hein *et al.*, 2003) eine Rolle. Neben dem Verlust und der Fragmentation ist die Entstehung von neuer Landbedeckung durch diese Prozesse zu berücksichtigen, die unter Umständen neue Habitat für einige Arten liefern (Andrén, 1994; Balbontín *et al.*, 2008).

Der Einfluss der Matrix bezüglich der ökologischen Perzeption eines Organismus ist teilweise unbeantwortet und sollte in weiteren Forschungsprojekten thematisiert werden, jedoch ist auch die zur Verfügung stehende thematische Auflösung der Landbedeckung ein Faktor, der die Untersuchung des Einflusses der Matrix beeinflusst. Kategoriale Daten, basierend auf Satellitendaten besitzen eine thematische Genauigkeit, welche von der Fragestellung und der Differenzierbarkeit der Landoberfläche durch die spektral und räumlich zur Verfügung stehende Auflösung determiniert wird. Diese zwei Problemfelder müssen durch interdisziplinäre Ansätze homogenisiert werden, damit die thematische Auflösung mit der Perzeption des jeweiligen Organismus übereinstimmt bzw. angenähert wird. Besonders die Entwaldung von tropischen Waldgebieten und deren folgende Aufforstung in einigen Gebieten führt zu einer heterogenen Waldlandschaft, die sich in Primär- und Sekundärwälder, sowie Plantagen gliedert, wobei letztere unterschiedliche ökologische, hydrologische oder ökonomische Eigenschaften zu denen der Wälder aufweisen (Mayaux *et al.*, 2005). Jedoch liefert die Verwendung von kategorialen Landbedeckungsanalysen in diesem Kontext wenig adäquate Informationen der Bedeckung (Ju *et al.*, 2003). Hier sind Analysen der kontinuierlichen Bedeckungsanteile mittels Fernerkundungsdaten basierend z. B. auf MODIS (Schwarz und Zimmermann, 2005) sinnvoller und haben nach Hansen *et al.* (2002b) das Potential zeitliche Veränderungen besser zu überwachen, da sie graduelle Unterschiede des Bedeckungsgrads liefern. Jedoch sind diese Art der Datensätze nicht für die bereits existierenden Fragmentationsanalysen geeignet, sondern es müssen neue Methoden der räumlichen Analyse angewendet werden (McGarigal *et al.*, 2008).

5.4.3 Patchrelevanz

Eine Problematik der Ableitung von Konnektivität mit Hilfe von Immigrationszahlen ist die Ausgabe einer geringen Konnektivität bei der Existenz eines einzelnen großen Fragments in der Landschaft (Kindlmann und Burel, 2008). Dieses Problem konnte in dieser Arbeit nicht befriedigend gelöst werden.

Die vorherige Abfrage des prozentualen Bedeckungsgrads ist nur ein erster Ansatz. Jedoch zeigt diese Arbeit eine aussagekräftige Analyse der Relevanz eines Patches zur Aufrechterhaltung eines hohen Konnektivitätsgrades bei mehr als einem Patch in der Landschaft auf.

Die Ergebnisse der Patchrelevanz analysiert durch die Differenzen in der Distanz zum 1. ENN, sowie die prozentualen Anteile der beeinflussten Fragmente und die Differenzen in der Anzahl erfolgreicher Emigranten und Suchzeit zeigen alle ähnliche Muster bezüglich der Relevanz von Waldfragmenten im Untersuchungsgebiet. Die Bedeutung der großen Waldgebiete in der Elfenbeinküste, Liberia und in Nigeria, sowie auch die geringere Relevanz der kleinen isolierten Fragmente in z. B. Ghana, sind konsistent vorhanden. Bei letzteren kleinen Fragmenten sind jedoch die Unterschiede in der Bedeutung ausgeprägter. So besitzen alle Fragmente in Ghana ähnlich geringe Relevanz bezüglich der Distanz zum 1. ENN. Aber die Entnahme eines Patches im Süden des Konglomerats von Waldfragmenten, beeinflusst einen höheren prozentualen Anteil an umliegenden Flächen. Die Relevanz einzelner Fragmente zur Aufrechterhaltung der Konnektivität kann mit der Größe der Patches zusammenhängen. Um den Größeneffekt auszuschließen, kann ihre Relevanz mit der Flächengröße verrechnet werden (Keitt *et al.*, 1997), somit würden kleineren Fragmente eine höhere Bedeutung erlangen.

Die Integration variierender Parameter wie Attraktionswert oder Perzeptionsradius kann die Muster verändern, wie es bereits auf den vorhergegangenen Seiten diskutiert wurde. Generell bestätigen diese Ergebnisse die Forderung von Ovaskainen und Hanski (2003), dass die Relevanz individueller Patches für die Landschaft berechnet werden muss, um aussagekräftige Resultate zu erhalten. Diese Ergebnisse können genutzt werden, um im Rahmen von Restauration oder Schutzkonzepten existierende Fragmente bzw. zu etablierende Fragmente zu identifizieren, die der Konnektivität der Landschaft förderlich sind (Verhoeven *et al.*, 2008). Für das westafrikanische Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten kann gesagt werden, dass generell große Fragmente stark zur Aufrechterhaltung der räumlichen Integrität bezüglich erfolgreicher Emigranten und Suchzeit beitragen.

5.4.4 Distinkte Klassen von Waldfragmenten

Die Zusammenfassung der unterschiedlichen strukturellen und individuenbasierten Indizes zeigt eine Möglichkeit auf, die Vielzahl von Maßen zusammenzufassen und erlaubt eine grobe Unterteilung von Indizes bezüglich ihrer räumlichen Attribute. Die hier durchgeführten Clusteranalysen lassen jedoch auch die Unterschiede in den Ergebnissen je nach verwendeten Maßen erkennen. Dies ist aber auch auf die eingegangenen Eignungs- und Kostenmatrizen zurückzuführen, die bei den strukturellen Indizes nicht eingeflossen sind, wodurch die Ergebnisse der Konnektivitätsanalyse stark beeinflusst werden. Die verwendeten Begrenzungen für die omnidirektionale Konnektivitätsanalyse sind verwandt mit den Matrizen der individuenbasierten Indizes, jedoch nicht graduell, sondern nur binär. Der Erklärungswert für die Konnektivität 2. Grades, welches die Raten erfolgreicher Emigranten beschreibt, lässt jedoch die Option zu, die wesentlich schneller durchführbare omnidirektionale Analyse statt der individuenbasierten anzuwenden, wobei hier weitere Maße wie die Größe oder Form ebenfalls einen Einfluss haben.

Die Zusammenfassung unterschiedlicher Indizes hat die Ähnlichkeit verschiedener Fragmente bezüglich ihrer räumlichen Anordnung aufgezeigt. Hierbei ist aber auch erkennbar geworden, dass große Fragmente nicht generell ähnliche Attribute besitzen, ebenso wie auch kleine Patches. Deren Klassenzugehörigkeit differiert aufgrund der verwendeten Indizes und geht über reine Größen- oder Nachbarschaftsattribute hinaus. Somit liefert diese Analyse Informationen, die über die Aussage eines Maßes

hinausgeht und ermöglicht es, die Fragmente basierend auf den Informationen mehrerer Indizes zu gruppieren. Hierbei ist jedoch die rekursive Ableitung welche Parameter entscheidend für die Klassenzuweisung sind, nicht möglich und je nach Fragestellung kann es sinnvoller sein die Indizes einzeln zu analysieren.

5.4.5 Zuverlässigkeit der Indexresultate

Die Genauigkeit der Indizes basiert vor allem auf der Qualität der Landbedeckungsklassifikation und dessen räumlicher Auflösung. Die Eignung hängt von der jeweiligen Fragestellung ab. So sollten keine kleinräumigen Muster analysiert werden, wenn der zu untersuchende Organismus eine großräumige Perzeption der Landschaft aufweist. Hierbei muss aber auch die Ökologie der jeweiligen Art beachtet werden, da unter Anderem großflächigere Strukturen, aufgrund von z. B. Nistplatzwahl oder Prädation präferiert werden (Lidicker, 1999), unabhängig vom Perzeptionsradius. Für derartige Diskrepanzen in den Ansprüchen einer Art sollten multiskalige Ansätze verfolgt werden, da diese unterschiedliche Einflussfaktoren auf den verschiedenen Skalen berücksichtigen (Hay *et al.*, 2001; Koper und Schmiegelow, 2006; Thompson *et al.*, 2002). Auch die Auswahl des Untersuchungsgebiets ist für die Berechnung der Indizes relevant, so kann die räumliche Ausdehnung Fragmente unterschlagen und somit die Ergebnisse des räumlichen Kontext von Patches innerhalb des Untersuchungsgebiets korrumpieren (Shen *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2002). Dieser Effekt tritt besonders bei der Analyse der Summe der Distanzen zwischen allen Fragmenten auf. Dieses Maß kann zum Vergleich zweier Landschaften verwendet werden und Aussagen über die landschaftsweite räumliche Anordnung liefern. Es führt jedoch bei Patch-basierten Analysen unter Umständen zu irreführenden Ergebnissen, da die Konnektivität von Fragmenten am Rand unterschätzt wird, falls außerhalb des Untersuchungsgebiets weitere Fragmente existent sind. Dieser Effekt kann minimiert werden, wenn das zu untersuchende, am Rand liegende Fragment in einem Konglomerat der Majorität der Patches in der Landschaft liegt. Für die hier geschilderten Szenarien steigt generell die Zuverlässigkeit der Indexwerte, je höher die Entfernung des Patches zum Rand des Untersuchungsgebiets ist (Abb. 5.26). Dies trifft jedoch nur zu, wenn genügend Fragmente in der Landschaft vorhanden sind und Patches im Zentrum von ausreichend vielen Fragmenten umgeben sind, damit potentielle Einflüsse von Patches außerhalb des Untersuchungsgebiets vernachlässigbar sind. Diese Problematik wurde bereits von McGarigal und Marks (1995) thematisiert und die Option eines Untersuchungsgebietspuffer avisiert, um diesen Konflikt zu beheben.

Eine weitere methodische Weiterentwicklung für einige der hier entwickelten Indizes ist notwendig, wenn die von Saura und Pascual-Hortal (2007) aufgezeigten verschiedenen Charakteristika erfüllt sein sollten, um Indizes als aussagekräftig postulieren zu können. So sollten sie negative Ergebnisse bei ansteigender Fragmentation liefern und das Vorhandensein eines einzelnen großen Fragments in der Landschaft nicht mit niedrigen Konnektivitätswerten versehen, da ein großer Patch an sich bereits eine intrinsische Verbundenheit aufweist. Jedoch kann bei einer Veränderung der räumlichen Ausdehnung des Untersuchungsgebiets auch ein großes Fragment hoch isoliert sein, wenn dieser Patch durch die Modifikation des Gebiets als hoch isoliert von der Majorität der Habitatfläche erscheint. Des Weiteren sollten sie sensitiv auf den Verlust von (großen) Fragmenten sein und die Entstehung von unverbundenen Patch-Gemeinschaften detektieren. Besonders die Analyse von Patch-Gemeinschaften bzw. Archipeln ist ein noch ungelöstes Problem, da für diese eine hohe Konnektivität innerhalb des Konglomerats festgestellt wird, aber das Archipel als Einheit betrachtet hoch isoliert von den restlichen Fragmenten ist.

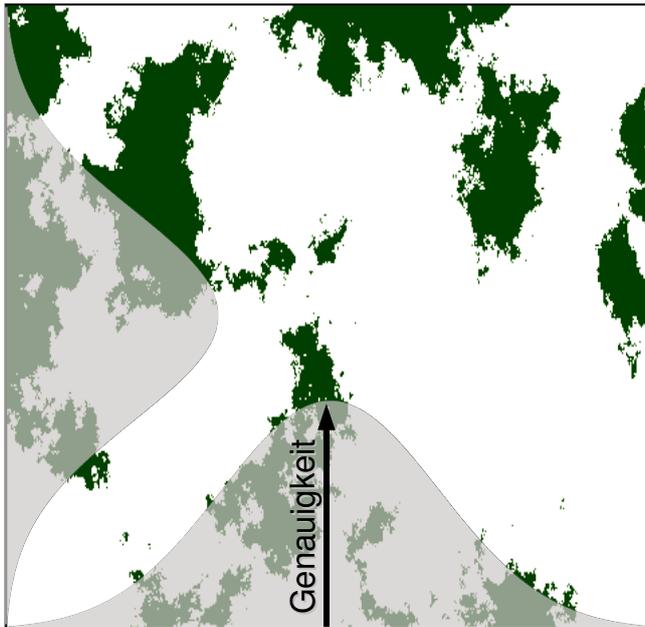


Abbildung 5.26: **Zuverlässigkeit von Indizes.** Graphische Darstellung von Indizes, die den räumlichen Kontext analysieren. Indizes von Flächen am Rand werden durch den Grenzflächeneffekt beeinflusst. Somit ist die Verlässlichkeit der Indexresultate im Zentrum höher, jedoch abhängig von der Landschaftskonfiguration.

Unabhängig von diesen Faktoren besitzen einige Indizes auch intrinsische Eigenschaften, die im Rahmen der Diskussion der Zuverlässigkeit der Ergebnisse diskutiert werden sollten. So ist bei der Analyse der Distanz, die über den 1. ENN hinausgeht, zu bedenken, dass Fragmente eine unterschiedliche Anzahl von Nachbarn haben bzw. der 10. ENN entweder einer von vielen nahen oder bereits ein weit entfernter Patch sein kann. Dies führt möglicherweise dazu, dass Fragmente, deren Umgebung stark zerstückelt wurde, eine höhere Konnektivität aufweisen als Fragmente, deren Umgebung in ein paar große Fragmente zerteilt wurde. Dieser Effekt lässt sich jedoch mit den hier erstellten Indizes nicht ausschließen, hierfür müssten der *Proximity Index* oder *Modified Proximity Index* (Bani *et al.*, 2006) angewendet werden, der die Größe und Distanz vom Fragment zum Fokus-Patch in definierten Buffern um den Fokus-Patch verrechnet.

5.4.6 Kolinearität der Indizes

Viele Indizes sind hoch kolinear (Cain *et al.*, 1997) und können auf einzelne unabhängige Maße kondensiert werden (Cushman *et al.*, 2008; Riitters *et al.*, 1995). Die Analyse der Kolinearität der artspezifischen Indizes mit der Fläche, Form und der Distanz zum 1. ENN zeigt die Unabhängigkeit dieser Maße voneinander auf. Nur für den Anteil der Immigranten spielt die Größe bzw. Form der Fragmente eine Rolle. Hierbei ist auch die Lage bzw. Ausrichtung gegenüber anderen Fragmenten relevant, da eine perpendikuläre Lage zu anderen Patches eine höhere Anzahl von Immigranten zur Folge hätte. Bei den artspezifischen Indizes untereinander bestehen zwischen den Ergebnissen Zusammenhänge, die aber deutlich mit den ansteigenden Szenarien sinken, was den Einfluss der heterogenen Matrix deutlich macht. Die Aussagen von Riitters *et al.* (1995), dass viele Indizes hoch kolinear sind konnte hier für die artabhängigen Maße nicht bestätigt werden. Jedoch wurden in der genannten Untersuchung keine Indizes basierend auf individuenbasierten Ausbreitungsmodellen verwendet, die heterogene Landschaften berücksichtigen. Aufgrund des Prozessierungsaufwands für die individuenbasierten Modelle können aber für die Immigrantenzahl in dieser Landschaft die Maße Größe und Form verwendet werden. Eine Übertragung dieser Resultate auf andere Landschaften ist aufgrund ihrer differierenden Patchanordnung und Matrixeigenschaften jedoch nicht adäquat. Die Ergebnisse der individuenbasierten Indizes

lassen sich jedoch überwiegend nicht mit einzelnen strukturellen Maßen erklären, jedoch liefert eine Konglomerat struktureller Indizes einen hohen Erklärungswert. Somit stellen individuenbasierten Maßen Informationen bereit, die von einzelnen strukturellen Indizes nicht geliefert werden können. Die hohe potentielle Kolinearität von 26 strukturellen Indizes, welche Riitters *et al.* (1995) festgestellt haben, wurde in dieser Arbeit nicht gefunden. Hohe Korrelationen wurden nur für zwei Indexpaare gefunden, wobei dieser Zusammenhang wiederum stark von der untersuchten Landschaft und den darin befindlichen Patches abhängt. Der Problematik einer Stichprobe von eins kann durch die Anwendung von Neutralen Landschaften begegnet werden (Neel *et al.*, 2004), wodurch das Verhalten der Indizes zueinander in unterschiedlichen Landschaften sichtbar wird und somit die Stichprobe der Analyse der Kolinearität problemlos auf 1000 bis 10 000 erhöht wird.

5.4.7 Beispielhafte Darstellung einzelner Fragmente

Aussagekräftige Indizes können nur angewandt werden, wenn deren Verhalten in unterschiedlichen Konfigurationen, sowie der potentielle Wertebereich und die Limitationen des jeweiligen Maße bekannt sind (Hargis *et al.*, 1998). Die Darstellung des Verhaltens einzelner Indizes in *a priori* definierten Landschaften hat die Problematik deutlich gemacht, dass ein Maß wie die Distanz zum 1. ENN nicht notwendigerweise die Lage eines Fragments in der Landschaft gut wiedergibt. So sind Werte für Fragmente, die in einer Agglomeration von Patches liegen, äquivalent zu einem Patch mit einem nahen Nachbarn. Dies führt auch zu einer hohen Patchrelevanz bezüglich der Distanz für das geringer verbundene Fragment. Jedoch zeigen die individuenbasierten Indizes distinkte Unterschiede zwischen Fragmenten, die sich in einem unterschiedlichen räumlichen Kontext befinden. Diese Ergebnisse zeigen, dass der Fokus auf einen einzelnen Index zu differierenden Ergebnissen führen kann bzw. dass Indizes für die jeweilige Fragestellung sorgsam ausgewählt werden müssen.

Eine detaillierte Betrachtung von Resultaten für einige Waldfragmente in Westafrika lässt die Konfiguration der jeweiligen Patches besser überblicken und die Ergebnisse analysieren. Die Indizes für die fünf Waldfragmente zeigen, dass die in dieser Arbeit erstellten Parameter, wie die omnidirektionale Distanz eindeutiger Ergebnisse liefern, als z. B. die Distanz zum 1. ENN. So weist das Fragment F5 eine niedrige Distanz zum 1. ENN auf und auch die Suchzeit und Anzahl erfolgreicher Emigranten zeigt nachvollziehbare Zusammenhänge zwischen der räumlichen Anordnung und ihren Werten. F1 und F4 weisen im Gegensatz zu F3 und F5 niedrigere Suchzeiten und höhere Anteile erfolgreicher Emigranten auf, wodurch ihre höhere Konnektivität postuliert werden kann.

5.4.8 Erklärungswert von Indizes für räumliche Biodiversitätsmuster

Es existieren viele wissenschaftliche Untersuchungen im Kontext von Habitatfragmentation und Biodiversität und ihre Ergebnisse sind sehr divers (Fahrig, 2003). Teilweise werden hierbei die Effekte von Habitatverlust und Habitatfragmentation vermischt und unterschiedliche Maße angewendet, um biologische Daten zu erklären, was zu unterschiedlichen Ergebnissen führt (Fahrig, 2003). Die Resultate dieser Arbeit der räumlichen Indizes für die Analyse der räumlichen Biodiversitätsmuster zeigen auch die Komplexität verschiedener Indizes und Biodiversitätsdaten auf, die bei den unterschiedlichen Resultaten für die Diversität der zwei Gruppen gefunden wurden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Artenvielfalt der Gruppen verwendet wurden und somit die artspezifischen Maße nicht angepasst werden konnten. Weitere Untersuchungen der Erklärung für die gefundenen räumlichen Verteilungen

sollten auf Arten oder funktionalen Gruppen basieren, damit die räumlichen Indizes individuell angepasst werden können. Hier können somit nur allgemeine Aussagen über die Erklärungsvariablen der räumlichen Verbreitung der jeweiligen Artenvielfalt getroffen werden.

Für die Artenvielfalt der Chiropteren führt eine hohe Anzahl von erfolgreichen Emigranten und eine hohe omnidirektionale Isolation des Fokus-Patch (oddFP, nicht signifikant (0.19)) zu niedrigen Artenzahlen. Der negative Zusammenhang mit der Anzahl erfolgreicher Emigranten, hohe Werte zeigen eine hohe Verbundenheit an, ist nicht kongruent mit anderen Arbeiten die hohe Artenzahl bei hoher Verbundenheit aussagen (Bennett, 2003; Lindenmayer und Fischer, 2006). Dies kann durch historische Diversitätsmuster erklärt werden, was dazu führen kann, dass unter Umständen in kleinen Fragmenten noch Relikte von hohen Artenzahlen zu finden sind, die nicht aufgrund der Größe oder Isolation bestehen, sondern nur aufgrund der Historie. Des Weiteren kann jedoch auch die Überschätzung der Artenzahlen von kleinen isolierten Fragmenten durch die räumliche Artenmodellierung ein Grund für dieses Ergebnis sein, da diese unter Umständen weniger besammelt wurden oder die eingehenden Umweltvariablen der Modellierung zu grob sind, um diese Fragmente adäquat wiederzugeben. Wogegen der negative Zusammenhang mit der hohen Summen in der Distanz, sowie der positive mit der omnidirektionalen Konnektivität der Ziel-Patches eine höhere Artenvielfalt bei hoher Konnektivität postuliert. Die Diskrepanz zwischen den Ergebnissen der strukturellen und funktionalen Indizes kann durch die verwendete Kosten- und Eignungsmatrize erklärt werden, die in den strukturellen Maßen nicht berücksichtigt wurden.

Bei der Analyse der Diversität von Amphibien ergaben sich Zusammenhänge mit der Verbundenheit von Fragmenten. So führen hohe Anzahlen von erfolgreichen Emigranten oder eine niedrige Distanz zum 1. ENN zu höheren Diversitätswerten. Des Weiteren weisen kleine, komplexe Fragmente eine höhere Artenzahl auf. Eine höhere Diversität von geschützten Amphibien in kleineren Fragmenten unterstützt die SLOSS-Theorie der vielen kleinen Fragmente zur Aufrechterhaltung der Biodiversität aufgrund z. B. einer höheren Habitatdiversität und geringeren stochastischen Extinktionsereignissen, die jedoch unter Umständen den positiven Effekten eines großen Fragments gleichbedeutend sind (Hoyle und Harborne, 2005). Dieser Effekt der höheren Diversität (Baz und Garcia-Boyer, 1996) oder höheren Dichte (Koprowski, 2005) in kleineren Fragmenten wurde in Untersuchungen auch vorgefunden, wobei die Anzahl der Fragmente und die Isolation ebenfalls eine Rolle spielt (Baz und Garcia-Boyer, 1996). Ovasikainen (2002) publizierte, dass das Optimum für die Metapopulationskapazität oder Zeit bis zur Extinktion, sowohl von unterschiedlichen Faktoren wie Größe und Anzahl, als auch von Immigrations- und Extinktionsraten abhängig ist und nicht von einem einzelnen Faktor. Auch bezüglich der Populationsgrößen ist die Größe der Fragmente teilweise negativ korreliert, da Effekte wie Immigrationsverhalten oder Zeit seit der Fragmentation eine Rolle spielen (Bowman *et al.*, 2002). So können sich Restpopulationen in Fragmenten befinden, die nur aufgrund ihrer jungen Fragmentationsgeschichte eine hohe Populationsdichte besitzen bzw. existent sind und alleine die zeitliche Entwicklung die dort gefundenen Populationen verschwinden lässt. Der Zusammenhang von Isolation und Größe von Fragmenten wird teilweise durch andere Umwelteinflüsse beeinflusst bzw. ist abhängig von den ökologischen Eigenschaften der untersuchten Arten (Delin und Andrén, 1999; van Teeffelen und Ovasikainen, 2007; Vos *et al.*, 2001). So kann z. B. konspezifische Attraktion zu veränderten Immigrationsraten (Välimäki und Itämies, 2003) oder räumlicher Verteilung (Osborne *et al.*, 2007) führen, wobei räumliche Attribute der Fragmente eine untergeordnete Rolle spielen. Aber auch rein methodisch kann eine räumliche Glättung durch die Modellierung von hohen Diversitätswerten zwischen großen Fragmenten zu einer hohen

modellierten Artenzahlen in dazwischenliegenden kleinen Patches geführt haben. In dem Zusammenhang der Arten-Areal Beziehung ist jedoch die Berücksichtigung der Metapopulationsdynamik wichtig, da bei einer stetigen Kolonisierung von kleinen Fragmenten aus großen umgebenden Fragmenten kein kausaler Zusammenhang von hoher Diversität oder Abundanz in kleinen Fragmenten besteht, ohne die umgebenden Patches miteinzubeziehen (Hanski, 1999).

Der positive Zusammenhang mit der Komplexität von Fragmenten kann durch eine hohe Habitatdiversität aufgrund der erhöhten Länge der Grenzflächen bzw. Ökotope begründet sein. Ökotope werden teilweise als potentielle Biodiversitäts *hot spots* angesehen (Smith *et al.*, 1997). Grenzeffekte, abhängig von den Eigenschaften der umgebenden Matrix (Kupfer *et al.*, 2006) und der untersuchten Tierart (Lidicker, 1999), sind jedoch meist als negativ bezeichnet worden (Bélisle *et al.*, 2001; Kalko *et al.*, 2008; Phillips *et al.*, 2006a). Chapman *et al.* (2007) betonten, dass artspezifisches Verhalten an Grenzflächen berücksichtigt werden sollte, um realistische Aussagen treffen zu können. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass Fragmente mit einer hohen Grenzfläche je nach Art geringere Kerngebietsgrößen aufweisen, wodurch ihre Isolation wiederum erhöht wird (Ewers und Didham, 2007). Jedoch haben Heegaard *et al.* (2007) auch darauf hingewiesen, dass Fragmente einer komplexen Form unter Umständen auch die Konnektivität erhöhen, da durch längliche komplexe Formen die Distanz zwischen den Grenzen von Patches geringer sein kann.

Grundsätzlich muss in der Anwendung der jeweiligen Indizes die Ökologie der jeweiligen Art berücksichtigt werden, um aussagekräftige Ergebnisse bzw. Interpretation zu erhalten (Osborne *et al.*, 2001). Für die hohe Anzahl an Arten in den Amphibien- und Chiropteren-Datensätzen ist dies jedoch nicht durchgehend möglich. Auch ist die Annahme der Waldgebiete als Habitat nicht für alle Arten, die in diesem Gebiet modelliert wurden, angemessen und sollte auf bestimmte Waldarten reduziert werden. Dies ist aber aufgrund teilweise fehlender ökologischer Information wiederum nicht konsistent durchführbar, wobei dies ein wichtiger Einflussfaktor ist, da Indexanalysen abhängig von der Art und ihrer Reaktion auf die Konfiguration der Fragmente sind (Matter *et al.*, 2005). Die Analyse des Vorkommens einzelner Arten oder funktionaler Gruppen kann zu anderen Ergebnissen führen als die Analysen der Diversitätswerte. Des Weiteren ist für einige Arten unter Umständen der kategoriale Ansatz bei der Analyse von Biodiversitätsmustern problematisch, da z. B. Ökotope als Habitat genutzt werden und nicht die Gesamtfläche der Fragmente. Auch verschiedene bzw. kontinuierliche Übergänge zwischen Landbedeckungstypen können für eine Art Relevanz besitzen. Somit sind Indizes, basierend auf einer anthropogen perzeptierten Landbedeckungsklassifikation, für einige Arten unter Umständen nicht adäquat.

Die Verwendung von modellierten Eingangsdaten ist grundsätzlich kritisch zu betrachten, da sie auf vorher definierten Umweltparametern basieren und somit unter Umständen einige Landschaftseinheiten nicht repräsentieren. Des Weiteren finden aufgrund der räumlichen Auflösung oder der Art des verwendeten Parameters kleine Waldfragmente unter Umständen keinen Einfluss in den modellierten Ergebnissen, was dazu führt, dass höhere Diversitäten aufgrund eines benachbarten großen Fragments vorhergesagt werden als mit Berücksichtigung der Eigenschaften kleiner Fragmente. Dormann (2007b) führte einige Bedenken gegenüber Vorhersagemodellen auf, da unter anderem Annahmen wie keine Restriktionen der Migration oder keine Anpassung an veränderte Umwelteinflüsse keinen Einfluss finden, aber implementiert werden können (Kearney *et al.*, 2008). Auch die Korrektur auf räumliche Autokorrelation der Eingangsdaten sollte berücksichtigt werden (Dormann, 2007a; Dormann *et al.*, 2007), um fehlerhafte Resultate auszuschließen. Zudem ist die Verwendung unterschiedlicher Modellierungs-

ansätze entscheidend für die resultierenden potentiellen Verbreitungsgebiete (Elith *et al.*, 2006), sowie die Grenzwertsetzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweiligen räumlichen Modelle (Freeman und Moisen, 2008). Jedoch müssen in diesem Kontext die Stichprobenzahlen der eingegangenen Arten berücksichtigt werden, da bei Stichprobenzahlen unter 30 nicht konsistente Vorhersagen postuliert werden (Wisz *et al.*, 2008).

Neben räumlichen Attributen sind natürlich auch andere Faktoren ausschlaggebend, um Biodiversitätsmuster zu erklären, wie z.B. Topographie (Coblentz und Riitters, 2004; Coblentz und Keating, 2008), anthropogene Störungen (Coblentz und Keating, 2008) oder Feuer (Klop und Prins, 2008). Einen Zusammenhang zwischen Topographie und Diversität wurde jedoch nur auf der regionalen bis kontinentalen Skala gefunden (Coblentz und Riitters, 2004), wobei betont wurde, dass weitere Faktoren, wie z.B. temporale und räumliche Variabilität von Umweltbedingungen (Fjeldså *et al.*, 1997), als nur die Topographie und deren Derivate wichtig sind. Die in einem solchen Zusammenhang gefundenen Ergebnisse können weiterführende Informationen des Adaptationspotentials von Arten und deren räumlicher oder zeitlicher Veränderung liefern (Fjeldså und Lovett, 1997).

5.4.8.1 Programme zur räumlichen Analyse

Es existieren unterschiedliche Programme zur Analyse von räumlichen Attributen der Landschaft, die für verschiedene Fragestellungen konzipiert wurden. Teilweise liefern sie kongruente Methoden oder ergänzen sich. Das wahrscheinlich bekannteste Programm (Turner, 2005) für die Berechnung von räumlichen Indizes ist *Fragstats* (McGarigal *et al.*, 2007; McGarigal und Marks, 1995). Weitere Programme, wie *r.le* (Baker und Cai, 1992; Baker, 2001) oder dessen Nachfolger *r.li*, sowie *LEAP-II* (Perera *et al.*, 1997), *APACK* (Mladenoff und DeZonia, 2000), *Patch Analyst* (Elkie *et al.*, 1999) oder *SPAN* (Turner, 1990) liefern einen ähnlichen Funktionsumfang oder bauen auf *Fragstats* auf. Andere Pakete fokussieren sich mehr auf die räumliche statistische Analyse der Landschaft bzw. räumlichen Daten z.B. *S.A.U.* (Macchi, 2008), *PASSAGE* (Rosenberg, 2008), *SAM* (Rangel *et al.*, 2006) oder *spatstat* (Baddeley, 2008; Baddeley und Turner, 2005). Hierbei ist zu beachten, dass die meisten Programme nicht in GIS oder Fernerkundungsprogrammen integriert sind, wodurch die Analyse von Eingangsdaten mit steigender Dateigröße von Satellitenbildern erschwert wird. Eine integrierte Lösung kann diese Problematik durch die Option einer semi-automatischen Bearbeitung entschärfen, da so verschiedene Vorverarbeitungsschritte und die Analyse der Landschaftsmuster automatisiert werden können. Dies macht es möglich, große Mengen an zeitlichen und räumlichen Datensätzen mit geringerem Aufwand zu analysieren. Des Weiteren sind viele dieser Programme frei verfügbar, jedoch ohne Einblick in die Algorithmen und ohne Möglichkeit der Weiterentwicklung. Die Verfügbarkeit eines Programms innerhalb eines GIS, welches semi-automatische Daten robust verarbeiten kann und dessen Programmcode frei verfügbar ist und somit die kooperative Arbeit fördert, ist somit von Interesse. Neue weiterführende und besser integrierte Programme, wie die in dieser Arbeit erstellt, tragen zu einer Verbesserung und Vereinfachung der räumlichen Analysen von Landschaftsmustern bei.

5.4.9 Ausblick

Neben den hier beschriebenen Untersuchungen von räumlich variabler Fragmentanordnung ist auch deren zeitliche Komponente relevant. Die zeitliche Variabilität von Fragmenten führt zur Veränderung der Größe, Form oder Verbundenheit von Fragmenten in der Landschaft. Erst die Analyse der zeitli-

chen Veränderung der Landschaft lässt daher aussagekräftige Postulate bezüglich der Fragmentation einer Landschaft zu, da z. B. nur ein Anstieg von Fragmenten bei gleichzeitiger Abnahme der Größe und einem Ansteigen der Isolation Fragmentation darstellt (Fahrig, 2003). Diese Entwicklung ist aber nur mittels einer zeitlichen Komponente ableitbar, welche z. B. durch Satellitendaten bereitgestellt wird, da Landschaften vergleichbare räumliche Anordnungen aufweisen können, jedoch ihre Historie unterschiedlich ist. So können zwei Landschaften unterschiedlicher Gesamthabitatfläche in ähnlichem Maße fragmentiert worden sein, wobei der Endzustand aufgrund der unterschiedlichen Ausgangslage differiert. Hierbei stellt die zeitliche Dimension einen Korrekturfaktor dar, der die Fragmentation unabhängig von ihrem Bedeckungsgrad und nur noch abhängig von ihrer Entstehungsgeschichte erscheinen lässt. Diese Korrektur auf die zeitliche Veränderung zielt auf ähnliche Versuche, den Habitatverlust von dem der Fragmentation zu differenzieren (Koper *et al.*, 2007), da diese beiden Komponenten unabhängig voneinander betrachtet werden müssen, aber oft vermischt werden (Fahrig, 2003).

Des Weiteren verändert sich mit der zeitlichen Komponente nicht nur die Anordnung oder Ausdehnung, sondern auch die Qualität des jeweiligen Habitats (DeWoody *et al.*, 2005; Kindlmann und Burel, 2008). Diese Variabilität kann durch die annuelle Phänologie ausgelöst werden und oszilliert potentiell um einen Grundzustand (RNV - *Range of Natural Variability* (Landres *et al.*, 1999; Wong und Iverson, 2004)) mit einer gleichbleibenden mittleren Fläche und Isolation, welches jedoch unter Umständen auch zu einer verringerten Populationsgröße (North und Ovaskainen, 2007) führen kann, da die effektiv genutzte Habitatfläche über das Jahr geringer als die maximale Ausdehnung ist. Dieses Verhalten der Landschaft kann, aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität, potentiell auch zu einer geringeren Bedeutung von Konnektivitätsanalysen führen (Fahrig, 1992). Eine Veränderung dieser Art kann auch durch klimatische- oder Landbedeckungsveränderungen ausgelöst werden, die ohne Restauration unidirektionale Modifikation der Landschaft bewirken (Attiwill, 1994). In diesem Fall müssten sich die Migrationsfähigkeiten von Organismen in der gleichen Rate ändern wie die Veränderung der Landschaftskonnektivität. Andernfalls kann das Fortbestehen der jeweiligen Population nicht gewährleistet werden (Fahrig und Merriam, 1994). Dies zeigt, dass die zeitliche Komponente in Betracht gezogen werden muss (Keymer *et al.*, 2000), sowie die Geschwindigkeit der Veränderungen (Brachet *et al.*, 1999). Dies ist durch die Verfügbarkeit von zeitlich hochaufgelösten Satellitendaten möglich. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass zeitlich variable räumliche Muster der Landbedeckung auch endogen bedingt sein können, so z. B. durch edaphische und klimatische Bedingungen (Deblauwe *et al.*, 2008) und somit eine natürliche Modifikation der Landschaft darstellt.

Bei der Analyse der zeitlichen Heterogenität sind jedoch auch die ökologischen Ansprüche einer Art von Bedeutung (Chesson, 1985; Jakalaniemi *et al.*, 2006), welche die Gefährdung einer Population durch Extinktion determinieren (Kindlmann und Burel, 2008), da das Potential der Adaptation auf z. B. räumliche oder klimatische Veränderungen abhängig von der jeweiligen Toleranz des Organismus ist (Hannah, 2008). In dem Kontext des Klimawandels hat die Analyse der räumlichen und zeitlichen Veränderung der Landschaft auch Auswirkungen auf die Effektivität von geschützten Gebieten. So können vorher adäquate Gebiete durch Veränderungen der Umwelt nicht mehr akzeptabel für die Persistenz einer Art sein. Diese Verschiebung von adäquaten Umweltbedingungen kann mittels Fernerkundungsdaten, sowie Artverbreitungsmodellen beschrieben werden (Buermann *et al.*, 2008). Korridore können dabei die Konnektivität zwischen Fragmenten aufrechterhalten, wenn sich die potentiellen Artverbreitungsgrenzen ändern und eine Migration in adäquate Gebiete nötig ist (Hannah, 2008).

Jedoch ist hierbei nicht nur die räumliche und zeitliche Dynamik der jeweiligen Habitate von Bedeutung, sondern auch die temporale Änderung der umgebenden Landschaft, der Matrixeigenschaft (Blaum und Wichmann, 2007) und somit die zeitlich unterschiedlich starke Auswirkung der Landschaftsfragmentation auf Artenvorkommen in den Fragmenten (Gascon *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 2007, 2008; Nascimento *et al.*, 2006). So ist z. B. die sukzessive Modifikation der umgebenden Matrix für Vögel besser als die gleichzeitige und spontane Veränderung der Matrix wie Lindenmayer *et al.* (2008) zeigen konnten.

Neben der wissenschaftlichen Analyse der Auswirkungen von Veränderungen der räumlichen Muster auf unterschiedlichste abiotische und biotische Faktoren, müssen diese Resultate und deren Implikationen auch außerhalb dieser Gemeinde verbreitet werden, um sie z. B. im Landschaftsmanagement zu etablieren (Tabarelli und Gascon, 2005). Generell stellt die Verwendung von Größe, Form und Isolation von Fragmenten einen guten Ansatz für die Designierung von Schutzgebieten dar, jedoch postulieren Bani *et al.* (2006), dass die Artenabundanz einen besseren Parameter für die Ausweisung von Schutzgebieten darstellt, diese jedoch nicht flächendeckend verfügbar ist. Daher könnten Maße, die räumliche Muster beschreiben, stellvertretend für z. B. ökologische Daten, wie die Artabundanz in Betracht gezogen werden bzw. Informationen bezüglich ihres Status, wie der Designierung von Schutzgebieten aufzeigen, da sie flächendeckend verfügbar sind. Dies setzt jedoch voraus, dass ein kausaler Zusammenhang zwischen diesen Maßen und den jeweiligen biotischen Daten existiert. Des Weiteren sollten Faktoren, wie die humane Bevölkerungsdichte und somit der Druck auf noch bestehende Fragmente ebenfalls miteinbezogen werden, um realistischere Empfehlungen für den effektiven Schutz von Gebieten geben zu können (Burgess *et al.*, 2006; Fjeldså und Burgess, 2008; Parks und Harcourt, 2002).

Die Vorhersage von Veränderungen von Landschaftsmustern ist ein weiteres anspruchsvolles Forschungsfeld (Turner, 2005), welches auch Vorhersagen von Veränderungen ökologischer Prozesse ermöglicht (White *et al.*, 1997). Dies ist deshalb von Bedeutung, da von einer verzögerten Reaktion verschiedenster Organismen auf Landschaftsveränderungen, besonders Fragmentation, ausgegangen werden kann, was zu einer Unterschätzung des Einflusses von Fragmentation führt (Hanski, 2005). Allerdings ist hierfür, neben den weiterführenden Untersuchungen im Kontext der Landbedeckungsklassifikation mittels Fernerkundungsdaten und der darauf basierenden Analyse der räumlichen Muster, auch die Erforschung von ökologischen Ansprüchen und Verhalten der zu untersuchenden Arten bedeutsam, um aussagekräftige Indizes erstellen zu können (Turner, 2005). Auch ist der Vergleich der Landschaft vor und nach einem Fragmentationsereignis wichtig, um Prozesse zu verstehen, jedoch sind dafür Feldexperimente notwendig (Saunders *et al.*, 1991; Ferraz *et al.*, 2003), die aber nur selten durchführbar sind, wie es im Fall des *Biological Dynamics of Forest Fragments Project* (BDFFP) möglich war (Bierregaard *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2004b).

Dies zeigt, dass unterschiedliche Ansätze notwendig sind, um derartige Analysen zu verbessern. Zeitlich und räumlich hochaufgelöste Satellitendaten sind hierbei wichtig, die mittels *in-situ* Aufnahmen und robusten Klassifikationsverfahren aktuelle Informationen der Landbedeckung liefern. Des Weiteren sind ökologische Informationen notwendig, um die Sensitivität unterschiedlicher Organismen auf die Veränderung der Landbedeckung abschätzen zu können, dies liefert zusammen mit angepassten räumlichen Indizes und der Landbedeckungsklassifikation eine verbesserte Aussage und Abschätzung der Einflüsse auf Organismen. Jedoch muss man sich in vielen Teilen der Erde der Aussage von Saunders *et al.* aus dem Jahr 1991 anschließen, dass ... *we are usually too late to do anything except try to maintain the remnants left following fragmentation.*

Kapitel 6

Neutrale Landschaftsmodelle zur Untersuchung von determinierenden Faktoren auf Landschaftsmuster

6.1 Einleitung

Alle Landschaften sind verschiedenen Einflussfaktoren ausgesetzt, die auf ihre räumliche Anordnung einwirken. Besonders anthropogene Faktoren bestimmen in einem Großteil der terrestrischen Ökosysteme die räumlichen Muster von verschiedenen Habitaten (Kareiva *et al.*, 2008). Diese beobachteten räumlichen Konfigurationen, die unter anderem durch die Größe oder Distanz von Patches zueinander beschrieben werden, sind ein etablierter Bestandteil landschaftsökologischer Forschung (With und King, 1997; Ewers und Laurance, 2006). Durch die Verfügbarkeit von Satellitendaten können große Gebiete detailliert analysiert werden. Jedoch lässt die Ableitung von Indizes, die die Konfiguration der Patches in der Landschaft beschreiben, keine Rückschlüsse auf determinierende Faktoren des beobachteten Musters zu.

Beobachtete Muster sind das Ergebnis einer komplexen historischen Interaktion von natürlichen Faktoren (z.B. Feuer, edaphische Einflüsse, Klima) als auch anthropogen induzierten Faktoren (z.B. Agrikultur, Deforestation) (Turner *et al.*, 2001b). Diese Kombination verschiedener Faktoren kann ein individuelles Muster erzeugen, welches die Landschaft charakterisiert (Turner *et al.*, 2001b). Theoretisch können jedoch auch rein stochastische Prozesse für die Muster verantwortlich sein. Viele Faktoren, wie anthropogen induzierte Veränderungen (Kareiva *et al.*, 2008) oder topographische und edaphische Einflüsse, generieren theoretisch keine zufallsbasierten Landschaftsstrukturen (Pearson und Gardner, 1997). Der Zusammenhang zwischen Faktoren, die auf die Landschaft einwirken und beobachteten Mustern kann nur analysiert werden, wenn das Muster ohne den Einfluss des jeweiligen Faktors bekannt ist (Gardner *et al.*, 1987), was durch eine zufällig generierte Landschaft erreicht werden kann. Zur Untersuchung, ob ein beobachtetes Muster von einer zufälligen Konfiguration abweicht und somit ein Einflussfaktor das beobachtete Muster determiniert, werden Neutrale Landschaftsmodelle (NLM) angewandt (Caswell, 1976; Gardner *et al.*, 1987; Turner *et al.*, 2001b). Dieses Verfahren erlaubt es, einen Einfluss von extrinsischen Faktoren auf beobachtete Muster zu postulieren. Dies geschieht, indem die Anordnung der Bedeckung permutiert wird, während Eigenschaften wie der Bedeckungsgrad konstant gehalten werden. Falls die reale und die zufällige Landschaft keine Differenzen aufweisen, beeinflussen

nur stochastische Prozesse die beobachteten Landschaftsmuster (Pearson und Gardner, 1997). Wenn die realen Landschaftsmuster (z.B. Patches von Regenwald) mit modellierten Zufallslandschaften verglichen werden und die Attribute von Patches (z. B. Fläche, Form) systematisch differieren, kann angenommen werden, dass Faktoren, wie z.B. Topographie oder anthropogener Einfluss diese Abweichung produzieren (Gardner und O'Neill, 1991). With (1997) erläuterte die potentiellen Anwendungen von NLMs im Naturschutz und postulierte, dass sie für verschiedene Zwecke eingesetzt werden können, u.a. für Metapopulationsmodelle, Konnektivitätsanalyse, Vorhersage von Habitatverlusts- und Fragmentationsgrenzwerte auf die Persistenz von Populationen oder im Kontext von Ökosystemmanagement und der Konzeption von Naturschutzgebieten.

6.1.1 Stand der Forschung

Ein Neutrales Landschaftsmodell nutzt eine minimale Anzahl von Parametern (Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor), um Landschaftsmuster zu generieren, wobei extrinsische Faktoren ausgenommen werden (Gardner *et al.*, 1987; Turner *et al.*, 2001b) (für eine Diskussion des Unterschieds von Null und Neutralen Modellen in der Biogeographie und Gemeinschaftsökologie siehe Gotelli und McGill (2006)). Ein NLM ist neutral in dem Sinne, dass explizit keine Einflussfaktoren (ökologische, topographische, historische) die räumliche Konfiguration beeinflussen. NLMs wurden originär dafür entwickelt, die Hypothese zu überprüfen, ob anthropogen induzierte Fragmentation und eine zufällige Anordnung unterschiedliche räumliche Mustern aufweisen. Die Anwendung wurde unter anderem um die Überprüfung von Landschaftsindizes erweitert, welche zur Charakterisierung einer Landschaft verwendet werden (Gardner und Urban, 2007). Des Weiteren werden NLMs verwendet um Muster, die die Resultate von zufälligen Prozessen waren, von denen zu differenzieren, die durch komplexere ökologische Prozesse bestimmt wurden (Keitt, 2000). NLMs erlauben somit, den Einfluss von Prozessen auf beobachtete Muster zu untersuchen (Pearson und Gardner, 1997). Die Entwicklung von NLM evolvierte von der zufälligen räumlichen Anordnung von Pixeln zu der Anwendung von fraktalen Algorithmen zur Landschaftsgenerierung in den Folgejahren und resultierte in verschiedenen Anwendungsgebieten in der Landschaftsökologie (Gardner und O'Neill, 1991; Jager und King, 2004; Pearson und Gardner, 1997; Riitters *et al.*, 2007; Turner *et al.*, 2001b; With, 1997).

With und King (1997) unterscheiden zwei Anwendungsgebiete von NLMs, zum einen die Untersuchungen zur Unterscheidung von Landschaftsattributen, wie Größe oder Form zwischen einer realen und einer zufälligen Landschaft und zum anderen die Analyse ökologischer Prozesse, wie Migration oder Feuerausbreitung, unabhängig von Mustern in der realen Landschaft. In diesem Kapitel wird die Anwendung bezüglich der ersten Kategorie behandelt.

Vor dem Vergleich von zufälligen und beobachteten Mustern ist die Analyse der Sensitivität der zufälligen NLM-generierten Landschaftsmuster auf verschiedene Einflussfaktoren wie Bedeckungsgrad, Ausdehnung des Untersuchungsgebiets oder den Agglomerationsfaktor unabdingbar. Der Bedeckungsgrad beschreibt den prozentualen Anteil der Bedeckung von Habitat in der Landschaft und der Agglomerationsfaktor definiert die räumliche Konfiguration der in der Landschaft erstellten Habitatfragmente.

Gardner *et al.* (1987) konnten zeigen, dass Ergebnisse der generierten Anzahl, Größe und Form (SHAPE-Index) der Patches in einem NLM mit dem angegebenen Bedeckungsgrad und der variierenden Ausdehnung des Untersuchungsgebiets zusammenhängen. Auch Fortin *et al.* (2003) generierten Landschaften mit verschiedenen Bedeckungsgraden und Agglomerationsfaktoren (Autokorrelationsko-

effizient) und untersuchten u.a. die Auswirkungen auf die Anzahl von generierten Patches. Dabei ergab sich eine bimodale Verteilung mit Maxima bei ca. 20 und 80 %, deren Amplitude durch einen erhöhten räumlichen Agglomerationskoeffizient gedämpft wird. Auch Pearson und Gardner (1997) untersuchten den Effekt von ansteigendem Bedeckungsgrad auf die Anzahl von Patches und die mittlere Patchgröße, der eine linksschiefe unimodal respektive eine ansteigende Verteilung verursacht. Außerdem wurden die Auswirkungen auf den *Largest Patch Index* (LPI) und die Grenzfläche untersucht, deren Verteilung ansteigt bzw. unimodal ist. Hierbei wurde die 4-Nachbarschaftsregel genutzt, um Patches zu definieren. Diese Definition ist kritisch für die Ergebnisse (O'Neill *et al.*, 1988) und muss konstant über alle Untersuchungen verwendet werden, da eine andere Nachbarschaftsregel eine unterschiedliche Anzahl oder Form von Patches definiert.

Aufbauend auf diesen Resultaten können weiterführende Untersuchungen eines Vergleichs von zufälligen und realen Mustern durchgeführt werden. Gardner und Urban (2007) fanden, dass die anthropogene Fragmentation einer Landschaft zu nicht zufälliger Anordnung eines Landoberflächentyps (Anzahl Patches, Größe und Konnektivität (hier: *correlation length*)) führt. Auch Hill und Caswell (1999) postulierten, dass Habitatzerstörung selten ein vollkommen zufälliger Prozess ist. Jedoch erzeugt sie nach Scheuring (1991) und Solé und Manrubia (1995) Patches, die fraktale Formen aufweisen. Der Vergleich zwischen Indizes eines NLM (Anzahl, Größe, SHAPE) mit denen beobachteter Muster, ergab signifikante Unterschiede. Nach Gardner *et al.* (1987) lässt dies Rückschlüsse zu, auf welcher Skala Störungen und Landschaftsprozesse miteinander interagieren und die Landschaftsmuster beeinflussen. Bierwagen (2007b) nutzte zufällige (fraktale) Landschaften in urbanen Gebieten, um die Auswirkungen von Habitatverlust zu untersuchen. Es wurden die Differenzen der Konnektivität (Fragstats-Index: CONNECT (McGarigal *et al.*, 2007)) einer zufälligen Landschaft nach Subtraktion der Fläche verschieden großer Städte untersucht. Dabei fand sich ein nicht-linearer Zusammenhang von Habitatverlust und Konnektivität, welche wiederum abhängig ist von der Habitatverteilung und der Ausbreitungsfähigkeit des beobachteten Organismus, welche die Konnektivität determiniert. Pearson und Gardner (1997) verglichen eine reale Landschaft verschiedener Agglomerations- und Bedeckungsgradwerte mit der mittleren Patchgröße (Mean Patch Size (McGarigal *et al.*, 2007)), der Anzahl von Patches und dem SHAPE Index und untersuchten deren Effekt auf unterschiedliche Ausbreitungsstrategien. Der Agglomerationsfaktor zeigte einen größeren Einfluss auf erfolgreiche Ausbreitung als der Bedeckungsgrad. Des Weiteren korrelierte die Immigrationsrate mit der mittleren Patchgröße und dem SHAPE-Index positiv. Durch die Anwendung von NLMs konnten, zusätzlich zu den Ergebnissen der realen Landschaften, Aussagen über die relativ höhere Bedeutung von Patchgröße und SHAPE Index auf Immigrationerfolge gemacht werden (Pearson und Gardner, 1997). Einen Überblick über die Nutzung von NLMs für verschiedene ökologische Fragestellungen liefern With und King (1997).

Ziel der Arbeit

Das Ziel der Untersuchungen ist die Identifikation von Faktoren, die die räumliche Anordnung realer Vegetationsmuster einer Landschaft determinieren. Dies wird durch ein iteratives Maskierungsverfahren von potentiellen Einflussfaktoren erreicht. Im ersten Schritt wird das Verhalten eigener NLM-Algorithmien analysiert, darauf aufbauend werden beobachtete Landschaftsmuster und potentiell beeinflussende Faktoren untersucht.

Die Fragestellungen sind:

- Wie unterscheiden sich die Ergebnisse von Neutralen Landschaftsmodellen bei unterschiedlichen Landbedeckungsgraden und Agglomerationswerten?
- Besitzen Waldfragmentgemeinschaften im Regenwaldbiom Westafrikas eine zufällige räumliche Anordnung?
- Können anthropogene Faktoren die räumliche Anordnung dieser Fragmente erklären?

Die Hypothesen dieser Arbeit sind:

1. Die beobachteten Muster der Fläche, SHAPE-Index und Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn (ENN) der Waldfragmente Westafrikas weichen von einer zufälligen Verteilung ab. Zwei Gebiete werden exemplarisch untersucht.
2. Anthropogene Einflussfaktoren determinieren die beobachteten räumlichen Muster dieser Waldfragmente.

6.2 Methodik

In dieser Untersuchung wurde zur Analyse verschiedener determinierender Einflussfaktoren das Konzept des NLMs erweitert, indem iterativ begrenzende Parameter eingeführt wurden und sich somit Alternativhypothesen ergaben, die die räumliche Struktur einer Landschaft nach Hinzunahme eines extrinsischen Faktors beschreiben.

Die Methoden, die im folgenden erläutert werden, basieren auf bestehenden Funktionen und eigenen Entwicklungen, die in der GRASS Umgebung (ANSI-C) (GRASS Development Team (2008); Neteler und Mitasova (2008)) implementiert wurden. Bereits etablierte Methoden werden hier deshalb nicht weiter ausgeführt. Alle Analysen werden basierend auf Patches durchgeführt, im Gegensatz zu Klassen oder Landschaftsanalysen (McGarigal, 2000). Die Definition eines Patches als räumlich zusammenhängende Fläche eines Landoberflächentyps verlangt außerdem nach der Klärung des Begriffs *zusammenhängend*. Einige Untersuchungen definieren die Zugehörigkeit von Zellen zu einem Patch, wenn sie in den vier Haupthimmelsrichtungen angrenzend sind (4-Nachbarschafts-Regel) (Pearson und Gardner, 1997). Die Alternative, zusätzlich Zellen, die diagonal zueinander liegen als einen Patch zu klassifizieren, wird als 8-Nachbarschafts-Regel bezeichnet. Die Module, die im Rahmen dieser Arbeit entwickelt wurden, wurden so entworfen, dass beide Methoden anwendbar sind. In der folgenden Analyse wird jedoch nur die 4-Nachbarschafts-Regel angewandt. Somit wird angenommen, dass Individuen nicht in diagonal angrenzende Zellen migrieren können und diese Zellen somit keinen zusammengehörigen Patch darstellen, was jedoch durch unterschiedliche ökologische Perzeptionen der Landschaft differieren kann. Dies ist auch kongruent mit Analysen von Pearson und Gardner (1997), die die 4-Nachbarschaftsmethode für Individuen mit schlecht ausgeprägten Ausbreitungskapazitäten verwendet haben.

6.2.1 Neutrale Landschaftsmodelle

Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei Programme (*r.nlm*, *r.nlm.stats*) erstellt, welche zufällige Landschaftsformen basierend auf fraktalen Landschaften generieren. Diese Neutralen Landschaftsmodelle berücksichtigen verschiedene Faktoren. Erstens den Bedeckungsgrad, der sich entweder automatisch

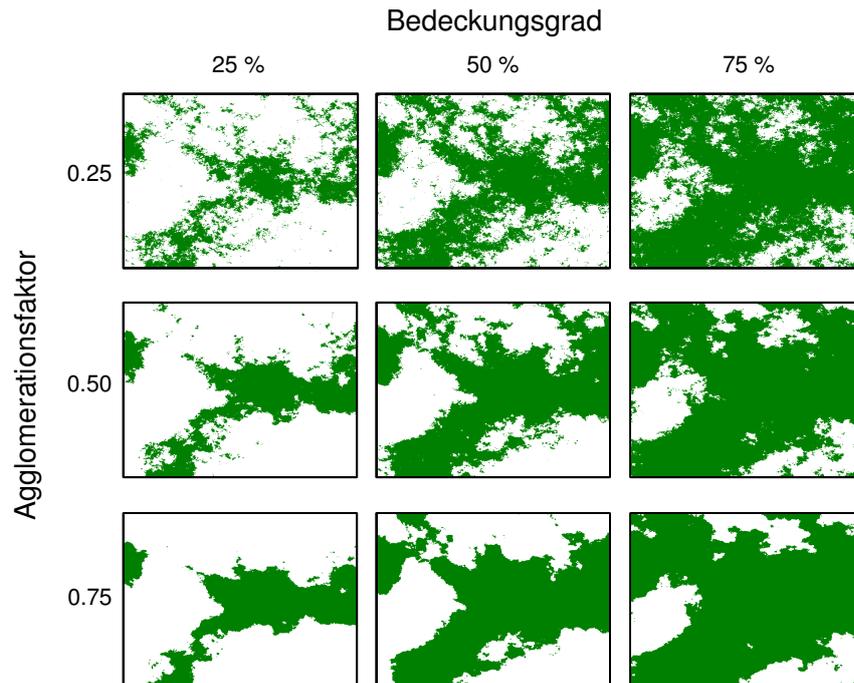


Abbildung 6.1: **Auswirkungen von Agglomerationsfaktor und Bedeckungsgrad.** Die Auswirkungen von den zwei Parametern, Agglomerationsfaktor und Bedeckungsgrad auf die Generation von Neutrallen Landschaften (grün) ist dargestellt (*r.nlm*).

dem korrespondierenden Bedeckungsgrad einer beobachteten Landoberflächenklasse anpasst, vom Nutzer vorgegeben werden kann oder sich zufällig generieren lässt. Dieser Parameter wird in Prozent der Landschaftsbedeckung angegeben (Abb. 6.1). Er deckt Werte von 1 bis 99 % ab, wobei 0 % und 100 % nicht berücksichtigt werden, da keine Patches bzw. ein singulärer flächendeckender Patch keine weiterführenden Analysen erlauben.

Der zweite Faktor, der in NLMs berücksichtigt wird, ist der Agglomerationsfaktor, er kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei ein höherer Wert eine stärkere Agglomeration der Patches bedeutet. Dieser Parameter kann zufällig generiert oder individuell ausgewählt werden. In Abbildung 6.1 sind drei unterschiedliche Agglomerationswerte (0.25, 0.5, 0.75) bei je drei verschiedenen Bedeckungsgraden (25 %, 50 % und 75 %) dargestellt.

Das Programm *r.nlm* liefert ein NLM als Raster, auf dessen Basis Indizes berechnet werden können, während *r.nlm.stats* statistische Analysen durchführt und deren Ergebnisse als Textdateien ausgibt, ohne graphische Ergebnisse zu erzeugen. Unterschiedliche Statistiken sind in *r.nlm.stats* verfügbar, von denen hier der Mittelwert, das Minimum und Maximum sowohl für die Fläche, als auch die Distanz zum 1. ENN und den SHAPE Index angewendet werden.

Es besteht die Option, den Bedeckungsgrad anzugeben oder den Wert des Bedeckungsgrads eines Rasters zu übernehmen. Die letztere Methode wurde für die realen Landschaften angewandt, so dass die modellierten und realen Bedeckungsgrade übereinstimmen.

Darüber hinaus wurde eine Funktion eingeführt, die bestimmte Bereiche der Landschaft für die Generierung eines NLMs nicht zur Verfügung stellt, um unterschiedliche Hypothesen zu testen (*nullval*) (Abb. 6.2). Mit Hilfe dieser Funktion werden Flächen des NLMs nur noch innerhalb vorgegebener



(a) Zufällige Verteilung (grün; Bedeckungsgrad 9.34%)
 (b) Zufällige Verteilung (grün; Bedeckungsgrad 9.34%) mit Begrenzungen in grau dargestellt

Abbildung 6.2: **Beispiel von Begrenzungsszenarien.** Die grauen Flächen wurden in Abbildung 6.2b als begrenzende Faktoren verwendet, nur noch die weißen Flächen stehen zur Verfügung. In Abbildung 6.2a werden diese Begrenzungen nicht berücksichtigt (*r.nlm*).

Begrenzungen erzeugt (graue Fläche in Abb. 6.2b). Eine Übereinstimmung des realen Musters von dem des NLMs kann zu Rückschlüssen führen, ob dieser begrenzende Faktor zur Erklärung der realen Anordnung des jeweiligen Index beitragen kann. Die Syntax der Kommandos von *r.nlm* und *r.nlm.stats* ist in Appendix A-1.5 und A-1.6 ab Seite VI zu finden.

6.2.2 Analyisierte Daten

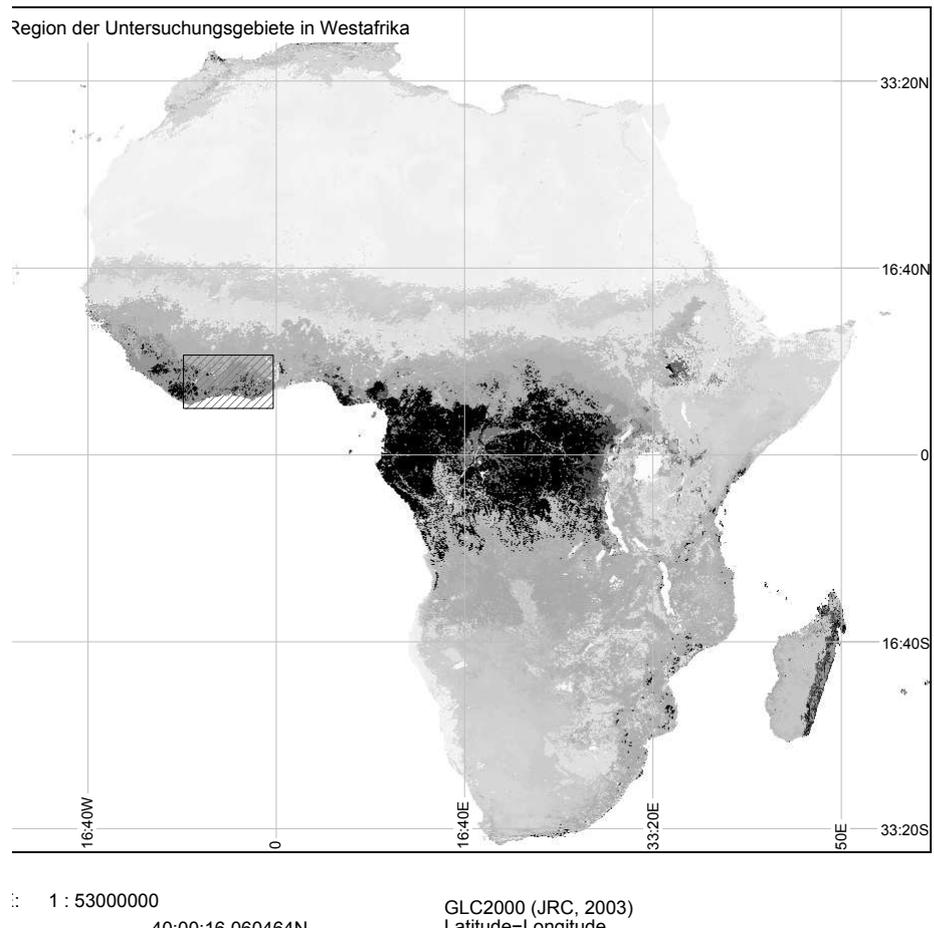
6.2.2.1 Modellierte Landschaften

Zur Untersuchung des Einflusses von Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor auf Indizes wurden für einen 1000×1000 Pixel großen Ausschnitt 100 000 Neutrale Landschaften generiert. Diese Ausdehnung wurde gewählt, da kleinere Landschaften unter Umständen durch Grenzeffekte stark beeinflusst werden (Turner *et al.*, 2001b) bzw. nach Gardner (1999) unverlässliche Resultate liefern, besonders wenn sie kleiner als 100×100 Pixel sind. Diese Landschaften wurden mit unterschiedlichen Kombinationen von Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor generiert, so dass eine Stichprobengröße von 100 je Kombination von Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor erzeugt wurde.

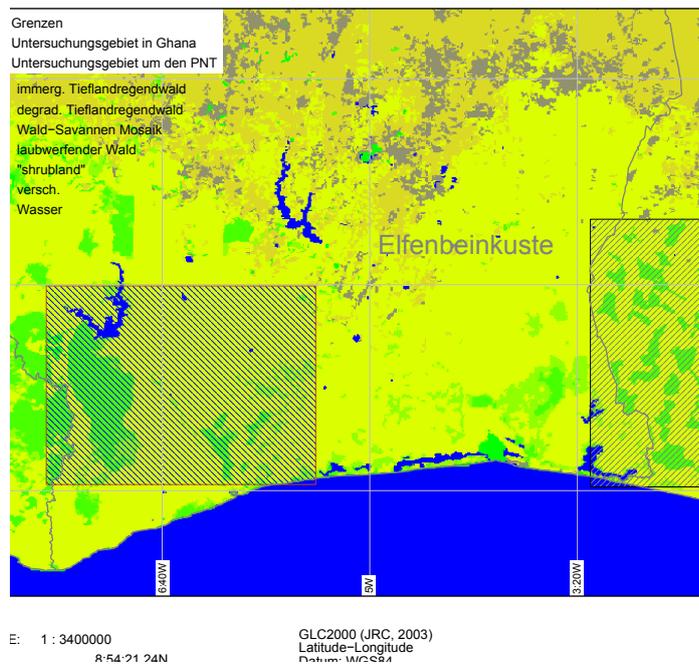
Zur Untersuchung der Performanz der NLM Module wurden Landbedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor sukzessiv erhöht und die Anzahl der dabei generierten Patches, deren Größe, Distanz und SHAPE Index berechnet. Hierbei wurden Bedeckungsgrade von 10% – 90% in Zehnerschritten verwendet, sowie Agglomerationsfaktoren von 0.0 – 1.0 in 0.1-Schritten. Dies lässt Rückschlüsse auf die Auswirkungen des Bedeckungsgrad und des Agglomerationsfaktors auf die generierten Landschaften zu.

6.2.2.2 Reale Landschaften

Die hier verwendete reale Landschaft basiert auf einer Klassifikation des *Joint Research Center (JRC)*, die im Jahr 2000 eine Landoberflächenklassifikation mit einer räumlichen Auflösung von 1 km publizierten (GLC2000 in Abb. 6.3a, (European Commission, 2003)). Auf der gleichen Auflösung wird auch das NLM berechnet. Es wurden Gebiete ausgewählt, deren Anordnung von kleinen und großen Fragmenten als repräsentativ für existierende Muster angesehen werden können (Abb. 6.3, 6.4, 6.6).



(a) Die Lage des Untersuchungsgebiets in Westafrika.



(b) Die Lage der zwei Untersuchungsgebiete in Westafrika (Elfenbeinküste und Ghana).

Abbildung 6.3: Lage der Untersuchungsgebiete in der Elfenbeinküste und Ghana auf afrikanischen und west-afrikanischem Maßstab (PNT = Parc National de Taï)

Einflussfaktoren für die tatsächlichen Muster können edaphische oder anthropogene Faktoren, sowie Klima oder Topographie sein. Die von der FAO vorliegenden Bodenparameter für Afrika sind nicht hochaufgelöst verfügbar (5×5 arc-Minuten), somit können sie nicht adäquat verwendet werden (FAO, 1991). Klimatische (Hijmans *et al.*, 2005) und topographische Informationen (USGS, 2004) zeigen für die hier verwendeten kleinräumigen Untersuchungsgebiete geringe Variabilität. Jedoch zeigen diese Gebiete eine starke anthropogene Beeinflussung, die auch für große Regionen Afrikas postuliert werden können (Balmford *et al.*, 2001; Brashares *et al.*, 2001; Sanderson *et al.*, 2002; Sturm, 1995).

Begrenzende Faktoren Zur Untersuchung von Alternativhypothesen, dass die reale Landschaft nicht von einer zufälligen abweicht, wurden sechs begrenzende Faktoren eingeführt. Diese Einstellung untersucht die Abweichung der realen Landschaft von einer zufällig generierten Landschaft, jedoch unter Berücksichtigung von Begrenzungsvariablen (Abb. 6.4 und 6.6). Diese NLMs wurden mit folgenden Begrenzungsfaktoren ausgeführt: die Klassen urbaner Raum und Wasserflächen (*Urban-Wasser*), der GLC2000 Klassifikation (European Commission, 2003) und fünf Begrenzungsszenarien basierend auf *Footprint* (FP) Werten (Sanderson *et al.*, 2002) für ≥ 60 , ≥ 50 , ≥ 40 , ≥ 30 und ≥ 20 (FP_{60} - FP_{20}). Es wurden nur höhere Werte als FP_{20} und niedriger als FP_{60} verwendet, da oberhalb keine Werte mehr für diese Landschaftsausschnitt vorhanden waren und unterhalb die komplette Landschaft ausgewählt wurde.

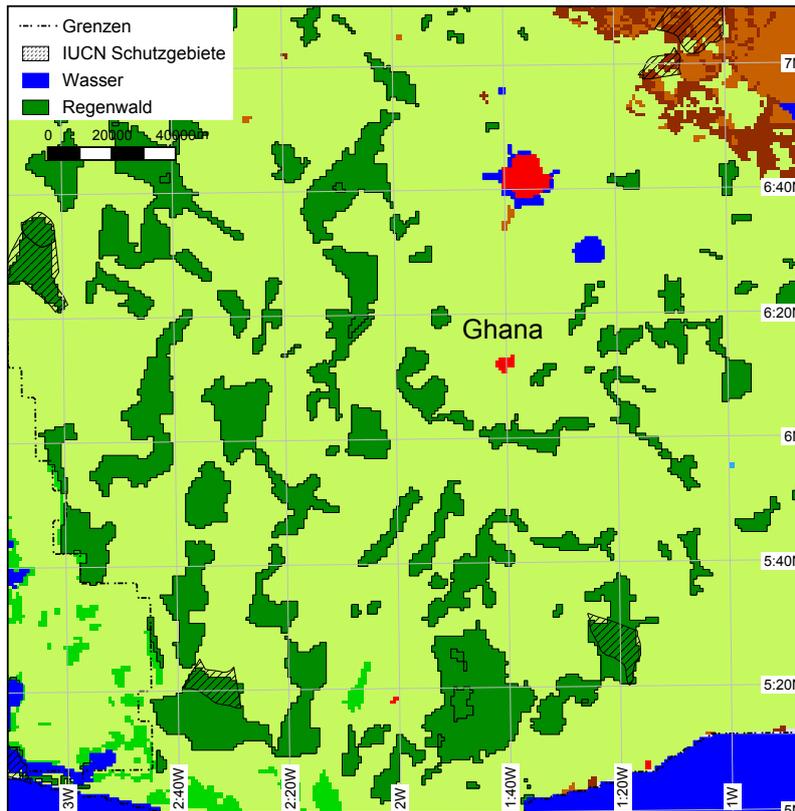
Zur Analyse des anthropogenen Einflusses wurde die von Sanderson *et al.* (2002) berechnete *Human Footprint* Karte (Auflösung: 1 km) verwendet. Hierbei wurden anthropogene Einflüsse basierend auf Populationsdichteabschätzungen (CIESIN, 2002), Landtransformation und Infrastruktur (NIMA, 1997; Elvidge *et al.*, 2001) abgeschätzt und eine globale Karte mit Werten von 0-100 (kein bis maximaler menschlicher Einfluss) publiziert, wobei global nur ein Maximum von 72 in Brownsville (USA) erreicht wurde. Dieser Datensatz liefert eine flächendeckende Grundlage für die Analyse des anthropogenen Einflusses.

6.2.3 Statistik

Für statistische Analysen und Graphiken wurde das Statistikprogramm R (R Development Core Team, 2008) verwendet. Wenn beobachtete Landschaftsmuster innerhalb eines 95 % Konfidenzintervalls der modellierten Parameter liegen, dann können sie als gleich angesehen werden. Somit wurden Landschaften bezüglich ihrer räumlichen Attribute als signifikant unterschiedlich bei einem $\alpha = 0.05$ angesehen (Gardner und Urban, 2007; Pearson und Gardner, 1997).

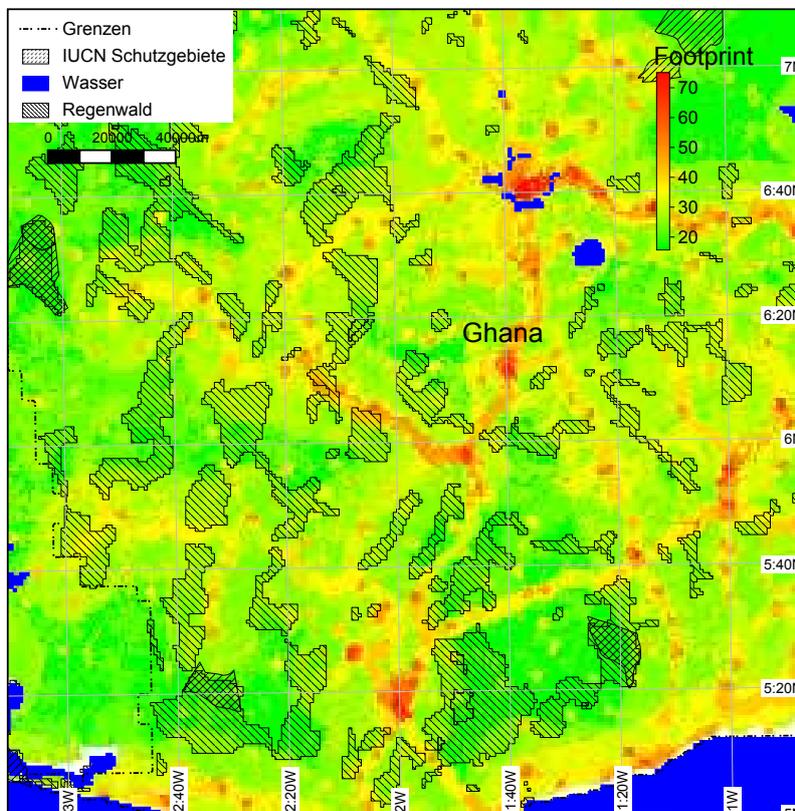
Für die Untersuchung der Differenzen der realen Landschaft von zufälligen Landschaften wurden die Abweichung zwischen beobachteten und simulierten Werten mithilfe der Anzahl von simulierten Werten unter- bzw. oberhalb des beobachteten Werts analysiert (Gleichung 6.1). Dieses Verfahren ergibt ab einer Stichprobengröße von 10 000 verlässliche Annäherungen an den p-Wert (pers. Komm. Dr. T. Hovestadt). Hierbei sind ξ^α und ξ^β die Anzahl der simulierten Werte oberhalb von 0.975 bzw. unterhalb von 0.025 der Stichprobengröße.

$$\text{p-Wert} = \frac{\sum \text{beob. Wert} \geq \xi_{\text{simul. Werte}}^\alpha}{\text{Anzahl der simul. Werte}} * \frac{\sum \text{beob. Wert} \leq \delta_{\text{simul. Werte}}^\beta}{\text{Anzahl der simul. Werte}} \quad (6.1)$$



GLC2000
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

Abbildung 6.4: **Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in Ghana.** NLM Analyseregion in Ghana mit den Regenwaldfragmenten als Untersuchungsklasse. GLC2000 Originaldatensatz von Süd-West Ghana. Regenwaldfragmente sind in dunkelgrün dargestellt.



Human Footprint (Sanderson, 2005)
 Albers Equal Area
 Datum: WGS84
 Ellipsoid: WGS84

Abbildung 6.5: **Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in Ghana.** NLM Analyseregion in Ghana mit den Regenwaldfragmenten als Untersuchungsklasse. *Footprint* (Sanderson *et al.*, 2002) Werte für Süd-West Ghana. Hohe Werte indizieren einen hohen anthropogenen Einfluss. Die Flächen unterhalb der jeweiligen *Footprint* Werte sind die, die von den NLMs genutzt werden können (rows/cols: 747×841).

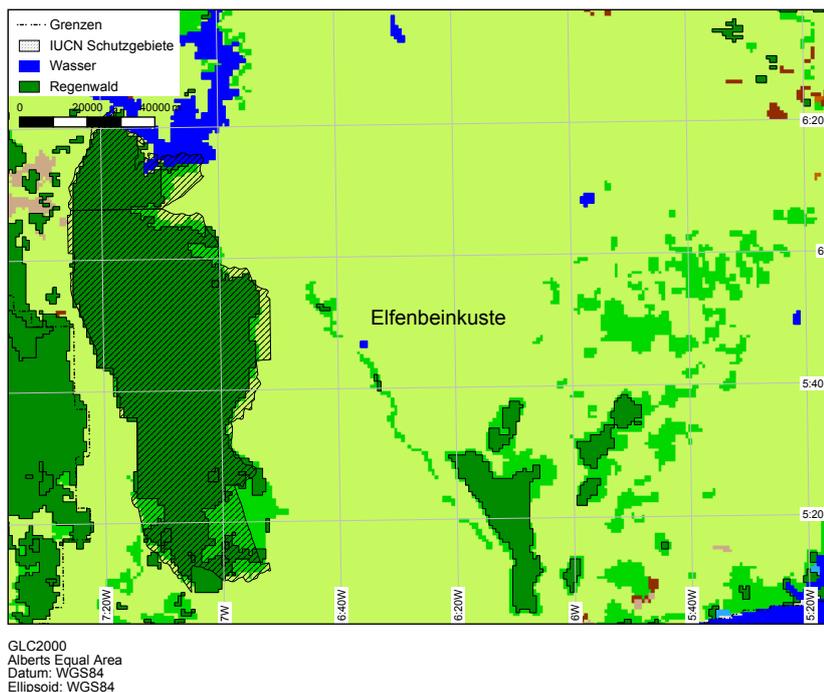


Abbildung 6.6: **Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in der Elfenbeinküste.** GLC2000 Originaldatensatz vom Süd-Westen der Elfenbeinküste. Regenwaldfragmente sind in dunkelgrün dargestellt. Die Fläche des IUCN-Schutzgebiets (WDPA, 2006) des Tai Nationalparks ist in schwarz schraffiert abgebildet.

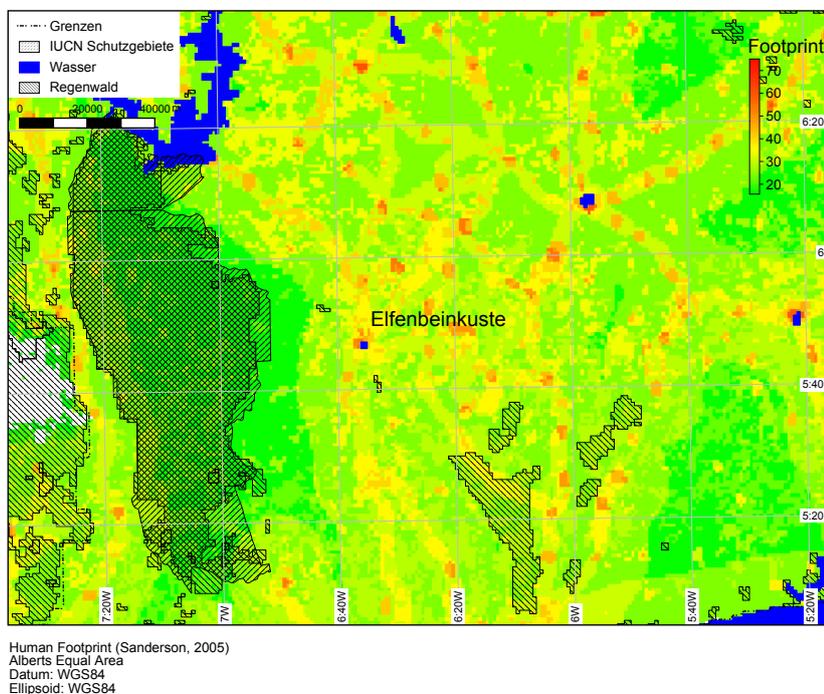


Abbildung 6.7: **Untersuchungsgebiet von Regenwaldfragmenten in der Elfenbeinküste.** Werte der *Footprint*-Analyse (Sanderson *et al.*, 2002) für Regenwaldfragmente in der Elfenbeinküste. Hohe Werte indizieren einen hohen anthropogenen Einfluss. Die Flächen unterhalb der jeweiligen *Footprint* Werte sind die, die von den NLMs genutzt werden können (rows/cols: 482×642).

6.3 Ergebnisse

Die hier verwendeten Indizes sind in Kapitel 5 näher erläutert und werden daher hier nur kurz dargestellt. Berechnet wurde die Fläche von Patches, die euklidische Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn (ENN) und die Komplexität des Patches (SHAPE-Index), welcher sich von 1 (kompakte Form) bis ∞ (komplexe Form) erstrecken kann. Als Anzahl von Patches wird die Menge von distinkten Flächen definiert, die nach der 4-Nachbarschaftsregel ein zusammengehöriges Gebilde darstellen.

Für die Erstellung der NLMs wurde entweder für die modellierten Daten eine *a priori* definierte Ausdehnung verwendet oder bei der Untersuchung der beobachteten Muster die Ausdehnung und Auflösung der realen Landschaft angepasst.

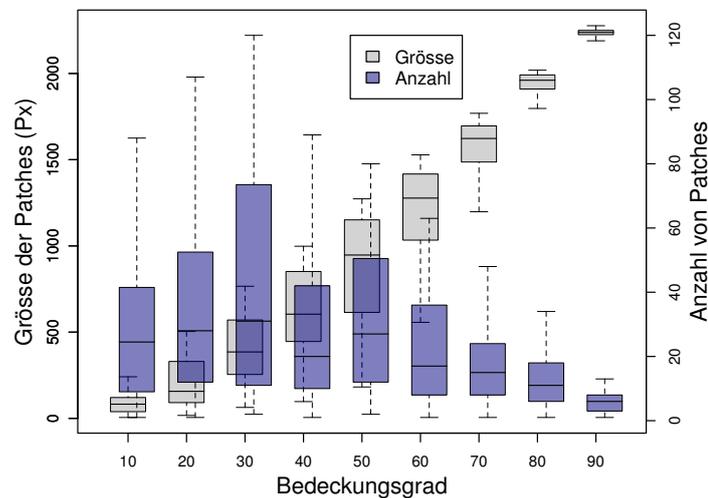
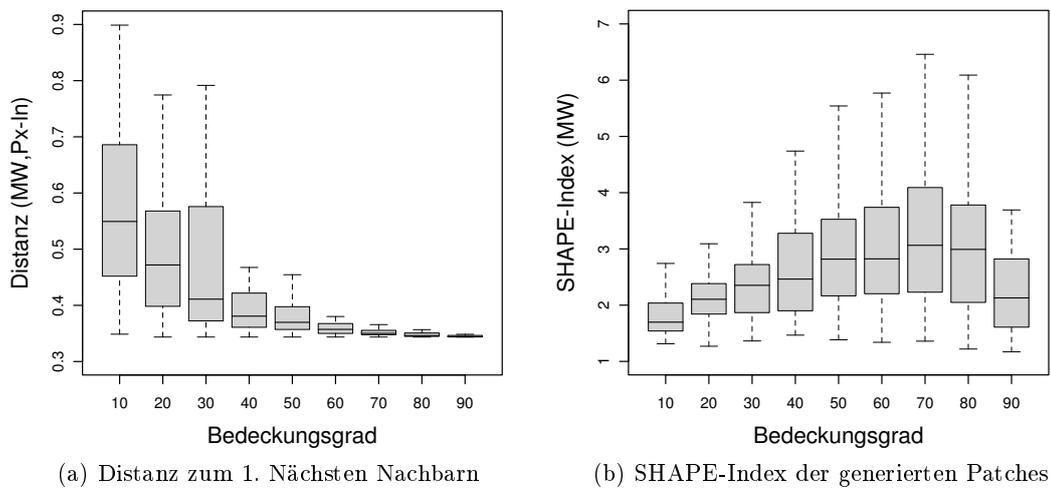


Abbildung 6.8: **Größe, Anzahl, Distanz und SHAPE-Index abhängig vom Bedeckungsgrad.** Einfluss des Bedeckungsgrads auf Fläche (a), Anzahl (a), Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn (b) und SHAPE-Index (c) (n=100 (je Bedeckungsgrad), Maße: dimensionslos).

Tabelle 6.1: **Zusammenhang zwischen Indizes verschiedener Bedeckungsgrade.** Der Zusammenhang zwischen Indizes bei verschiedenen Bedeckungsgraden ist dargestellt. Die Analyse wurde immer mit dem nächst höheren Prozentsatz durchgeführt (Wilcoxon-Rank-Test (2-seitig, nicht gepaart), $p \leq 0.05$, $n=100$).

	Fläche	SHAPE	Distanz ^a	Anzahl
Bedeckungsgradklasse				
10 % \Rightarrow 20 %	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.05
20 % \Rightarrow 30 %	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.05	n.s.
30 % \Rightarrow 40 %	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.05	≤ 0.05
40 % \Rightarrow 50 %	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.05	n.s.
50 % \Rightarrow 60 %	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.001	≤ 0.05
60 % \Rightarrow 70 %	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.001	n.s.
70 % \Rightarrow 80 %	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.001	≤ 0.001
80 % \Rightarrow 90 %	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001

^a Distanz zum Euklidischen Nächsten Nachbarn.

6.3.1 Modellierte Daten

Die Auswirkungen von veränderten Rahmenbedingungen (Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor) auf Indizes in generierten Landschaften wurde für die angegebenen Bedeckungsgrade und Agglomerationsfaktoren anhand von je 100 NLMs/Kombination auf 1000×1000 Pixel untersucht.

6.3.1.1 Einfluss des Bedeckungsgrads

Die Untersuchung der zufälligen Landschaften bei unterschiedlichen Bedeckungsgraden, ergab, dass die Anzahl von generierten Patches eine linksschiefe Verteilung aufweist und mit ansteigendem Landbedeckungsgrad sinkt, wobei das Maximum bei 30 % Bedeckungsgrad zu finden ist (Abb. 6.8c). Dies begründet sich aus dem Sachverhalt, dass bei ansteigendem Bedeckungsgrad mehr Patches entstehen, jedoch bei diesem Wert die Fragmente noch nicht fusionieren, wie es bei höheren Bedeckungsgraden der Fall ist. So findet sich die geringste Patchanzahl bei 90 % Bedeckungsgrad. Die Unterschiede der Anzahl der generierten Patches zwischen unterschiedlichen prozentualen Bedeckungsgraden unterscheidet sich nur teilweise signifikant (Tab. 6.1).

Die Fläche der Patches steigt mit ansteigendem Bedeckungsgrad kontinuierlich an und erreicht ihr Maximum bei 90 % Bedeckungsgrad (Abb. 6.8c). Hierbei zeigen die Patchgrößen der einzelnen Bedeckungsgrade signifikante Unterschiede zwischen allen Prozentklassen (Tab. 6.1).

Die Distanz (ENN) zwischen den Patches ist bei 10 % Bedeckung maximal. Diese sinkt mit steigendem Bedeckungsgrad (Abb. 6.8a). Die Distanzwerte zur nächst höheren bzw. niedrigen Bedeckungsgradklasse unterscheiden sich immer signifikant (Tab. 6.1).

Für den SHAPE-Index ist eine rechtsschiefe Verteilung mit einem Maximum bei 70 % Bedeckungsgrad zu erkennen, bei höheren, als auch niedrigeren Bedeckungsgraden ergeben sich kompaktere Flächen (Abb. 6.8b). Unterschiede zwischen den SHAPE-Werten sind nur bei geringer Bedeckung und bei 90 % Bedeckungsgrad signifikant (Tab. 6.1).

6.3.1.2 Einfluss des Agglomerationsfaktors

Die Anzahl der Patches sinkt mit ansteigendem Agglomerationsfaktor, wobei parallel die mittlere Patchgröße ansteigt (Abb. 6.9c). Die Unterschiede zwischen den differierenden Agglomerationswerten sind signifikant (Tab. 6.2). Die Magnitude der Flächendifferenz zwischen Minimum und Maximum des Agglomerationswerts beträgt 18 Pixel (Px), somit ist der Effekt des Agglomerationsfaktors bedeutend für die Analyse der Patchfläche.

Die mittlere Distanz zum 1. ENN der gesamten Landschaft steigt mit ansteigendem Agglomerationswerten signifikant an (Abb. 6.9a, Tab. 6.2) und zeigt ihr Maximum bei hohen Agglomerationswerten. Dies begründet sich durch die homogene Verteilung von Fragmenten bei geringen Agglomerationswerten und der damit einhergehenden geringen Distanz zum nächsten Nachbarn. Bei hohen Agglomerationswerten ist die Variabilität der Distanzen einzelner Fragmente zum nächsten Nachbar aufgrund der Agglomeration höher und führt somit unter Umständen zu höheren mittleren Distanzwerten.

Der SHAPE-Index in Abbildung 6.9b zeigt komplexere Patch-Formen bei niedrigen und hohen Agglomerationsfaktoren, bei Werten um 0.3-0.4 finden sich insgesamt die kompaktesten Formen. Die Differenz zwischen dem Maximum und Minimum beträgt nur 0.08, jedoch sind die Unterschiede zwischen angrenzenden Werten signifikant (Tab. 6.2).

6.3.2 Reale Landschaften

Die NLM-Analysen wurde auf zwei realen Landschaften durchgeführt, in Süd-West Ghana (Abb. 6.4) und im Süd-Westen der Elfenbeinküste (Abb. 6.6). Die Magnituden anthropogenen Einflusses sind für die beiden Gebiete in Abbildung 6.5 und 6.7 zu erkennen. Diese Landschaften stellen zwei charakteristische Regionen für kleine respektive große Waldfragmente in diesem Gebiet dar.

6.3.2.1 Beobachtete Landschaftsmuster

Waldfragmente in Ghana Im Untersuchungsgebiet SW-Ghana (Abb. 6.3 und 6.4) konnten 120 distinkte Waldfragmente identifiziert werden, die insgesamt ca. 16 % der Gesamtfläche einnehmen. Die Waldfragmente weisen eine mittlere Fläche von ca. 25 km² mit einem Maximalwert von ca. 254 km² auf. Der Wert des SHAPE-Index der Landschaft zeigt einen Mittelwert von 1.37 an. Die mittlere Distanz aller Fragmente zum 1. ENN beträgt ca. 2.6 km, wobei die maximale Distanz zweier Nachbarn 15 km beträgt (Tab. 6.3).

Waldfragmente in der Elfenbeinküste Der untersuchte Ausschnitt in der Elfenbeinküste (Abb. 6.3 und 6.6) verfügt über 70 distinkte Waldfragmente mit einem Bedeckungsgrad von ca. 14 % an der Gesamtlandschaft. Die weiteren Landoberflächenklassen sind Sekundärwald, landwirtschaftlich genutzte Flächen, Wasser und urbaner Raum (European Commission, 2003). Der Taï Nationalpark mit angrenzenden Primär- oder Sekundärwäldern stellt mit einer Gesamtfläche von ca. 4900 km² den größten zusammenhängenden Waldkomplex im Untersuchungsgebiet dar. Die mittlere Fläche der Waldfragmente beträgt 118 km², deren Komplexität liegt bei einem SHAPE-Index von 1.32 und die mittlere Distanz zum 1. ENN beträgt 2.54 km, wobei die maximale Distanz 9.22 km beträgt (Tab. 6.3).

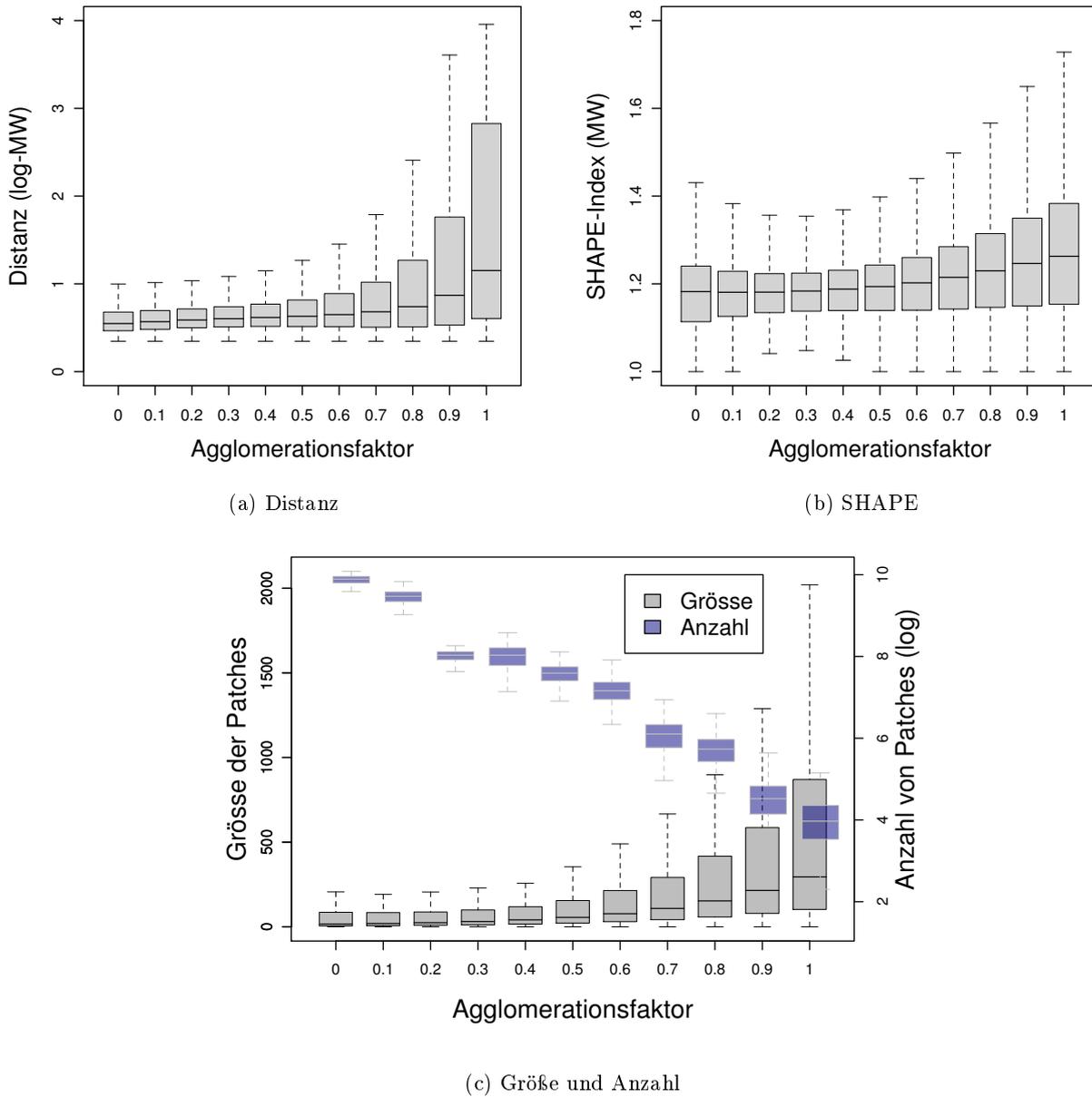


Abbildung 6.9: **Fläche, Distanz, Anzahl und SHAPE-Index abhängig vom Agglomerationsfaktor.** Darstellung von Fläche, Distanz, Anzahl und SHAPE-Index abhängig vom Agglomerationsfaktor (n=100 (je Agglomerationswert)).

Tabelle 6.2: Zusammenhang zwischen Indizes zwischen verschiedener Agglomerationsfaktoren. Die Analyse wurde immer mit dem nächst höheren Wert durchgeführt (Wilcoxon-Rank-Test (2-seitig, nicht gepaart), $p \leq 0.05$, $n=100$)

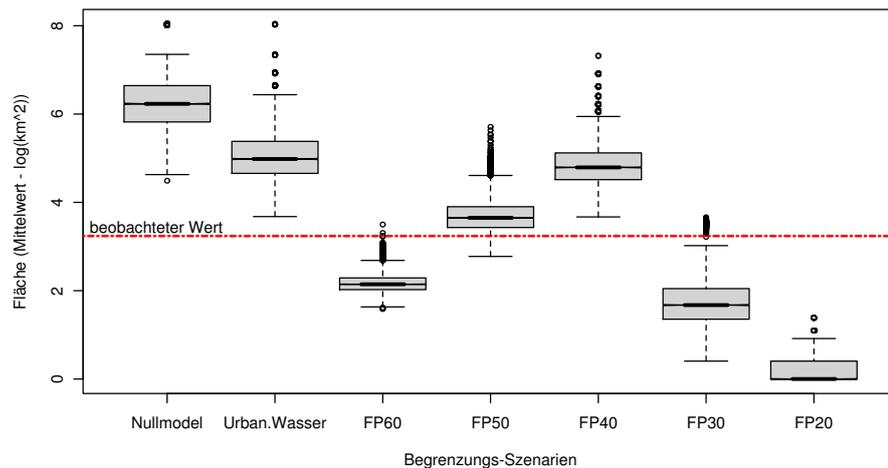
	Fläche	SHAPE	Distanz	Anzahl
Agglomerationsfaktor				
0.0 \rightleftharpoons 0.1	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	-
0.1 \rightleftharpoons 0.2	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.001	≤ 0.001
0.2 \rightleftharpoons 0.3	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.3 \rightleftharpoons 0.4	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	n.s.
0.4 \rightleftharpoons 0.5	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.5 \rightleftharpoons 0.6	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.6 \rightleftharpoons 0.7	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.7 \rightleftharpoons 0.8	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.8 \rightleftharpoons 0.9	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001
0.9 \rightleftharpoons 1.0	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.001

6.3.2.2 Konfiguration von Waldfragmenten im Süd-Westen Ghanas

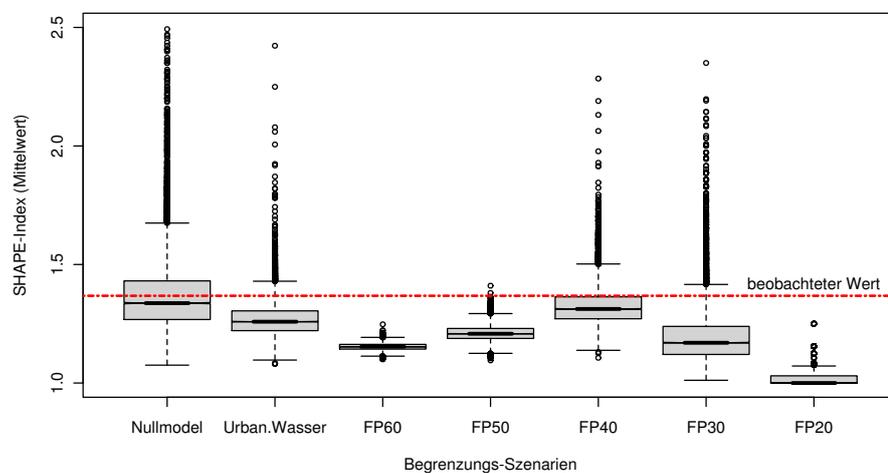
Basierend auf GLC2000 Daten (European Commission, 2003) wurde die räumliche Anordnung von Waldfragmenten in Süd-West Ghana auf eine zufällige Verteilung untersucht. Zu diesem Zweck wurden für dieses Gebiet statistische Maße (Mittelwert, Min./Max) von drei Indizes (Fläche, Distanz und SHAPE-Index) von einem NLM ($n=10000$) abgeleitet. In den folgenden Abbildungen ist die analysierte Landschaft dargestellt, einmal der GLC2000 Eingangssdatensatz (Abb. 6.4) und die gesamten *Footprint* Werte der Landschaft (Abb. 6.5). Die Flächen, die sich außerhalb des jeweils definierten *Footprint* Wertebereich (Werte größer als FP_{xx}) befinden stehen zur Generierung des NLMs nicht zur Verfügung und bilden somit die Begrenzungsszenarien zur Überprüfung der Alternativhypothesen.

Die unterschiedlichen Ergebnisse der modellierten Flächengrößen der sieben Szenarien (FP_{20} - FP_{60} , Urban-Wasser, Nullmodell) sind in Abb. 6.10a dargestellt. Die Nullhypothese (beobachtetes Muster ohne Begrenzungsszenarien) zeigt eine starke Abweichung vom beobachteten Muster. Auch die Begrenzungsszenarien von Wasser und urbanen Räumen (*Urban-Wasser*), sowie *Footprint* größer als ein *Footprint* Wert von 40 weichen mit höheren Flächengrößen ab. Nur das Begrenzungsszenarium des *Footprint* Werts oberhalb von 50 zeigt keine signifikante Abweichung vom beobachteten Muster (Tab. 6.4). Somit kann der Alternativhypothese, dass das Begrenzungsszenarium FP_{50} die Flächengröße determiniert, zugestimmt werden. Die Werte der maximalen Patchgröße unterscheiden sich alle signifikant von dem beobachteten Wert (Tab. 6.4). Jedoch sind die simulierten Werte oberhalb FP_{30} und FP_{20} geringer als der beobachtete im GLC2000 Datensatz (Abb. 6.13c). Zufällige Landschaften und Landschaften mit hohen bis mittleren *Footprint* Werten zeigen eine Tendenz zu größeren Flächen, als die real existierenden. Bei Hinzunahme von kleinen *Footprint* Werten ändert sich dieses Bild und die simulierten maximalen Flächengrößen werden kleiner.

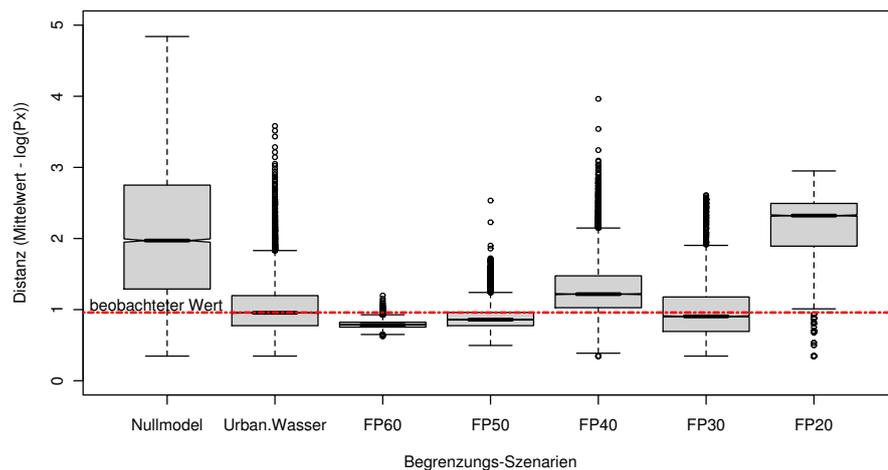
In Abbildung 6.10b sind die Ergebnisse des SHAPE-Index dargestellt. Die Waldfragmente zeigen bezüglich ihrer Form keine signifikante Abweichung von der Nullhypothese einer unbegrenzten zufälligen Landschaft (*Nullmodell*) (Tab. 6.4). Die Alternativhypothese der Begrenzungsszenarien (Wasser



(a) Fläche



(b) SHAPE



(c) Distanz (ENN in km)

Abbildung 6.10: **Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in Ghana bezüglich Flächengröße, SHAPE und ENN.** Dargestellt sind sieben unterschiedliche Szenarien für NLM-Generierung, wobei sechs Begrenzungsvariablen enthalten sind (2 bis 7). Deren Auswirkungen auf die Flächengröße, SHAPE und ENN der Patches ist dargestellt, die rot gestrichelte Linie stellt den beobachteten Flächengröße Mittelwert dar (NLM: n=10000).

Tabelle 6.3: Patch Indizes der beobachteten Werte von Waldfragmenten in zwei Gebieten Westafrikas, Ghana und der Elfenbeinküste.

Region	Mittelwert	Std.	Maximum	Anzahl ^a	% Bedeckungsgrad
Ghana				120	~ 16
Flächen ^b	25.49	41.178	254		
SHAPE	1.368	0.378	2.669		
Distanz ^c	2.61	2.117	15.0		
Elfenbeinküste				70	~ 14
Flächen ^b	118.52	620.61	4974		
SHAPE	1.32	0.3577	2.603		
Distanz ^c	2.54	1.662	9.22		

^a Anzahl von diskreten Patches nach der 4-Nachbarschaftsregel.

^b Flächenangabe in km²

^c Euklidische Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn (km).

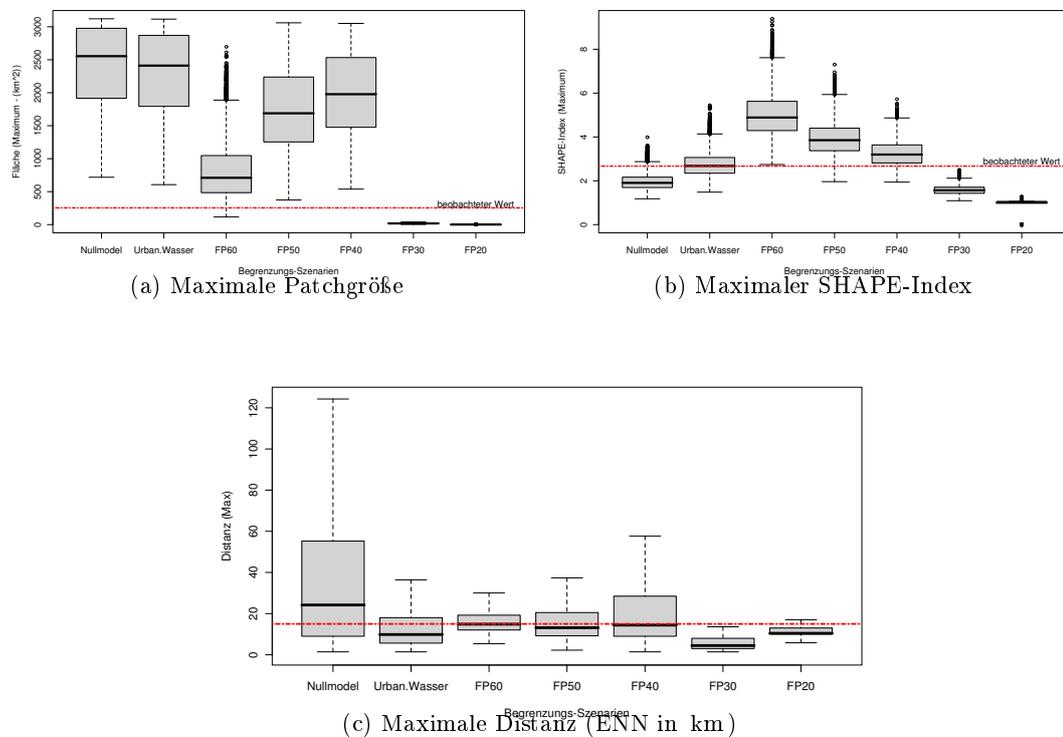


Abbildung 6.11: **Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in Ghana bezüglich Maximalwerte.** Die Ergebnisse für die maximale Patchgröße (a), SHAPE-Index (b) und Distanz (c) sind dargestellt. In rot ist der beobachtete Wert zu erkennen (NLM: n=10000).

Tabelle 6.4: **NLM Analyse Ghana.** Korrelationen der beobachteten mit den simulierten Daten von Waldfragmenten in Ghana (statistisches Verfahren nach Gleichung 6.1; $n=10000$). Alle simulierten Werte zeigen eine signifikante Abweichung von einer Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov, $p<0.05$, $n=10000$).

	Mittelwerte			Maximum		
	Fläche	SHAPE	Distanz	Fläche	SHAPE	Distanz
<i>Nullmodell</i>	≤ 0.001	n.s.	n.s.	≤ 0.001	≤ 0.05	n.s.
Urban-Wasser ^a	≤ 0.001	n.s.	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₆₀ ^b	≤ 0.05	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.05	≤ 0.001	n.s.
FP ₅₀ ^b	n.s.	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.001	≤ 0.05	n.s.
FP ₄₀ ^b	≤ 0.001	n.s.	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₃₀ ^b	≤ 0.05	n.s.	n.s.	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.05
FP ₂₀ ^b	≤ 0.001	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.001	≤ 0.001	n.s.

^a Begrenzungsszenarium basierend auf GLC2000 Eingangsdaten

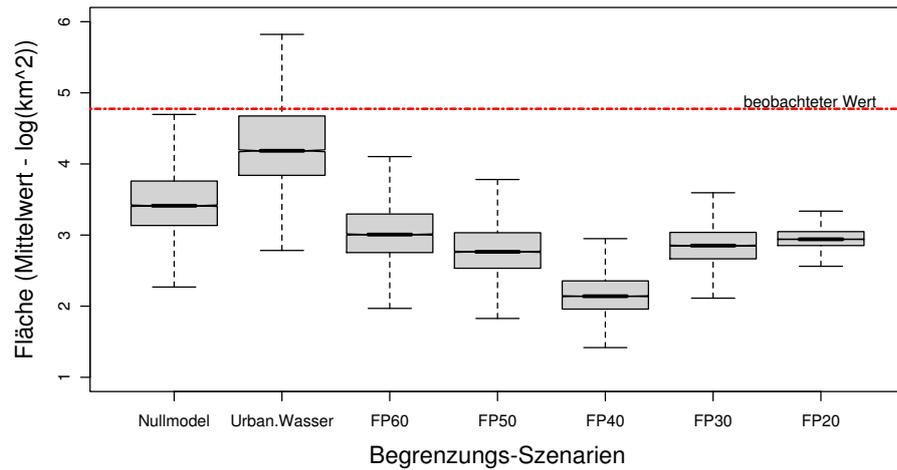
^b Höhere *Footprint* Werte werden als die in FP_{xx} angegebenen, werden als Begrenzungsszenarien verwandt.

und urbane Räume) zeigt kompaktere Formen und eine leichte Abweichung vom beobachteten Wert. Von den *Footprint* Werten 60 bis 40 steigt der Mittelwert des SHAPE-Indexes an und sinkt von FP_{40} bis FP_{20} auf nahe 1 ab, welches der Minimalwert ist und kompakte Formen beschreibt. Bei den maximalen SHAPE-Index Werten ergibt sich ein anderes Bild. Hier weichen alle Begrenzungsszenarien außer Urban/Wasser und FP_{40} von dem beobachteten Werten signifikant ab (Tab. 6.4). Abbildung 6.13b zeigt sehr deutlich den Verlauf der simulierten Maximalwerten des SHAPE-Index. Komplexere Formen als die beobachteten werden bei FP_{60} erreicht. Kompaktere Formen als die beobachteten liefern FP_{20} und FP_{30} , wie auch die Ergebnisse der Nullhypothese (NLM ohne Begrenzungsfaktoren). Demnach kann angenommen werden, dass *Urban–Wasser* und FP_{40} die beobachteten maximalen SHAPE-Werte erklären.

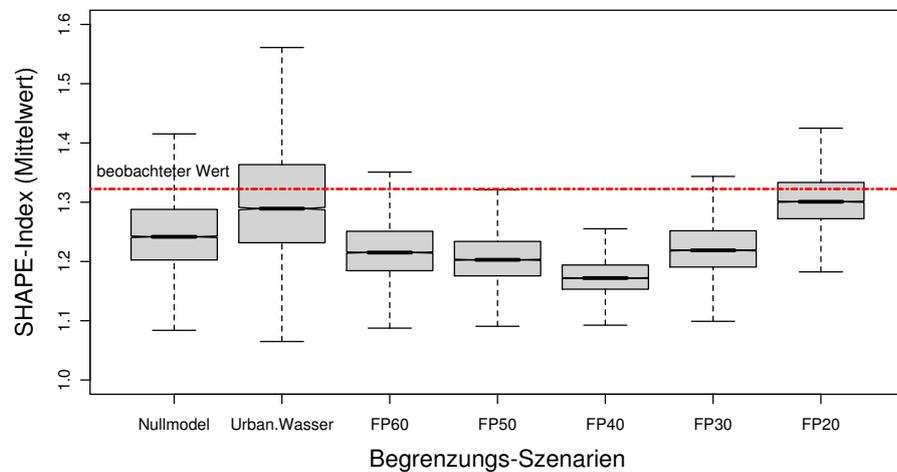
Bei den Mittelwerten der Distanz (logarithmische Auftragung) trifft die Nullhypothese (*Nullmodell*), dass die beobachteten ENN Werte zufällig verteilt sind, zu. Jedoch weichen *Nullmodell* und FP_{20} -Werte positiv von der beobachteten Distanz ab, die letztere signifikant (Tab. 6.4). Des Weiteren weichen auch das NLM mit der Alternativhypothesen FP_{60} signifikant von dem beobachteten Wert ab. Somit können die beobachteten ENN Werte als zufällig angesehen werden, unabhängig von Begrenzungsszenarien. Die Maximalwerte der modellierten ENNs zeigen keinen signifikanten Unterschied von dem beobachteten Maximalwert, außer FP_{30} .

6.3.2.3 Konfiguration von Waldfragmenten im Süd-Westen der Elfenbeinküste

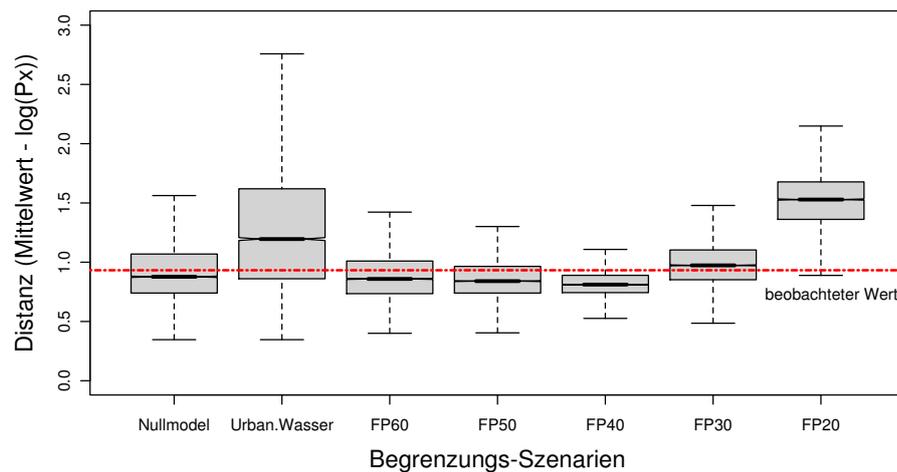
Das Untersuchungsgebiet im Süd-Westen der Elfenbeinküste (Abb. 6.6) hat eine mittlere Fragmentgröße von 118.5 km^2 , die in Abbildung 6.12a als rot gestrichelte Linie eingefügt wurde. Die Ergebnisse der NLM Durchläufe ergeben überwiegend niedrigere mittlere Flächengrößen (Abb. 6.12a), wobei die Nullhypothese (*Nullmodell*) signifikante Unterschiede bezüglich der Flächengröße zeigt und das *Urban–Wasser* Szenario als einziges nicht signifikant von dem beobachteten Wert abweicht (Tab. 6.5).



(a) Fläche



(b) SHAPE



(c) Distanz (ENN in km)

Abbildung 6.12: **Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in der Elfenbeinküste bezüglich Flächengröße, SHAPE und ENN.** Dargestellt sind sieben unterschiedliche Szenarien für NLM-Generierung, wobei sechs Begrennungsvariablen enthalten sind (2 bis 7). Deren Auswirkungen auf die Flächengröße, SHAPE und ENN der Patches ist dargestellt, die rot gestrichelte Linie stellt den beobachteten Flächengröße Mittelwert dar (NLM: $n=10000$).

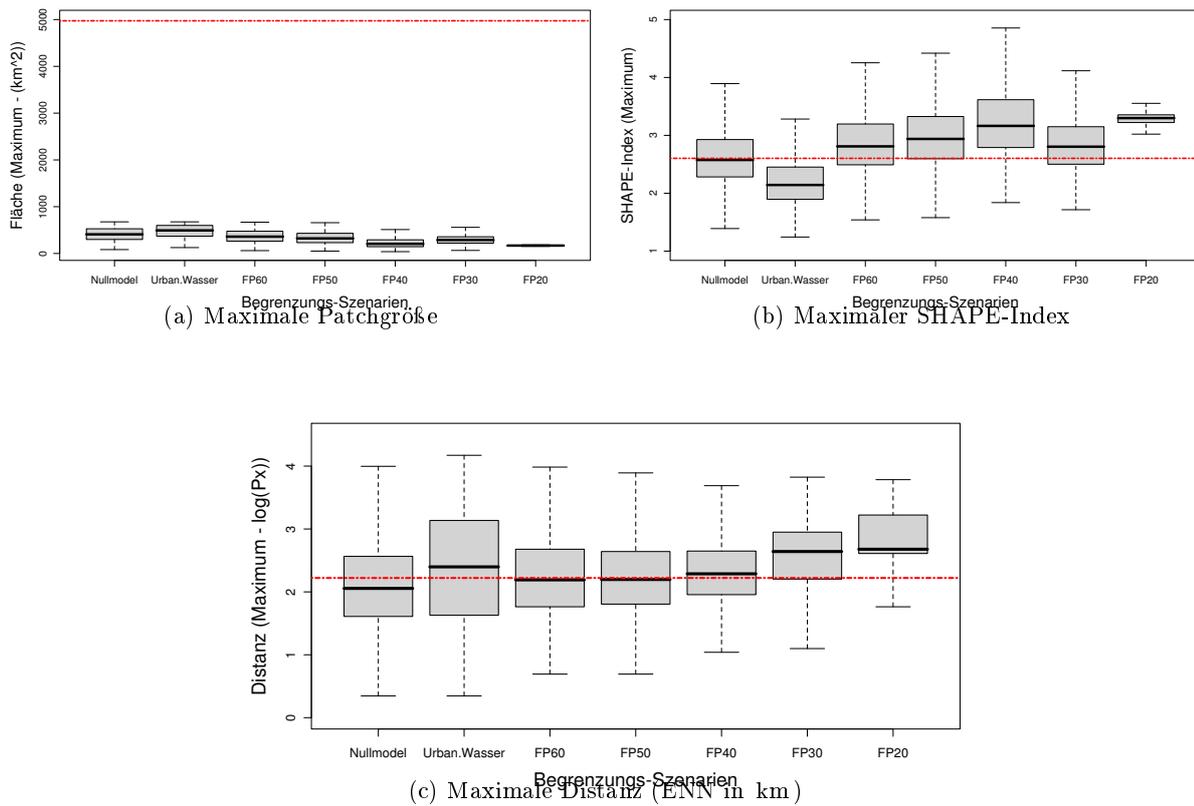


Abbildung 6.13: **Begrenzungsszenarien für Waldfragmente in der Elfenbeinküste bezüglich Maximalwerte.** (NLM: $n=10000$).

Grundsätzlich liegt die mittlere beobachtete Patchgröße oberhalb aller NLM Ergebnisse, wobei die kleinsten Flächengrößen mittlere *Footprint* Werte liefern. Somit kann postuliert werden, dass unter Umständen Faktoren wie urbaner Raum und Wasserflächen die mittlere Größe der Waldfragmente beeinflusst haben. Jedoch zeigen die Ergebnisse der maximalen Patchgröße, die hier durch den Taï Nationalpark mit 4900 km^2 bestimmt wird, signifikante Unterschiede zu allen NLM Szenarien an. Somit kann keine dieser Analysen die real existierenden maximalen Flächengrößen erklären.

Auch die modellierten SHAPE-Werte liegen überwiegend unterhalb des beobachteten Wertes von 1.32 (Abb. 6.12b und Tab. 6.3), wobei die Nullhypothese und die Alternativhypothesen *Urban–Wasser* und FP_{20} nicht signifikant von dem beobachteten Wert abweichen (Tab. 6.5). Auch der maximale SHAPE-Index Wert zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen beobachtetem Wert und *Nullmodell*, nur FP_{20} ergibt signifikant unterschiedliche Maximalwerte für den SHAPE.

Die Ergebnisse der Distanzen abhängig von den Restriktionswerten zeigen außer FP_{20} keine signifikanten Unterschiede zum beobachteten Wert von 2.54 (Abb. 6.12c, Tab. 6.5). Die FP_{20} Alternativhypothese ergibt höhere Distanzen als die beobachteten. Auch *Urban–Wasser* zeigt Abweichungen zu größeren Distanzen an, jedoch nicht signifikant. Bei der maximalen Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn bestätigt sich die Nullhypothese, dass die Maximaldistanzen zufällig angeordnet sind, jedoch ergibt FP_{60} signifikante Unterschiede zu den beobachteten Werten.

Tabelle 6.5: **NLM Analyse der Elfenbeinküste.** Korrelationen der beobachteten von den simulierten Daten von Waldfragmenten in der Elfenbeinküste (statistisches Verfahren nach Gleichung 6.1; n: 10000)

	Mittelwerte			Maximum ^c		
	Fläche	SHAPE	Distanz	Fläche	SHAPE	Distanz
<i>Nullmodell</i>	≤ 0.05	n.s.	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
Urban-Wasser ^a	n.s.	n.s.	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₆₀ ^b	≤ 0.05	≤ 0.05	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₅₀ ^b	≤ 0.001	≤ 0.05	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₄₀ ^b	≤ 0.001	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₃₀ ^b	≤ 0.001	≤ 0.05	n.s.	≤ 0.001	n.s.	n.s.
FP ₂₀ ^b	≤ 0.001	n.s.	≤ 0.05	≤ 0.001	≤ 0.05	≤ 0.05

^a Begrenzungsszenarium basierend auf GLC2000 Eingangsdaten

^b Höhere *Footprint* Werte werden als die in FP_{xx} angegebenen, werden als Begrenzungsszenarien verwendet

^c Maximale Werte innerhalb der gesamten Landschaft

6.4 Diskussion

Die Analyse von zufälligen Landschaftsmustern bzw. der Vergleich von zufälligen versus realen Landschaftsmustern wurde in diversen Untersuchungen angewendet. Jedoch ist die NLM-eigene Nomenklatur, hier Bedeckungsgrad und Agglomerationfaktor, je Publikation bzw. Programm unterschiedlich und muss deshalb mit Vorsicht verglichen werden, da unter Umständen nicht die gleichen Algorithmen zur Definition des Bedeckungsgrads oder Agglomerationfaktors zugrunde liegen oder eine ähnliche Nomenklatur in einem anderen Kontext genutzt wird. In dieser Untersuchung wurde angenommen, dass die Begriffe *spatial aggregation*, *spatial autocorrelation*, *autocorrelationskoeffizient* und *räumliche Anordnung* synonym dem hier verwendeten Begriff "Agglomerationfaktor" sind. Auch der hier genutzte Begriff "Bedeckungsgrad" wird als Synonym von *habitat abundance*, *percentage useable habitat* und *probability of habitat* angenommen. Die exakte Differenzierung bzw. Vergleich ist somit erschwert, besonders wenn es die Algorithmen der Generierung einer zufälligen Landschaft betrifft.

Die verwendeten Ausdehnungen von Untersuchungsgebieten variieren stark, so haben Malanson und Cramer (1999) Analysen auf 32×32 Pixel großen Landschaften durchgeführt, Pearson und Gardner (1997) haben eine 100×100 Pixel große Landschaft angewandt. Fortin *et al.* (2003) generierte 1000 64×64 Pixel große Landschaften. Dies widerspricht den von Gardner (1999) postulierten Regeln bei der Anwendung von NLMs, dass die Ausdehnung eine minimale Größe (100×100 Pixel) überschreiten muss, damit Grenzeffekte ausgeschlossen werden können. In dieser Untersuchung wurden diese Einflussfaktoren berücksichtigt, da für die modellierten Daten eine Kantenlänge von 1000 Pixeln genutzt und für die realen Landschaften eine Ausdehnung zwischen 500 - 800 Pixeln je nach Untersuchungsgebiet verwendet wurden. Des Weiteren postuliert Gardner (1999), dass die Auflösung und Ausdehnung des NLMs der realen Landschaft entsprechen muss und dass der Bedeckungsgrad bei Vergleichen berücksichtigt werden muss. Dies wurde in dieser Arbeit ansatzweise berücksichtigt, in fortführenden Arbeiten sollten jedoch die NLMs den beobachteten Landschaftsausschnitten exakt angeglichen wer-

den. Die Permutationen der NLM in den realen Landschaften von 10 000 wird als ausreichend für statistische Auswertungen angesehen (Pers. Kommunikation T. Hovestadt).

6.4.1 Modellierete Daten

Die modellierten Daten zeigen deutlich die Performanz der NLM Analysen unter festgelegten Veränderungen einiger Parameter, jedoch ist die Generierung einer naturnahen Landschaft schwerlich zu postulieren. Allerdings haben verschiedene Untersuchungen diese Annahme getroffen und NLMs als quasi natürliche Landschaften begriffen (Gardner *et al.*, 1987; Gardner und O’Neill, 1991; Gardner und Urban, 2007; Pearson und Gardner, 1997; Turner *et al.*, 2001b; With, 1997). Die hier untersuchte Performanz der NLMs ermöglicht es, die Vergleichbarkeit mit anderen NLM Programmen abzuschätzen und somit auch die Vergleichbarkeit der Resultate von NLMs in realen Landschaften zu beurteilen. Jedoch wäre die Verwendung von angepasster Nomenklatur zwischen den Programmen bzw. die Verwendung der selben Programmen wünschenswert, um Ergebnisse sicher vergleichen zu können. In dieser Untersuchung zeigten die Parameter Bedeckungsgrad und Agglomerationfaktor, dass ihre Modifikation signifikante Veränderungen der zufälligen Landschaft hervorruft und somit von Bedeutung bei der Analyse realer Mustern ist.

In dieser Arbeit wurden nur die Mittelwerte, Minimum und Maximum der einzelnen Indizes extrahiert. Jedoch stellt die mittlere Flächengröße unter Umständen einen schlechten Index dar, da die Verteilung der Daten häufig sehr asymmetrisch ist und somit der Mittelwert diese Verteilung schlecht beschreibt (Gardner und Urban, 2007). Die Verteilung der individuellen Patch-Index-Werte je Landschaft zeigt für alle Indizes (Größe, Distanz, SHAPE) eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung. Dies ist wahrscheinlich auf den Einfluss von 1-Pixel Patches zurückzuführen, der bei einer angewandten 8-Nachbarschaftsregel reduziert werden würde (O’Neill *et al.*, 1988). Die Verwendung von adäquaten Indizes, die die Verteilung berücksichtigen, wie die kumulative Frequenzverteilung (*cumulative frequency distribution* (cfd)) kann unter Umständen die Landschaft besser beschreiben, wenn ihre Werte von einer Normalverteilung abweichen (Gardner und Urban, 2007).

In dieser Untersuchung wurde eine Stichprobenanzahl von 100 für die jeweiligen Bedeckungsgrad- bzw. Agglomerationswerte und 10 000 Stichproben für die Untersuchung der Abweichung von einer realen Landschaft angewendet. Gardner (1999) postulierte, dass viele Iterationen für NLMs angewandt werden sollten, um verlässliche Informationen zu erhalten, gab jedoch keine Angaben, was die minimale Iterationsanzahl ist. Er betont weiterhin, dass eine Landschaft wahrscheinlich nie zufällig angeordnet ist, aber eine statistische Analyse dieses Sachverhalts sei besser als die reine Behauptung. Die hier angewandten Iterationen bedingen sich jedoch auch aus dem Prozessierungsaufwand, so ist je nach Ausdehnung des Untersuchungsgebiets und der räumlichen Auflösung, die Zeit zur Erstellung von NLMs erheblich. Es wurde versucht, ein Mittelweg zwischen zeitlichem Aufwand und statistischer Aussagekraft zu begehen.

Die Untersuchung von kritischen Schwellwerten ist ein wichtiges Anwendungsfeld für NLMs, da so räumliche Muster (z.B. Abbruch der Konnektivität) besser verstanden werden können (Pearson und Gardner, 1997). Jedoch konnten in dieser Untersuchung keine distinkten singulären Schwellwerte, die abhängig von Bedeckungsgrad und Agglomerationfaktor sind, erkannt werden.

Bedeckungsgrad

Die meisten Patches eines NLMs entstanden bei einem Bedeckungsgrad von ca. 30 % (Abb. 6.8c), da hier der Bedeckungsgrad hoch genug ist, um viele Patches zu generieren, jedoch nicht so hoch, dass generierte Patches zu einem großen Patch fusionieren. Der hier gefundene Wert stimmt mit den Ergebnissen von Gardner *et al.* (1987) überein. Jedoch ergaben Analysen von Fortin *et al.* (2003) eine bimodale Verteilung. Dies macht deutlich, dass die Anwendung unterschiedlicher Algorithmen einen großen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Die Größe der Patches steigt erwartungsgemäß mit höherem Bedeckungsgrad an, da Flächen gezwungenermaßen fusionieren und somit eine größere Fläche bilden. Die Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn sinkt mit ansteigendem Bedeckungsgrad, jedoch könnte aufgrund der hohen Patchanzahl bei 30 % hier auch ein Minimum erwartet werden, da mehr Patches auf der gleichen Fläche zu finden sind. Dieser Effekt wird durch die ansteigende Größe unter Umständen maskiert, da dies zu geringeren Abständen zwischen großen Patches und zu einem Minimum bei 90 % führt. Jedoch ist auch deutlich zu erkennen, dass bei 30 % Bedeckungsgrad der Median sinkt, aber das obere Quartil den Wert von 20 % erreicht (Abb. 6.8). Turner *et al.* (2001b) fanden, dass die Variation des Bedeckungsgrads signifikante Unterschiede erzeugt und dass ein Schwellenwert des Bedeckungsgrads (ca. 60 %) existiert, der große Veränderung der Konnektivität hervorruft. Wenn Landschaften einen höheren Bedeckungsgrad inne hatten, fanden Turner *et al.* (2001b) große verbundene Patches mit einer geringen Variabilität zwischen den Patches. Dieser Effekt konnte mit der hier verwendeten Distanz zum 1. Nächsten Nachbarn nicht festgestellt werden. Hier unterscheiden sich alle ENN Werte je Bedeckungsgrad signifikant und es konnte kein singulärer Schwellenwert erkannt werden. Das Ergebnis der Flächenanalyse ähnelt dem der Distanz, nur mit einer gegenläufigen Tendenz bei Anstieg des Bedeckungsgrads. Die Ergebnisse des SHAPE-Index und der Anzahl der generierten Patches zeigten Schwellenwerte, jedoch sind diese über das gesamte Spektrum der Bedeckungsgrade verteilt. Alle Werte weisen signifikante Unterschiede von 10 % auf 20 % und 80 % auf 90 % Bedeckungsgrad auf. Die Agglomeration von komplexeren Formen (SHAPE-Index) weist eine rechtsschiefe Verteilung im Bedeckungsgradbereich auf, dies kann ihre Ursache in der Generierung von vielen 1-Pixel großen Patches im unteren Bereich haben, die die kompaktste Form besitzen. Dieser Effekt wird mit steigendem Bedeckungsgrad und größer werdenden Patches nihilisiert. Bei hohen Bedeckungsgraden müssen sich die generierten Formen wiederum der Form des rechteckigen Ausschnittes anpassen, was zu einer kompakteren Form führt.

Implikationen für reale Landschaftsmuster Openshaw (2005) postuliert, dass bei der aktuellen Entwicklung die Nachfrage nach landwirtschaftlich nutzbarer Fläche bis zum Jahr 2025 um 75 % steigen und dies zu Lasten von Waldgebieten erfolgen wird. Nach den hier gefundenen Mustern bedeutet dies, dass die Anzahl von Fragmenten steigen wird, wobei deren Größe sinkt. Auch verringert sich die Konnektivität der Patches, die kompakter werden, bei steigendem Flächenbedarf der Agrikultur und somit sinkendem Bedeckungsgrad von Waldgebieten. Diese Entwicklung hat somit eine höhere Fragmentierung der Waldgebiete zur Folge, was sich auf verschiedene ökologische Aspekte auswirken wird (Laurance, 1999; Laurance und Williamson, 2001; Fahrig, 2003). Somit können weitreichende Implikationen der Landschaftsveränderung aufgrund von anthropogenem Druck mit Hilfe dieser Methodik antizipiert werden, wobei weitere Einflussfaktoren, wie Bevölkerungsentwicklung oder technischer Fortschritt berücksichtigt werden müssen. Die Verwendung von NLMs kann theoretische Veränderungen der Landschaftsmuster unter verschiedenen Szenarien vorhersagen und liefert dadurch wichtige Infor-

mationen für z. B. Naturschutzplanung oder Vorhersagen von Veränderungen in Metapopulationen.

Agglomerationsfaktor

Fortin *et al.* (2003) konnte zeigen, dass ein höherer räumlicher Autokorrelationskoeffizient eine Dämpfung der Amplitude von der Anzahl generierter Patches zur Folge hat. In dieser Arbeit wurde keine ähnliche Untersuchung durchgeführt, da bei der Analyse des Agglomerationfaktors der Bedeckungsgrad je Agglomerationfaktor konstant gehalten wurde. In weiterführenden Untersuchungen könnten Veränderungen von Indizes bei sukzessiver Veränderungen eines Parameters bei gleichzeitiger Auswahl nur eines Werts des jeweils anderen Parameters untersucht werden. Es kann eine positive Auswirkung des Agglomerationsfaktors auf die Fläche der generierten Patches postuliert werden. Ein erhöhter Agglomerationswert führt zu größeren Flächen. Dies ist auch für die Distanz zu postulieren. Der erhöhte Agglomerationsfaktor reduziert 1-Pixel bzw. sehr kleine Flächen, was zu einem Anstieg der Flächengröße führt. Durch die Abnahme der Anzahl von Flächen, entfallen kurze Distanzen zum nächsten Nachbarn. Weitere Untersuchungen könnten die Summe der Distanzen zu allen Patches oder die Fläche des 1. Nächsten Nachbarn betrachten, um weitere Rückschlüsse auf die gefundenen Muster ziehen zu können. Bei der Interaktion des SHAPE-Index mit dem Agglomerationsfaktor ergeben sich signifikante Unterschiede zwischen benachbarten Werten. Jedoch kein klarer Trend zu komplexeren Formen mit ansteigendem oder sinkendem Agglomerationfaktor. Hohe und niedrige Agglomerationswerte erzeugen höhere SHAPE-Index Werte.

Da alle Werte des 1. ENN signifikante Unterschiede aufweisen, können keine Aussagen gemacht werden, ab welchem Agglomerationswert die Konnektivität sinkt. Da dieses Muster auch bei der Analyse des Bedeckungsgrads auftritt, kann postuliert werden, dass 10 %-ige Unterschiede signifikante Differenzen in der Konnektivität zur Folge haben. Wenn man die Analyse des Agglomerationfaktors bei unterschiedlichen Bedeckungsgraden anwendet, könnte der Aspekt untersucht werden, ab wann eine Landschaft bei gleichbleibendem Bedeckungsgrad oder Agglomerationfaktor als fragmentiert gilt. So erlauben NLMs Rückschlüsse auf Grenzwerte der Konnektivität, bei denen die Landschaft fragmentiert wird (With, 1997).

6.4.2 Reale Daten

Die Ergebnisse der Unterschiede zwischen beobachteten und zufälligen Landschaftsmuster zeigten differierende Resultate je nach Index und Untersuchungsgebiet. Teilweise bestätigt sich die Nullhypothese, dass das beobachtete Muster sich nicht von einem zufälligen unterscheidet, was sich mit Ergebnissen von Gardner *et al.* (1987) deckt. Gardner postulierte dagegen 1999, dass eine Landschaft wahrscheinlich nie zufällig angeordnet ist. Wobei dies nicht bedeutet, dass reale Landschaften durch einfache zufällige Prozesse determiniert wurden, sondern dass Prozesse wie Störungsregime oder Umweltgradienten untersucht werden müssen, die als Determinanten dienen könnten (Gardner und Urban, 2007).

Die Ergebnisse der Untersuchung von Unterschieden eines realen Landschaftsmusters und eines durch NLMs erzeugten Musters differieren je nach Untersuchungsgebiet und verwendeten Index. Somit kann postuliert werden, dass die Auswahl des Untersuchungsgebiets die Ergebnisse verändert und dadurch einen wichtigen Einflussfaktor darstellt.

Gardner und Urban (2007) haben Wasser und urbane Räume im NLM-Algorithmus als Begrenzungsszenarium verwendet (*Masked Constraint Algorithmus (MCA)*) und auf reale Daten angewandt.

Die NLMs ($n=12$) überschätzten die Anzahl von Patches und unterschätzten die Größe. Das MCA-NLM, welches in Gardner und Urbans Untersuchung eine Stichprobengröße von 12 aufwies, zeigte eine bessere Übereinstimmung mit den realen Landschaften, jedoch gab es auch hier Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten. Das grundsätzliche Ergebnis, dass Begrenzungsszenarien mit einem beobachteten Muster eher kongruent sind, konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht postuliert werden, NLMs ohne Begrenzungsszenarien zeigten beim SHAPE-Index und der Distanz zum 1. ENN auch keine Unterschiede zu den beobachteten Mustern.

Nach Wagner und Fortin (2005) sind die meisten räumlichen Prozesse stochastisch, wodurch eine hohe Stichprobe nötig ist, um den zugrunde liegenden Prozess zu definieren. Auch Gardner (1999) postulierte, dass viele Iterationen für NLMs angewandt werden sollten, um eine statistische Aussage treffen zu können. In dieser Untersuchung der realen Landschaftsmuster wurde eine Stichprobe von 10 000 für die Untersuchung der Abweichung einer beobachteten von einer zufälligen Verteilung angewandt und als ausreichend hohe Stichprobe angenommen.

Beobachtete Landschaftsmuster Trotz eines visuell stark differierenden Eindrucks unterscheiden sich die Muster der Waldfragmente in Ghana und der Elfenbeinküste bezüglich ihrer räumlichen Attribute nur in einigen Punkten. Die Komplexität der Fragmente ist vergleichbar, sowie der Mittelwert der Distanz zum 1. ENN. Unterschiede finden sich in dem Flächenmittelwert, der in der Elfenbeinküste um das ca. 4-fache höher liegt. Dies ist durch die Existenz des *Parc National de Taï* (PNT) zu erklären, der mit den angrenzenden Waldgebieten ca. 70 % des Waldgebiets einnimmt, wogegen das Untersuchungsgebiet in Ghana eine relativ geringe Variabilität des Flächenmittelwerts aufweist. Die maximale Distanz, die in Ghana knapp das Doppelte von der in der Elfenbeinküste beträgt, zeigt, dass die Waldfragmente in der Elfenbeinküste alle nah beieinander liegen. Hierbei muss jedoch bedacht werden, dass man die mittlere Distanz zum 1. euklidischen Nächsten Nachbarn betrachtet, des Weiteren, dass einzelne Fragmente in Ghana höher isoliert sind und somit die Statistik der Distanz auf Landschaftsebene höher ausfällt. Somit kann postuliert werden, dass die Waldfragmente in der Elfenbeinküste größer und insgesamt näher beieinander liegen, sofern man die Maximaldistanz zum 1. ENN betrachtet.

Konfiguration von Waldfragmenten in Ghana Der Vergleich von zufälligen Mustern mit den beobachteten Mustern in Ghana zeigt bezüglich der Patchgröße signifikante Abweichungen von einem zufälligen Modell. Somit kann postuliert werden, dass die beobachtete Verteilung der Fragmentgröße nicht zufällig ist, sondern von externen Faktoren bestimmt wurde. Jedoch zeigen auch die meisten Begrenzungsszenarien, außer FP_{50} signifikante Unterschiede in der Patchgröße. Die Übereinstimmung des *Footprint* Wertes oberhalb von 50 als Begrenzungsszenarium zeigt, dass ein moderater anthropogener Einfluss die gefundenen Muster erklären kann. Da die Modellergebnisse eines zufälligen NLMs größere Patchflächengrößen als die gefundenen ergeben und der Einfluss von niedrigeren *Footprint* Werten in wesentlich kleineren Patchgrößen resultiert, kann damit gerechnet werden, dass steigender anthropogener Druck die real existierenden Patchgrößen weiterhin dezimiert. Jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass andere Faktoren, die nicht untersucht wurden, auch einen Einfluss auf diese Muster haben.

Bei den Patchindizes SHAPE und Distanz zum 1. Nachbarn weicht die reale Landschaft nicht von einem zufälligen Modell ab. Jedoch weisen auch einige Begrenzungsszenarien keinen Unterschied auf. Mittlere *Footprint* Werte (30 und 40), sowie *Urban–Wasser* weisen keinen signifikanten Unterschied

von ENN und SHAPE zum realen Muster auf. Werden jedoch die Graphiken der Distanz zum 1. ENN betrachtet, so ist ein Trend der Übereinstimmung des beobachteten Werts für die Distanz mit *Urban–Wasser* und FP_{30} zu erkennen. Auf die Existenz eines Einflusses von Faktoren auf die realen Distanzen wird durch die hohe Abweichung der Distanz des zufälligen Modells hingedeutet, das neben FP_{20} die höchsten Distanzen aufweist. Alle anderen Begrenzungsszenarien resultieren in geringeren Distanzen und sind somit dem beobachteten Muster ähnlicher. Unter bestimmten Szenarien erfolgt eine Abnahme der Distanzen, erst bei der Annahme von starkem anthropogenem Einfluss steigt die Distanz wieder stark an. Die hier gefundenen Ergebnisse können für die Prognostizierung einer Tendenz zur Abnahme der Distanzen bei stärkerem anthropogenem Druck bzw. sprunghaftem Anstieg bei extrem erhöhtem Druck verwendet werden.

Insgesamt können komplett zufällige Prozesse und anthropogen induzierte Prozesse postuliert werden, die als Determinanten des beobachteten Muster der Patchkomplexität und Distanz agieren. Die Verwendung unterschiedlicher Ausschnitte, Zeitpunkte und Indizes könnten andere Ergebnisse liefern, welche Faktoren determinierend für das beobachtete Muster sind.

Die Entwicklung von erhöhtem Druck durch anthropogene Faktoren zeigt eine Verringerung der Waldfragmentgröße, sowie kompaktere und isoliertere Patches. Diese Muster können prognostiziert werden, soweit man die Fehlermarge der *Footprint* Werte und die Schwächen der genutzten Indizes, wie z.B. die Distanz zum 1. euklidischen Nächsten Nachbarn berücksichtigt. Eine Distanzanalyse zu allen umgebenden Nachbarn oder eine basierend auf ökologischen Kosten würde unter Umständen zu abweichenden Ergebnissen führen.

Konfiguration von Waldfragmenten in der Elfenbeinküste Für das Gebiet in der Elfenbeinküste weicht das beobachtete Muster der Größe von Patches signifikant von einem zufälligen Modell ab, wie auch alle Begrenzungsszenarien außer *Urban–Wasser*. So lässt sich die Flächengröße nicht anhand einer zufälligen Anordnung erklären, nur die Hinzunahme von urbanem Raum und Wasser führt zu keinen signifikant unterschiedlichen Ergebnissen. Betrachtet man den Maximalwert der Fläche je Landschaft, hier der Taï Nationalpark, erkennt man, dass die modellierten Werte grundsätzlich wesentlich geringere Fragmentgrößen vorhersagen. Somit lässt sich der größte Patch in diesem Untersuchungsgebiet, der Taï Nationalpark, nicht über zufällige oder die hier genutzten anthropogenen Einflussfaktoren erklären. Andere Faktoren als die hier verwendeten müssen die Größe des Nationalparks determiniert haben. Dies können politische (Parkausweisung/-management) oder edaphische Prozesse sein.

Für die Indizes SHAPE und die Distanz zum 1. ENN ergaben sich ähnliche Ergebnisse wie für das Untersuchungsgebiet in Ghana. Es zeigte sich keine Abweichung von einer zufälligen Landschaft. Allerdings zeigen verschiedene Begrenzungsszenarien auch keine signifikante Abweichung von dem beobachteten Muster, wodurch nicht postuliert werden kann, ob diese Faktoren das vorhandene Muster beeinflussen. Auch die Maximalwerte zeigen keine Abweichung von einer zufälligen Verteilung. Somit sind die Distanzen zum 1. Nächsten Nachbarn (Mittelwert, Maximum), sowie die Werte des SHAPE-Index in der realen Landschaft zufällig angeordnet, können jedoch auch durch verschiedene Faktoren determiniert sein. Stochastische Prozesse, die räumlich vorliegen, können dieses Muster erzeugt haben oder die verwendeten Indizes sind inadäquat, um Ergebnisse von den hier zugrunde liegenden Prozessen wiederzugeben. So würde eine Analyse der Distanz zum 2. oder 3. ENN oder eine Analyse der omnidirektionalen Isolation wahrscheinlich zu anderen Ergebnissen führen.

Der Aussage von Gardner (1999), dass eine reale Landschaft wahrscheinlich nie zufällig angeordnet ist, wird in dieser Untersuchung bezüglich der Distanz und des SHAPE-Index widersprochen. Die Ergebnisse der Patchgröße bestätigen jedoch die Aussage von Gardner (1999), dass die Größe nicht zufällig ist.

Datengrundlage Die verwendete Landoberflächenklassifikation ist zur Untersuchung von Mustern in der Landschaft ein entscheidender Faktor. Globale Klassifikationen auf der Basis von fernerkundlichen Daten differieren durch die von ihnen genutzten Sensoren, was unterschiedliche räumliche und spektrale Auflösungen zur Folge hat, und dem zugrunde liegendem Klassifikationsschema (Herold *et al.*, 2008). Die Verwendung eines anderen Datensatzes als GLC2000 (European Commission, 2003) würde mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem anderen Ergebnis führen. Bei der Verwendung eines höher aufgelösten Datensatz, wie des GLC2000 Nachfolgers GLOBCOVER (2008), der eine 300m globale Landoberflächenklassifikation basierend auf MERIS für das Jahr 2005 liefern soll, werden auch kleinere Fragmente dargestellt und somit unter Umständen die Ergebnisse verändert.

Die Muster der NLMs unter verschiedenen Szenarien von Bedeckungsgrad und Agglomerationsfaktor, die unter Umständen auf die 1-Pixel Problematik zurückzuführen sind, sind im GLC2000 Datensatz (European Commission, 2003) nicht vorhanden, da kleine Flächen ausgeschlossen wurden (pers. Komm. S. Fritz (2007)). Somit stellt sich grundsätzlich die Frage, ob die Analyse von NLMs, die eine zufällige Landschaft generieren, mit einer Klassifikation, deren kleine Patches entfernt wurden, verglichen werden kann. MODIS Klassifikationen, wie in Kapitel 4 erläutert, liefern diesen Effekt, jedoch ist hierbei wiederum die Abgrenzung von distinkten Patches problematisch, da häufig keine homogenen Flächen klassifiziert wurden.

Die Auswahl der Faktoren für die Begrenzungsszenarien ist entscheidend, wie in den Ergebnissen zu sehen ist. Nach Wagner und Fortin (2005) können beobachtete Muster selten einem Prozess zugeordnet werden, da Prozesse, die heterogene Landschaften determinieren, oft parallel auftreten, interagieren oder aufeinander aufbauen. Demnach müssen für weiterführende Analysen andere Einflussfaktoren integriert und Interaktionen zwischen verschiedenen Faktoren, die reale Landschaftsmuster determinieren, in Betracht gezogen werden. Weitere Entwicklungen von NLM-Modellen sollten die Option von automatischer Variablenauswahl integrieren bzw. auch Interaktionsterme (Crawley, 2007a) für Begrenzungsszenarien enthalten, so dass verschiedene Szenarien miteinander verbunden werden und deren Performanz überprüft wird.

Die hier genutzten Begrenzungsszenarien auf der Basis von urbanen Gebieten und Wasser (GLC2000) oder den *Footprint* Informationen (Sanderson *et al.*, 2002) geben natürlicherweise nur einen begrenzten Bereich der potentiellen Einflussfaktoren wieder. Die Hinzunahme weiterer oder anderer Faktoren, wie Niederschlagsregime (Los *et al.*, 2006) oder die Distanz zu Straßen, könnte genauere Ergebnisse liefern. Für weiterführende Untersuchungen in Feucht- oder Trockensavannen müssen Faktoren, wie das Niederschlagsregime miteinbezogen werden (Vanacker *et al.*, 2005).

Des Weiteren muss beachtet werden, dass räumliche Datensätze, wie der *Footprint* Datensatz oder die Distanz zu Straßen in Afrika nur bedingte Aussagekraft besitzen, da die Infrastruktur in diesen Regionen nur ungenügend erfasst ist. So sind kleinere Straßen und Pfade nicht berücksichtigt, was jedoch besonders in Afrika einen großen Einfluss auf Holzeinschlag und Jagd inne hat (Laurance *et al.*, 2006; Shorrocks, 2007). Andere Produkte, wie der *stable lights* Datensatz von Elvidge *et al.* (2001) sind aufgrund der mangelhaften Stromversorgung Westafrikas nur bedingt nutzbar, so wird der Großteil von

Dörfern damit nicht erfasst. Nichtsdestotrotz sind die grundlegenden Muster des *Footprint, stable lights* Produkts oder der Infrastruktur aufschlussreich und spiegeln die stärksten Einflüsse wieder. Weitere räumliche Informationen wie edaphische Daten sind für die Vegetationsmuster relevant, allerdings sind derartige Daten nicht flächendeckend oder zu grob aufgelöst (0.5 Grad) vorhanden (FAO, 1991).

Nach With und King (1997) die Übereinstimmung eines NLM Ergebnisses mit beobachteten Mustern kein Beweis für die Validität des NLM. Des Weiteren ist die Aussparung eines Faktors nicht unbedingt ein Beweis, dass dieser für die Muster verantwortlich ist. Weitere Untersuchungen müssen durchgeführt werden, um die Rolle des ausgesparten Parameters zu klären.

Somit kann die Frage, ob die Regenwaldfragmente aufgrund von ökonomischen Interessen als Naturschutzgebiete ausgewiesen wurden oder zufällig durch edaphische, klimatische oder anthropogene Einflüsse determiniert wurden, nicht endgültig geklärt werden, da die dazu benötigten Informationen nicht in ausreichender Form vorliegen.

6.4.3 Modellierete versus reale Landschaften

Durch den Vergleich der korrespondierenden prozentualen Bedeckungsgrade in der Elfenbeinküste und Ghana mit den Ergebnissen der modellierten Landschaften kann nur noch eine Verkleinerung der Fragmente bei parallel verlaufendem Isolationanstieg prognostiziert werden. Die hohen modellierten Fragmentanzahlen und geringe Isolation bei ca. 30-40 % Bedeckungsgrad haben womöglich in den letzten Jahrzehnten zu einer falschen Einschätzung des Zustand von Waldgebieten geführt. Auch zeigen die modellierten Daten, dass hoch komplexe Formen bei höheren Bedeckungsgraden entstehen und somit womöglich nicht ein Zeichen für eine starke Habitatzerstörung darstellen.

Allerdings muss beachtet werden, dass die Ergebnisse eines NLMs nicht direkt auf eine reale Landschaft übertragen werden können, z.B. im Kontext von Ausweisungen neuer Naturschutzgebiete. So kann eine optimale Konnektivität bei einem NLM-optimalen Bedeckungsgrad nicht direkt auf die reale Landschaft angewandt werden (With und King, 1997). Jedoch wird die Evaluierung der Anordnung des Schutzgebietes zwecks verbesserter Konnektivität durch NLM Resultate als adäquat angesehen. Des Weiteren sind ökologische Systeme resilienter gegenüber Habitatdestruktion, als NLMs vorhergesagt haben, allerdings kann es auch eine verzögerte Reaktion anzeigen (With und King, 1997). Negative Effekte der Patchgröße oder Isolation (Distanz zum ENN) auf die untersuchte Art könnten erst ab einem Bedeckungsgrad unterhalb von 10-30 % zu Tage treten (Andrén, 1994). Für sehr mobile Arten können Auswirkungen unter Umständen nur in sehr fragmentierten Landschaften auftreten. In hoch fragmentierten Landschaften ist die Konfiguration der Patches wichtig, da die weitere Abnahme zu einem exponentiellen Anstieg der Distanz führen kann.

Bei diesen geringen Bedeckungsgraden der realen Landschaften müssen die Ergebnisse der modellierten Landschaften im unteren Bereich mit einer höheren Auflösung des Bedeckungsgrads wiederholt werden, um weitere Aussagen treffen zu können, da sie nur in Zehnerschritten durchgeführt wurden und für die beobachteten Muster 1 % Schritte von 1-20 adäquater wären.

Ein Unterschied zwischen zufälligen und realen Landschaften, der einen großen Effekt auf die Ergebnisse hat, ist das Vorhandensein von Flächen außerhalb des Untersuchungsgebiets, die nur bei den realen Landschaften zu finden sind. Dieser Effekt von Landschaftsgrenzen (McGarigal *et al.*, 2007), kann die Ergebnisse von NLMs und realen Daten beeinflussen, jedoch kann die Magnitude nicht eruiert werden, da nicht bekannt ist, wieviele und wie angeordnete Patches außerhalb des analysierten Untersuchungsgebiets liegen. Außerdem sind die Landschaftsmuster in einer feineren Auflösung nicht

bekannt (Wiens und Milne, 1989), welches eine weitere Fehlerquelle darstellt.

Neel *et al.* (2004) und Tischendorf *et al.* (2003) postulierten, dass die Verbindung zwischen Indizes, die Muster beschreiben und muster-generierenden Prozessen nicht optimal ist. So sind populäre und intuitive Indizes wie Flächenmittelwert keine effektiven Indikatoren, da die Verteilung von Patchgrößen asymmetrisch ist und somit der Mittelwert die Verteilung schlecht wiedergibt (Gardner und Urban, 2007).

6.4.4 Ausblick

Die hier durchgeführten Analysen haben gezeigt, dass Szenarien von höherem anthropogenem Druck in kleineren Fragmentgrößen resultieren, was den Mittelwert und Maximalwert betrifft. Jedoch zeigt sich ein Minimum bei mittlerem Einfluss und für sehr hohe Werte wieder größere Patchflächen, was auf den Verlust von kleinen Gebieten zurückzuführen ist. Auch die Distanz steigt bei hohem anthropogenem Einfluss, wogegen die kompaktesten Fragmente bei mittleren *Footprint* Werten zu finden sind. Dies kann als Prognose genutzt werden, um die Veränderung der Landschaftsmuster bei steigendem anthropogenem Druck vorherzusagen. Waldfragmente werden kleiner und verlieren ihre Konnektivität, wobei ihre Form noch komplexer wird.

Allerdings weist die Analyse von realen Landschaftsmustern mit NLMs Limitierungen auf, wenn z.B. lineare Gebilde wie Galeriewälder oder Mangroven permutiert werden sollen. Derartige Gebilde können NLMs bisher nicht wiedergeben (Neel *et al.*, 2004). Hier könnten andere Algorithmen für fraktale Landschaften implementiert werden, um deren Verteilungsmuster zu analysieren. Jager und King (2004) zeigten des Weiteren zukünftige Entwicklung auf, wie die Bewahrung der Patch-Größe Verteilung der beobachteten Landschaft im NLM, sowie die Option, dass kleine Patches von größeren umschlossen sind, um realistischere NLMs erzeugen zu können. Die Anwendung von NLMs beschränkt sich nicht nur auf die Überprüfung der Abweichung eines beobachteten Musters von einem zufälligen, sondern lässt sich auch auf andere Gebiete ausweiten. With (1997) betont, dass die Kopplung von Metapopulationsmodellen und NLMs die Möglichkeit einer Vorhersage von Populationen in fragmentierten Landschaften ermöglicht. Joppa *et al.* (2008) nutzten NLMs zur Evaluierung von geschützten Gebieten, wobei Fortin *et al.* (2003) betonten, dass Skepsis gegenüber stochastischen Modellen in der Landschaftsökologie besteht, diese Modelle sich aber langsam etablieren.

Weitere Entwicklung von Programmen, die NLM erzeugen, wie der Nachfolger von *RULE* (Gardner, 1999) *Qrule* (Gardner und Urban, 2007; Gardner, 2007) implementieren verschiedene statistische Methoden zur Analyse der Ergebnisse. Auch Saura und Martínez-Millán (2000) haben eine Erweiterung von allgemein genutzten NLMs vorgeschlagen, die realistischere Landschaften generieren, indem MRC (*modified random cluster*) Simulationen angewandt werden.

Ob die Ergebnisse zwischen unterschiedlichen Untersuchungen vergleichbar sind, ist abhängig von der Übereinstimmung von Algorithmen. Dies ist ein kritischer Punkt, da unterschiedliche Nomenklaturen oder Algorithmen zu Verwirrung führen können. Durch die Lizenzierung der hier genutzten Module unter einer OpenSource Lizenz¹ und der Implementierung im freien GIS GRASS (GRASS Development Team, 2008) wird es möglich sein, diese Module ohne Einschränkungen zu nutzen und die genutzten Algorithmen einzusehen und weiterzuentwickeln, wie es auch der Fall bei *Qrule* (Gardner und Urban, 2007) ist.

¹<http://www.opensource.org/licenses>

Grundsätzlich bietet die hier angewendete Methodik eine Möglichkeit zur Evaluierung von Naturschutzkonzepten oder zur Vorhersage von Populationsgrößen bei sich verändernden Rahmenbedingungen. Die in dieser Arbeit erstellten Analysefunktionen können schnell, robust und einfach Einflussfaktoren von Landschaftsmustern eingrenzen, sowie potentielle Veränderungen von Landschaftsmustern vorhersagen, was in einer sich ändernden Umwelt aufgrund von Klimawandel und stetigem anthropogenen Druck eine hohe Relevanz für den Erhalt von Biodiversität besitzt.

Kapitel 7

Skalenverhalten von räumlichen Indizes

7.1 Einleitung

Unterschiedliche Prozesse inserieren auf verschiedenen Skalen, so sind klimatische Phänomene auf einer räumlichen Auflösung von 10-100 km zu finden, während Prozesse im Kontext von Landnutzung oder Vegetationmuster bei einer Auflösung von 10-100 m zu finden sind (Meentemeyer, 1989). Hierbei spielt die temporale Auflösung auch eine Rolle, auf welche jedoch in dieser Untersuchung nicht detailliert eingegangen wird. Die Untersuchung von Skalenverhalten ist von Interesse, da sie den Übertrag von Ergebnissen aus kleinräumigen Analysen auf größere Räume erlaubt (Urban, 2005). Die Untersuchungen von Landschaftsmustern in der vorliegenden Arbeit basieren auf fernerkundlichen Daten, welche in verschiedenen räumlichen Auflösungen und Ausdehnungen verfügbar sind. Von diesen technischen Faktoren sind die beobachtbaren Muster eines Landschaftsmosaiks verschiedener Landoberflächentypen abhängig (Turner *et al.*, 1989a,b; Wiens und Milne, 1989).

Der Begriff der Skala definiert verschiedene Faktoren, die im Kontext der Landschaftsanalyse bzw. Satellitendatenanalyse wichtige Einflüsse haben. Jedoch ist dieser Begriff nicht eindeutig definiert und wird synonym für räumliche Auflösung oder Ausdehnung genutzt (Dungan *et al.*, 2002), weshalb eine Begriffsbestimmung angebracht erscheint. Eine Unterteilung der Definition der Skala nach Wu (2007) bezüglich Dimension, Arten und Komponenten, ist in Tabelle 7.1 dargestellt, wobei in jeder Dimension alle Arten und Komponente auftauchen können. Außer bei der intrinsischen Skala, werden die Arten und Komponenten vom Bearbeiter festgelegt (Wu, 2007). Die intrinsische Skala ist die zu beobachtende und die Observations- bzw. Analyseskala muss mit dieser in Einklang gebracht werden. Im Folgenden wird nur auf die Komponente der räumlichen Auflösung eingegangen, die definiert wird als das kleinste Maß, bei dem ein Sensor zwei Objekte differenzieren kann (Jensen, 2000). Um zwei Objekte unterscheiden zu können muss nach Jensen (2000) die räumliche Auflösung weniger als die Hälfte der kleinsten Kantenlänge des zu untersuchenden Objekts betragen. Des Weiteren verändert sich bei den meisten Daten mit der räumlichen Auflösung auch die Ausdehnung des zu untersuchenden Gebiets, da die Datengröße die Verarbeitung der Daten limitiert, so ist bei gleicher Datengröße ein potentiell zu analysierendes Gebiet von z.B. MODIS größer als eines von Quickbird.

Die Gründe für die Nutzung einer definierten räumlichen Auflösung wird meist durch das Vorhandensein von räumlichen Daten erklärt und seltener aufgrund vorheriger Hypothesen auf welcher Auflösung der zu untersuchende Prozess stattfindet (McGarigal *et al.*, 2007). Shorrocks (2007) postuliert, dass jede Skala auf einer anthropogenen Perzeption basiert und z.B. Pflanzen oder Tiergemeinschaften

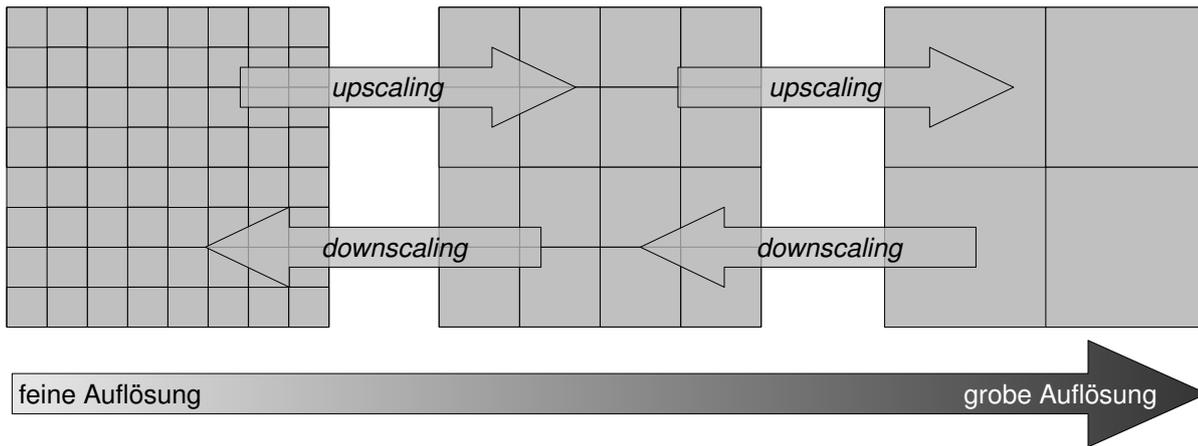


Abbildung 7.1: **Definition von up- und downscaling**, sowie den Auflösungs Begriffen (adaptiert von Liang (2004)).

keine Skala aufweisen. Aufgrund dieser Probleme ist die Auswahl der Auflösung als teilweise willkürlich (Meentemeyer, 1989) bzw. als abhängig von individuellen Kriterien (Turner *et al.*, 1989a) bezeichnet worden. Allerdings ist die Skala der durchgeführten Analyse in der Untersuchungen einer Landschaft ein fundamentaler Faktor, da sich ihre Eigenschaften in der zeitlichen Dimension ändern und räumlich selten homogen vorliegen (Wu, 2007). Die Analyse der räumlichen Skala ist seit langem im Interesse der ökologischen (Gardner *et al.*, 1989; Turner *et al.*, 1989a; Urban, 2005; Wu und Qi, 2000; Wu und Li, 2006) und geographischen bzw. fernerkundlichen (Atkinson, 2000; Meentemeyer, 1989) Forschung (Wu und Li, 2006). Somit wird die Auflösung und Ausdehnung durch die zur Verfügung stehenden Satellitendaten determiniert, die unter Umständen nicht mit der Fragestellung korrespondieren, wodurch eine Analyse der Skalenabhängigkeit von detektierten Mustern notwendig wird.

Das Verfahren der Reskalierung (*rescaling*) macht den Übertrag von Informationen zwischen verschiedenen Auflösungen möglich, wobei zwischen *up-* und *downscaling* unterschieden wird. *Upscaling* wird als Aggregation von Informationen einer geringen Auflösung auf eine grobere Auflösung verstanden, das Gegenteil wird als *downscaling* bezeichnet (Abb. 7.1) (Urban, 2005). Die Bedeutung von Reskalierungsmethoden in der Landschaftsanalyse findet sich jedoch nur bei hoher Heterogenität der Landschaft, ohne die die Skalenproblematik keine Bedeutung hätte, da die Reskalierung einer homogenen Landschaft problemlos ist (Liang, 2004; Wu, 2007). Die Heterogenität der Landschaft setzt sich aus der räumlichen Konfiguration von diskreten Mustern oder Gradienten von Landschaftseinheiten zusammen und ist eine essentielle Eigenheit aller Systeme (Wu, 2007). Wenn ein Faktor insensitiv auf die untersuchte Skala ist, so z.B. bei einer geschlossenen homogenen Kronendecke, können Ergebnisse auf einer feinen Skala ohne Probleme auf eine gröbere Skala übertragen werden, jedoch ist diese Schlussfolgerung nicht reziprok anzuwenden (Gardner *et al.*, 1989). Der Übertrag der Informationen von räumlicher Konfiguration auf andere Skalen, in heterogenen Landschaften, ist eine Herausforderung, da nicht-lineare Zusammenhänge und Rückkopplungseffekte existieren (Atkinson, 2000; Wu, 2007). Räumliche Indizes, deren Ergebnisse übertragen werden können, sind bei Multiskalenuntersuchung von Interesse (Saura, 2004) und erschließen die Anwendung auf aktuelle Probleme, wie der Deforestation (Garcia-Gigorro und Saura, 2005).

Tabelle 7.1: **Skalendefinitionen.** Definitionen des Begriffes Skala unterteilt nach Dimension, Art und Komponente (verändert nach Turner *et al.* (1989a); Wu und Li (2006) und Wu (2007)).

Dimensionen	
Zeit	Die zeitliche Dimension erlaubt die Differenzierung von Ereignissen, die kurzfristig oder oft auftreten, von Ereignissen, die langfristig auftreten oder unregelmäßig auftreten.
Raum	Die räumliche Dimension diskriminiert kleine und große Einheiten, sowie deren räumliche Konfiguration.
Arten	
Skala (allg.)	Räumlich oder zeitlich, durch Auflösung und Ausdehnung charakterisiert
Intrinsische Skala ^a	Skala auf der die Prozesse ablaufen.
Observations-Skala	Skala auf der die Observationen durchgeführt werden
Analyse/Model. Skala	Skala auf der ein Model/Analyse durchgeführt wird.
Komponenten	
Auflösung	Genaueste Ebene der räumlichen oder zeitlichen Auflösung eines Musters oder eines Datensatzes.
Ausdehnung	Räumliche oder zeitliche Ausdehnung einer Untersuchung, äquivalent zu einem Untersuchungsgebiet/-zeitraum.

^a Vom Objekt resultierende Skala, Ggs. zu extrinsisch, von außen determiniert.

Stand der Forschung

Die Untersuchung des Verhaltens von Indizes über unterschiedliche Skalen ist für die Vorhersage der Verlässlichkeit von Ergebnissen notwendig. O'Neill *et al.* (1999) postulierten, dass Landschaftsmuster sensitiv gegenüber der Auflösung sind, besonders wenn es extreme Unterschiede gibt, wie bei 10 m zu 10000 m, da sich hier die Muster größtenteils ändern. Die Unterschiede bei kleinen Auflösungs-differenzen (10-100 m) bzw. Auflösungen, die mit mittel- und hochaufgelösten fernerkundlichen Daten korrespondieren, sind teilweise insensitiv gegenüber der Auflösung, wobei die Ergebnisse hierbei abhängig von den Mustern und verwendeten Indizes sind (O'Neill *et al.*, 1999; Wickham und Riitters, 1995). Die Vorhersage des Skalenverhaltens macht die Identifikation von Prozessen, die das Verhalten bestimmen, nötig (Turner *et al.*, 1989a).

Ökologische Implikationen Die räumliche Ausdehnung bzw. Auflösung besitzt eine ökologische Relevanz und somit ist eine Reskalierung der Daten, wenn diese nicht mit der ökologisch relevanten Skala korrespondieren, unabdingbar. So ist die Konnektivität einer Landschaft sehr stark von der Skala abhängig (Keitt *et al.*, 1997). Jedoch wird die Perzeption der Auswirkungen durch die untersuchte Art bestimmt. Beispielweise hat eine Art, die sich kleinräumig bewegt und somit kleine Patches nutzt,

eine andere Perzeption der Konnektivität als eine Art, die feine Muster in der Landschaft nicht nutzt, sondern nur großräumige (Keitt *et al.*, 1997). Hier inseriert auch die Problematik der Ausdehnung der Landschaft, die zu unterschiedlichen Ergebnissen für die Ausbreitung einer Art führt, unabhängig von ihrer Ausbreitungstendenz (Gardner *et al.*, 1989). Dies postuliert auch Andrén (1994) im Kontext von Metapopulationsdynamiken oder der Inselbiogeographie-Theorie. Die Perzeption der Landschaft der zu untersuchenden Art liefert Informationen bezüglich ihres *home-range* oder Ansprüchen an die Minimalgröße von Patches. Diese Faktoren müssen mit der verwendeten Skala übereinstimmen oder die Fehlermarge aufgrund einer größeren genutzten Skala berücksichtigt werden.

Reskalierungseffekte Wu *et al.* (2002) und Shen *et al.* (2004) fanden in ihren Untersuchungen, bezüglich Reskalierung von räumlichen Daten, Muster, die sie in drei Kategorien eingeteilt haben, die konsistentes (unter anderem lineare Veränderungen), treppenstufenartiges und zufälliges Skalenverhalten zeigten. Die Anzahl der Patches, mittlere sowie maximale Patchgröße und *LSI* (Landscape SHAPE Index) fallen in die erste Kategorie. Der mittlere SHAPE Index (MSI) zeigte erratische Ergebnisse, Treppenstufen-artige Muster zeigten nur Landschaftsindizes, wie *Shannon's Diversity Index*.

Turner *et al.* (1989b) untersuchten das Verhalten von realen und simulierten Landschaftsmustern bei differierenden Skalen auf der Landschaftsebene. Diese Ergebnisse zeigten, dass Landoberflächentypen, die agglomeriert vorkamen, länger bei größerer Auflösung zu finden waren, als verstreute. Der Landschafts-Diversitäts-Index (höher, je mehr Landoberflächentypen vorhanden sind) nahm linear mit der größeren Skala ab, jedoch zeigten *Dominanz* (Maximum bei paritätischer Verteilung aller Klassen) und *Contagion* (Maß der Verteilung von Patches) keinen linearen Zusammenhang. Außerdem wurde postuliert, dass seltene Landoberflächentypen (geringerer prozentualer Bedeckungsgrad) im Laufe des *upscaling* Verfahrens verloren gingen. Jedoch fanden Turner *et al.* (1989b), dass die Ergebnisse von Landschaft zu Landschaft variieren, wodurch eine Extrapolation auf andere Gebiete als nicht zulässig angesehen wurde. Shen *et al.* (2004) fanden in ihrer Untersuchung von Skalenverhalten bei verschiedenen klassenbasierten Indizes, dass die Formen kompakter werden (*LSI*, *Landscape Shape Index*), jedoch der *MSI* (*Mean SHAPE Index*) einen unvorhersagbaren Effekt durch die Auflösungsveränderung zeigte. Des Weiteren nahm die Anzahl von Patches exponentiell ab und der *LPI* (*Largest Patch Index*) zeigte einen leichten positiven Trend. Der Vergleich verschiedener Landschaften mit unterschiedlicher Anzahl von Klassen und Auflösungen ergab, dass die Ergebnisse von Indizes wie Diversität und Textur konsistenter zwischen den Gebieten waren, als z.B. der mittlere SHAPE Index (Cain *et al.*, 1997). Dies hat zur Folge, dass diese Indizes sich für die Übertragbarkeit zwischen Auflösungsunterschieden besser eignen. Desweiteren fanden Shen *et al.* (2004), dass bei Veränderung der Auflösung die Vorhersagbarkeit mit der Anzahl von Klassen, Gleichförmigkeit der Klassenverteilung und Aggregation steigt.

Die Abschätzung der Differenz von Ergebnissen auf verschiedenen räumlichen Skalen ist für unterschiedliche Fragestellungen relevant, da großräumige Untersuchungen der Landschaftsmuster nur mittels mittel- oder niedrigauflösten Daten durchgeführt werden können, jedoch einige zu untersuchende Muster auf feineren Auflösungen ihren Ursprung haben. Die Analyse von räumlichen Mustern auf einer mittleren Auflösung und deren Ergebnisse müssen somit auf Validität der gefundenen Muster überprüft werden.

Fragestellung

Der Einfluss einer veränderten Skalenkomponente, der räumlichen Auflösung, ist fundamental für die Abschätzung von räumlichen Analysen auf niedrigen Auflösungen, wenn die Prozesse kleinräumig ablaufen. Jedoch stehen meist nur Daten gröberer Auflösung zur Verfügung, daher stellt sich die Frage, wie sehr Indizes auf einer groben Auflösung die Ergebnisse auf einer feinen Auflösung widerspiegeln. Basierend auf zufälligen Landschaftsmodellen und einer realen Landschaft sollen daher folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie und wie hoch ist die Magnitude der Veränderung von Auflösungsunterschieden auf drei unterschiedlichen Patch-basierten Indizes?
 - Flächengröße: Erwartung ist, dass kleine Patches bei gröberer Auflösung aus der Landschaft eliminiert werden
 - SHAPE-Index: Die Komplexität der Form von Patches nimmt mit gröberer Auflösung ab.
 - Distanz: Die Patches verschmelzen, wenn ihre Distanz zum 1. nächsten Nachbarn gering ist. Isolierte kleine Patches werden durch das *upscaling* aus der Landschaft verschwinden.
- Sind distinkte Bruchkanten zu erkennen zwischen unterschiedlichen Auflösungsabschnitten? Ab welchem Skalenunterschied sind Unterschiede signifikant?

Der Vergleich der Ergebnisse auf zufälligen und beobachteten Landschaften lässt die Frage zu,

- ob Unterschiede in simulierten Landschaften auch in realen Landschaften wiedergefunden werden können?

7.2 Methodik

Zur Untersuchung des Skalenverhaltens von verschiedenen Patch-basierten Indizes wurden zwei Ansätze verfolgt. Im ersten Ansatz wurden *Neutrale Landschaften* (*Neutrale Landschaftsmodelle*, NLM, weitere Details in Kapitel 6 auf Seite 105) generiert, um eine statistische Abschätzung des Einflusses von *upscaling* in unterschiedlichen Landschaften bezüglich ihrer räumlichen Anordnung und ihres Bedeckungsgrades zu erhalten. Im zweiten Ansatz wurden Landoberflächenklassen, basierend auf Satellitendaten verwendet und die Unterschiede der berechneten Indizes in unterschiedlichen räumlichen Auflösungen untersucht.

Für das *upscaling* wurde das Verfahren der Berechnung des Modalwerts (Wu, 2004) verwendet. Dabei entspricht der Modalwert aller zu beobachteten Pixel in der feineren Auflösung, dem resultierenden Pixelwert der gröberer Auflösung (*r.resamp.stats* (Neteler und Mitasova, 2008)). In Abbildung 7.2 sind beispielhaft drei Skalen dargestellt: die Basisauflösung (Abb. 7.2a) und zwei *upscaling* Resultate einer zufälligen Landschaft (Abb. 7.2b und 7.2c).

Die berechneten Indizes pro Patch waren Fläche, SHAPE-Index (weiterentwickelte Fläche:Umfang Ratio) und Distanz zum Euklidischen Nächsten Nachbarn, von denen Mittelwert, Maximum und Minimum der Patch-Werte in der gesamten Landschaft abgeleitet wurden.

In dieser Arbeit wurde das Skalenverhalten mittels zufälligen Landschaften und einer realen Landschaft untersucht. Die Verwendung von zufälligen Landschaften lässt eine statistische Analyse bezüglich

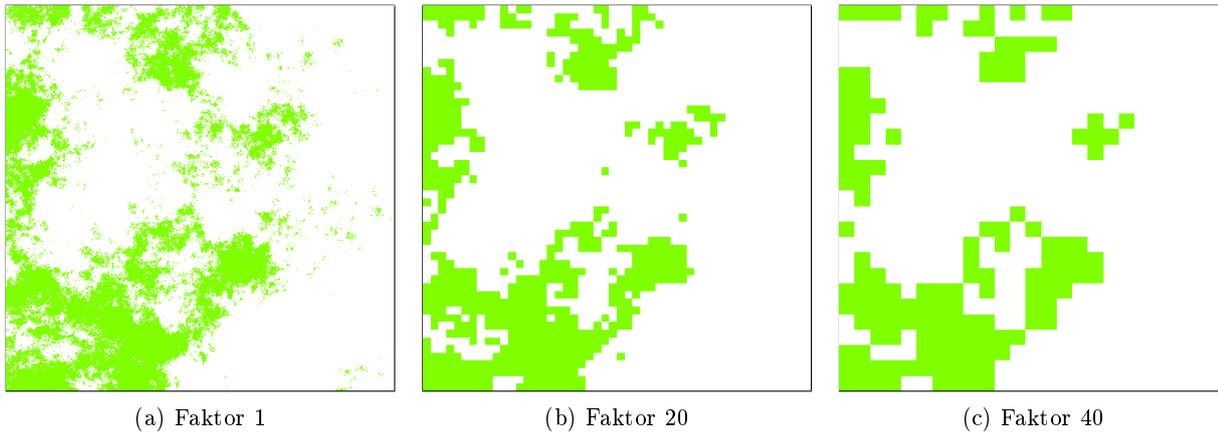


Abbildung 7.2: **Beispiel von *upscaling* einer zufälligen Landschaft.** Das Ergebnis einer zufällig generierten Landschaft mit 25 % Bedeckungsgrad und zwei Resultate des *upscaling*-Verfahrens basierend auf dem Modalwert-Verfahren.

des Verhaltens zu, da eine hohe Stichprobe von Landschaften in die Ergebnisse einfließt, außerdem können beeinflussende Parameter, wie der Bedeckungsgrad *a priori* definiert werden. Der Vergleich der Ergebnisse von zufälligen und realer Landschaft lässt Rückschlüsse auf die generelle Übertragbarkeit der Ergebnisse von Klassen in einer realen Landschaft zu.

7.2.1 Zufällige Landschaften

Zur Untersuchung des Skalenverhaltens der Indizes wurden 2000 zufällige Landschaften (Neutrale Landschaftsmodelle) mit einem randomisierten Aggregationsfaktor und einer Ausdehnung von 1000×1000 Pixel (1 Mio. Zellen) erzeugt. Jede Landschaft wurde in einer Schritten bis zu dem Faktor 40 einem *upscaling* unterzogen (Abb. 7.2) und für diese die verschiedenen Indizes berechnet. Verschiedene Bedeckungsgrade wurden untersucht, um den Einfluss des prozentualen Vorkommens zu eruieren. Die verwendeten Bedeckungsgrade sind 1 %, 5 %, 10 %, 25 % und 50 %.

7.2.2 Reale Landschaften

Das Verhalten von Indizes unterschiedlicher Skalen in einer realen Landschaft wurde auf einer Satellitenbildklassifikation untersucht. Dafür ist als Fallbeispiel im südwestlichen Burkina Faso, basierend auf einem ASTER-Datensatz, eine überwachte Klassifikation nach dem LCCS-Standard (*Land Cover Classification System*) durchgeführt worden (Cord, 2007). Das Untersuchungsgebiet um den Nationalpark Bontioli teilt sich auf in geschützte Flächen innerhalb des Nationalparks und anthropogen genutzten Regionen in der Peripherie, wodurch verschiedene Oberflächentypen analysiert werden können. Zur Gewährleistung der gleichen Ableitung von Parametern wurden nicht verschiedene Datensätze für die unterschiedlichen Auflösungen genutzt, sondern die ASTER Szene auf folgende Pixelgrößen reskaliert 15, 30, 60, 120, 240, 480, 960, 1920, 3840 und 7680 m (Abb. 7.3), die mit den potentiellen verfügbaren Auflösungen verschiedener Datensätze von Landsat TM/MSS, MODIS oder AVHRR korrespondieren.

Um die räumlichen Heterogenitätsunterschiede zwischen den Klassen zu berücksichtigen, wurden vier verschiedene Landbedeckungsklassen (Waldgebiet, Wasser, Urbaner Raum, Ackerland) untersucht. Damit können die, in mittlerer Größe, prozentualer Bedeckung der Landschaft und räumlichen Konfi-

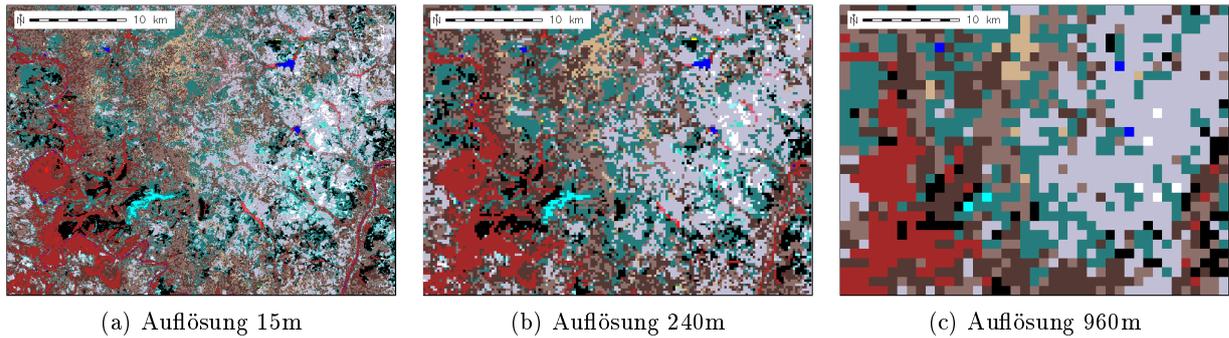


Abbildung 7.3: **Beispiel von drei Auflösungen der Region Bontoli.** Das Untersuchungsgebiet um den Nationalpark Bontoli als Beispiel in drei unterschiedlichen räumlichen Auflösungen (Modalwertverfahren).

guration verschiedenen Klassen unabhängig voneinander statistisch bewertet werden.

Das Untersuchungsgebiet des Skalenverhaltens von Patchfläche und Patchkomplexität (SHAPE) ist in Abbildung 7.4a dargestellt. Aufgrund der Prozessierungszeit für die Distanzanalyse (ENN, Euklidischer Nächster Nachbar) beschränkt sich das Untersuchungsgebiet dieses Index auf einen Ausschnitt (Abb. 7.4b).

7.3 Ergebnisse

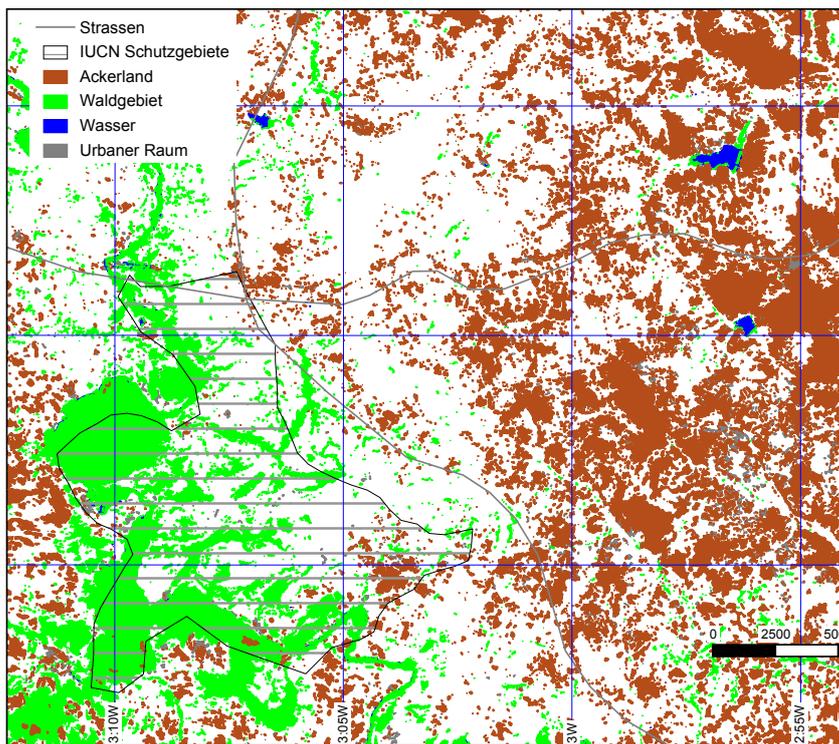
7.3.1 Skalenverhalten von Indizes in einer zufälligen Landschaft

Insgesamt wurden 80000 Ergebnisse für die Landschaftsanalysen der Indizes Fläche, Distanz zum euklidischen Nächsten Nachbarn (ENN) und SHAPE-Index über alle Skalen ermittelt. Diese basieren jedoch auf 2000 distinkten Landschaften. Eine Überprüfung der Normalverteilung mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov Tests ($n=2000$, $p=0.05$) zeigte eine signifikante Abweichung aller Index-Verteilungen von einer Normalverteilung. Deshalb wurde der Median aller Werte für weitere Analysen verwendet.

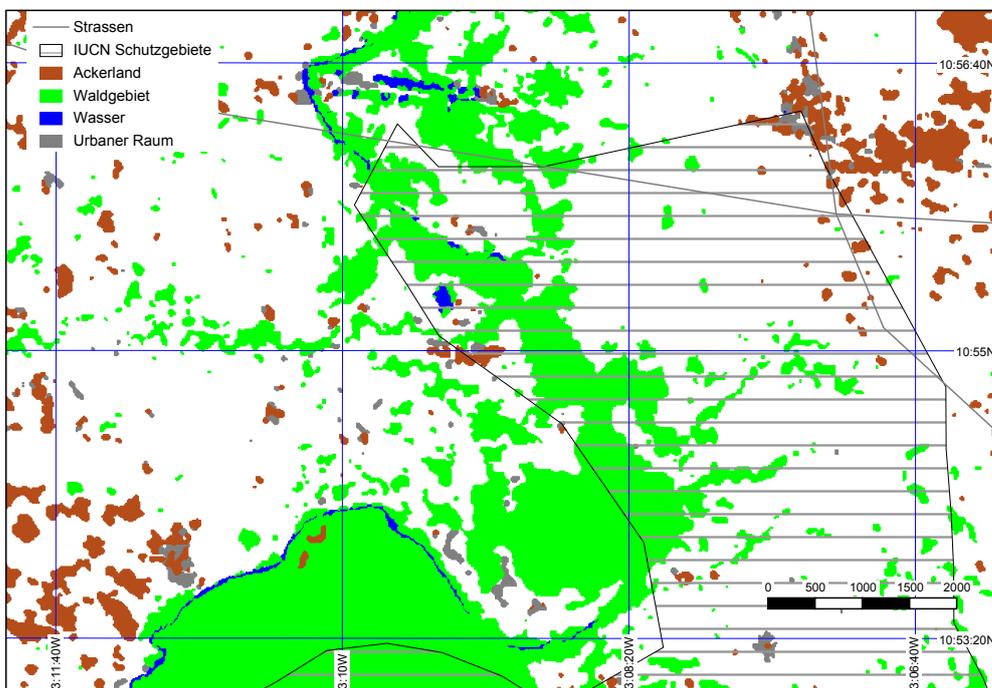
Die Ergebnisse zeigen, dass die Anzahl der Patches bei einem Bedeckungsgrad von 50 % am höchsten ist (Median: 6622) und mit abnehmendem Bedeckungsgrad sinkt (1 %, Median: 341). Betrachtet man jedoch den prozentualen Anteil an den anfangs gefundenen Patchanzahlen aller Klassen, ist die Abnahme über alle Klassen gleichbleibend (Abb. 7.5a). Bei einer Bedeckung von 1 % führt eine Reskalierung um den Faktor 32 oder höher zu einem Verschwinden aller Fragmente. Dasselbe ist bei 5 % Bedeckungsgrad ab einem Faktor von 38 zu beobachten. Somit konnte kein *upscaling* der 1 % und 5 % Klasse bis zum Faktor 40 durchgeführt werden. Die nächst höhere Bedeckungsgradklasse (10 %) ist nur noch marginal mit zwei distinkten Fragmenten bei einem Faktor von 40 vorhanden. Generell nimmt die Anzahl (Median) der Patches innerhalb der ersten 10 Erhöhungen des Maßstabsfaktors um mehr als das 100-fache ab.

Der Median der Patchflächen je Landschaft (Median) beträgt beim niedrigsten Faktor 1 Pixel über alle Bedeckungsgradklassen (1 %- 50 %) und steigt mit ansteigender Skala bis zu einem Median von 961 (1 %) bzw. 9859 (50 %) bei einem Faktor von 30 (Abb. 7.5b). Somit ergibt sich eine Magnitude um das 1000-fache bei einer Änderung der Auflösung um den Faktor 30. Die Fläche der Patches in der Landschaft steigt bei ansteigender Auflösung ähnlich eines logarithmischen Wachstums. Dieses Muster ist über alle Klassen konsistent.

Die Komplexität der Patchform (SHAPE-Index, Median) zeigt eine stufenartige Verteilung, wo-

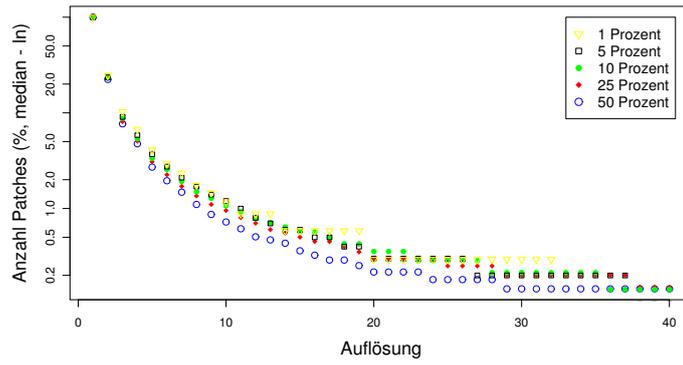


(a) Untersuchungsgebiet

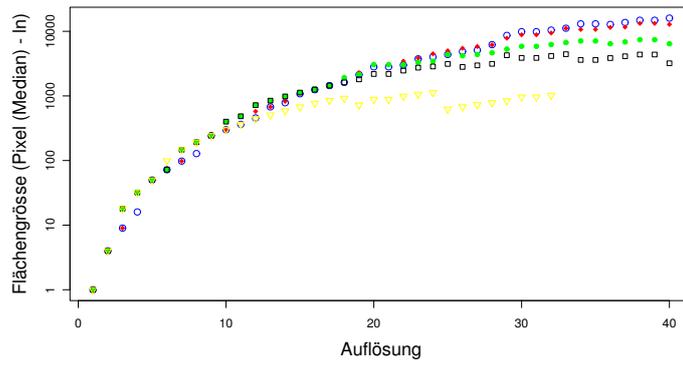


(b) Ausschnitt des Untersuchungsgebiets

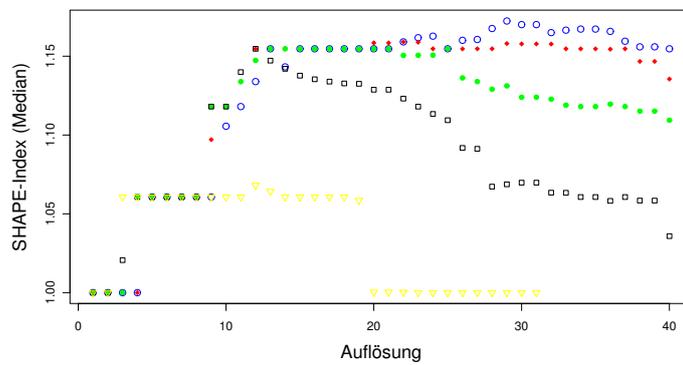
Abbildung 7.4: **Untersuchungsgebiet Nationalpark Bontoli.** Das Untersuchungsgebiet für das Skalenverhalten in einer realen Landschaft um den Nationalpark Bontoli basierend auf einer ASTER Klassifikation. Die IUCN Schutzgebiet Vektoren zeigen eine leicht Abweichung nach Süden.



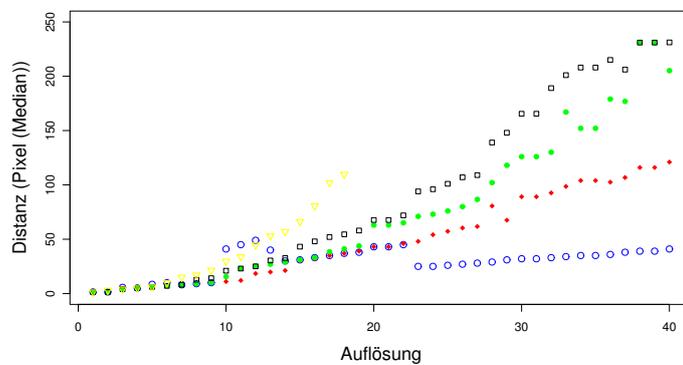
(a) Anzahl Patches



(b) Patchgröße



(c) SHAPE-Index



(d) Distanz (ENN)

Abbildung 7.5: Median der Indizes über alle Skalen in einer zufälligen Landschaft. Dargestellt ist die Verteilung des Median der Indizes der gesamten Landschaft bei unterschiedlichen Bedeckungsgraden (n=2000).

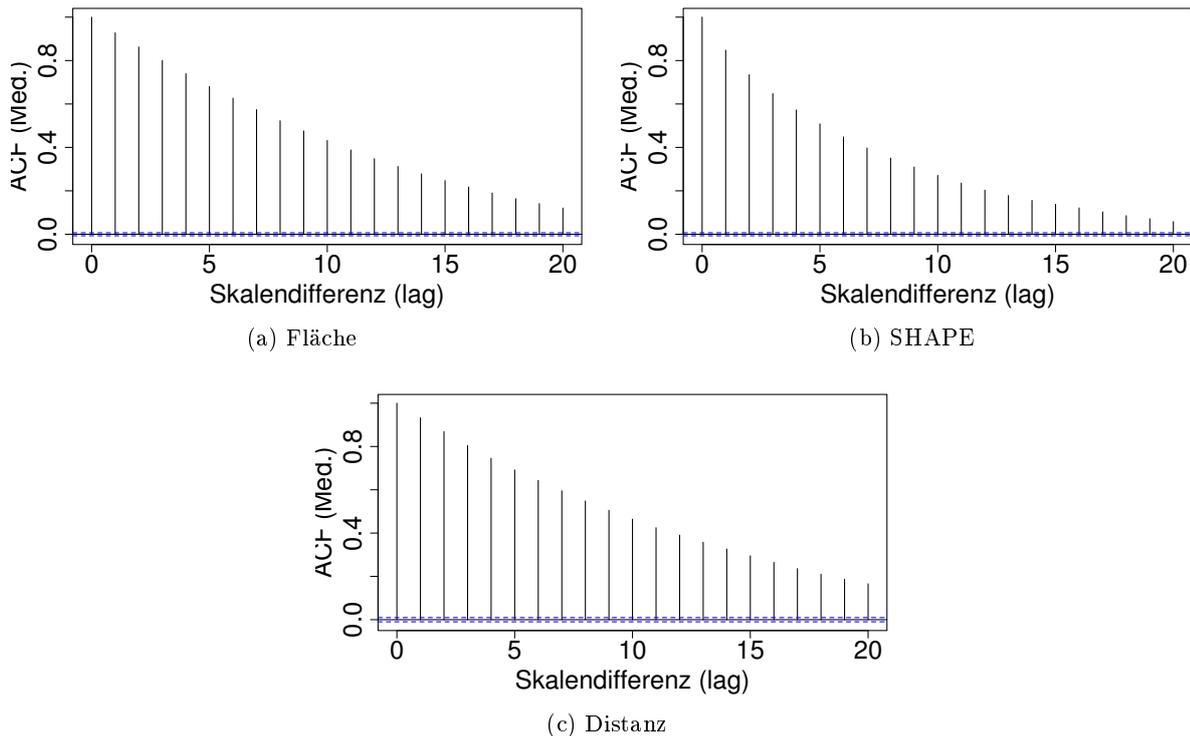


Abbildung 7.6: **Autokorrelation von Index-Mittelwerten über die Skalen (NLM)**. Die Autokorrelation des Median einzelner Indizes (25 % Bedeckungsgrad) über die ersten 20 Faktoren ist dargestellt. Ein y-Wert von 1 stellt eine hohe Korrelation dar und vice versa (ACF: $n = 2000$ (Distanz)).

bei die Komplexität (SHAPE-Index), bei höherem Bedeckungsgrad und größerer Auflösung generell ansteigt (Abb. 7.5c). Jedoch zeigt sich, dass ab einem Grenzwert der Auflösung, abhängig vom Bedeckungsgrad, eine Abnahme zu einem SHAPE Index Wert von 1 (kompakte Form) auftritt, da mehr rechteckige Formen entstehen.

Die Veränderung der Distanz (ENN, Median) ist gekennzeichnet durch eine kontinuierlich ansteigende Distanz bei ansteigendem Faktor, wobei geringe Bedeckungsgradklassen einen stärkeren Anstieg verzeichnen (Abb. 7.5d). Jedoch ist der Median der Distanz zum 1. ENN bei Faktor 1 über alle Klassen konsistent 1.41 Px, steigt aber exponentiell für die 1 % Klasse bis zu einem Faktor von 18 an. Oberhalb dieser Pixelgröße befindet sich nur noch 1 Patch der 1 % Klasse in der Landschaft, welcher bei einem Faktor von 32 aus der Landschaft verschwindet. Dieser Grenzwert, der zur Existenz von nur noch einem Patch bzw. zur Elimination dieser Klasse aus der Landschaft führt, ist nur bei der 1 % Klasse zu finden. Bei den weiteren Klassen ergeben sich Distanzen von 231 Px (5 %), sowie 41 Px für die 50 % Bedeckungsgradklasse bei einem Faktor von 40.

Zur Untersuchung der Unterschiede zwischen den Auflösungen wird eine Autokorrelationsanalyse angewandt (*acf*, R Development Core Team (2008)). Der Zusammenhang der Mediane der drei genutzten Indizes bei einem Bedeckungsgrad von 25 % mit der Skala ist in Abbildung 7.6 als Autokorrelationskoeffizient dargestellt. Eine *upscaling*-Differenz von 10 führt zu einer Abnahme des Korrelationskoeffizienten auf ca. 0.4 - 0.6 für die Maße Fläche, SHAPE und ENN. Bei einer Differenz von 40 besteht bei keinen der Indizes noch ein Zusammenhang mit dem Ausgangsdatensatz. Dieses Muster ist über alle prozentualen Bedeckungsgradklassen zu finden.

Tabelle 7.2: **Deskriptive Darstellung der beobachteten Index-Werte** Deskriptive Darstellung der Index-Werte für unterschiedliche Klassen der Region Bontoli auf der 15m Auflösung von ASTER. ENN wurde aufgrund von Rechenzeit nur auf dem Ausschnitt (Abb. 7.4b) berechnet, somit wurden die in grau dargestellten Daten nicht für weitere Analysen genutzt.

	Fläche ^a δ	SHAPE ^a	ENN ^a ϵ	Anzahl	% ^c
Ausschnitt des Untersuchungsgebiets^b					
Ackerland	14321/4725/225/442575	1.3/1.2/1/3.8	150/98/21/1144	224	4.2
Waldgebiet	33545/1575/225/10261575	1.3/1.2/1/10.4	75/45/21/984	451	19.7
Wasser	5994/2138/225/69975	1.5/1.2/1/4.7	89/21/21/3229	116	0.9
urbaner Raum	5707/2250/225/55575	1.2/1.2/1/2.3	195/120/21/1440	135	1.0
Untersuchungsgebiet^b					
Ackerland	40831/4725/225/31692600	1.4/1.2/1/28.2	-/-/-/-	5337	19
Waldgebiet	28704/1800/225/55480050	1.2/1.1/1/21.7	-/-/-/-	3421	8
Wasser	6549/1125/225/985050	1.4/1.2/1/5.3	-/-/-/-	739	0.5
urbaner Raum	4591/2250/225/231075	1.2/1.2/1/3.1	-/-/-/-	3406	1.3

^a Mittelwert/Median/Min./Max.

^b *Ausschnitt*, siehe Abbildung 7.4b, *Ausschnitt des Untersuchungsgebiet*, siehe Abbildung 7.4a

^c Prozentualer Anteil der Bedeckung der jeweiligen Klasse von allen Klassen in der gesamten Landschaft.

^{δ} Flächenangabe in m²

^{ϵ} Distanzangabe in m

7.3.2 Skalenverhalten von Indizes in einer realen Landschaft

7.3.2.1 Beobachtete Muster

Basierend auf *Land Cover Classification System* (LCCS) (Di Gregorio und Jansen, 2005) wurde aus ASTER-Daten eine überwachte Klassifikation für die Region um den Nationalpark Bontoli durchgeführt (Cord, 2007). Von dieser wurden vier Landoberflächentypen (Ackerland, Waldgebiet, Wasser, urbaner Raum) exemplarisch analysiert.

Die vier untersuchten Klassen unterscheiden sich bezüglich ihres prozentualen Bedeckungsgrads, der mit 19 % für Ackerland am höchsten und für Wasser (0.5 %) am niedrigsten ist (Tab. 7.2). Jedoch verändert sich dieses Bild, wenn nur ein Ausschnitt mit einem prozentual höheren Anteil des Nationalparks untersucht wird (Abb. 7.4b). Hierbei besitzen Waldgebiete mit knapp 20 % den prozentual höchsten Bedeckungsgrad. Wasser deckt hier weiterhin den kleinsten Bereich ab (0.9 %).

Des Weiteren zeigt die Anzahl von distinkten Patches deutliche Unterschiede zwischen den Klassen. So stellt Ackerland mit über 5000 Patches die Majorität in der Landschaft dar, Waldgebiet und urbaner Raum sind nur mit ca. 3400 Patches vertreten. Die Klasse Wasser ist mit knapp über 700 Patches gering vertreten. Dieses Muster ändert sich, wenn das Untersuchungsgebiet modifiziert wird (Tab. 7.2).

Die Flächenmittelwerte sowie die Distanz zeigen deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Klassen, jedoch differiert die mittlere Patchkomplexität zwischen den Klassen nur marginal. Ackerland und Waldgebiet treten mit den größten Flächenmittelwerten in Erscheinung, weisen jedoch nicht die höchsten Mediane auf. Dies lässt darauf schließen, dass hier einige große Flächen sehr vielen kleinen gegenüberstehen.

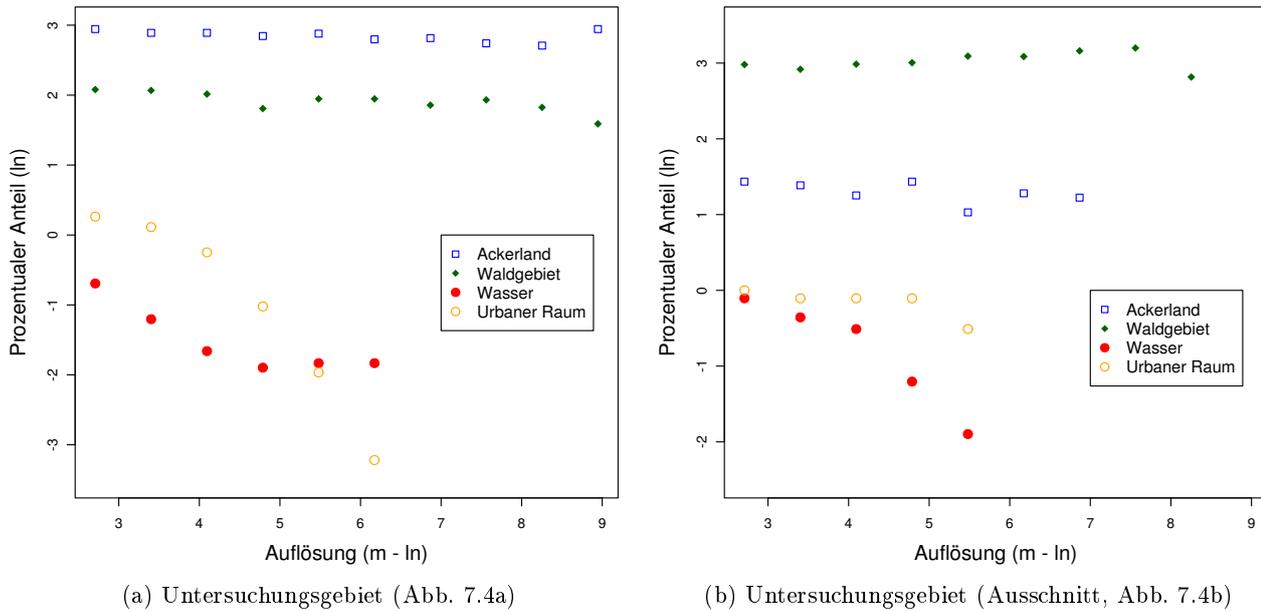


Abbildung 7.7: **Skalenverhalten des prozentualen Anteil der Klassen einer realen Landschaft.** Das Skalenverhalten über 10 Skalen der prozentualen Bedeckung von 4 Klassen in einer realen Landschaft ist dargestellt.

Skalenverhalten der räumlichen Indizes

Der prozentuale Anteil der jeweiligen Klassen der 15 m Auflösung (Tab. 7.2) verändert sich bei einer Reskalierung der Daten, jedoch unterscheidet sich das Ergebnis je nach Klasse (Abb. 7.7). Die abundanten Klassen, wie Ackerland und Wald, bleiben bezüglich ihres prozentualen Bedeckungsgrads relativ stabil, jedoch sinken die prozentualen Anteile der Bedeckung von Wasser und urbanem Raum, bis sie aus der Landschaft verschwinden (960 bzw. 480 m). Die Muster der Distanz für die weniger abundanten Klassen unterscheiden sich im Ausschnitt des Untersuchungsgebiets (Abb. 7.7b).

Urbane Räume und Wasser weisen bei Auflösungen gröber als 480 m keine Patches mehr auf und scheiden somit oberhalb dieser Werte aus weiteren Analysen aus. Im Ausschnitt des Untersuchungsgebiets für die Distanzanalyse werden urbaner Raum und Wasser bereits oberhalb von 240 m Auflösung aus der Landschaft eliminiert.

Das Skalenverhalten der Anzahl von distinkten Patches (Ausgangswerte siehe Tabelle 7.2) ist generell durch eine abnehmende Anzahl bei gröber werdender Auflösungen zu beschreiben (Abb. 7.8a). Ein Unterschied zwischen abundanten Klassen (Wald und Ackerland) und den seltenen Klassen (Wasser und urbaner Raum) ist kaum zu erkennen. Generell ist bei einer Auflösung von 240 m nur noch 10-20 % der eingangs gefundenen Patchanzahlen vorhanden.

Der Median der Patchflächen je Klasse (Abb. 7.8b) steigt erwartungsgemäß durch die gröbere Auflösung. Jedoch zieht sich der Anstieg für Ackerland bis zu einem Maximum bei einer Auflösung von 7680 m, wobei für den urbanen Raum dieser Trend nur bis zu einer Auflösung von 480 m zu erkennen ist, da er danach aus der Analyse verschwindet. Der Flächenmedian der Waldgebiete zeigt ein Maximum bei einer Auflösung von 3840 m, sinkt jedoch zu 7680 m wieder. Somit weist Ackerland mit einem Anfangsbedeckungsgrad von 19% die größten Patches auf, gefolgt von Waldgebieten (8% Bedeckungsgrad).

Ein ähnliches Bild kristallisiert sich bei dem Median der Patchkomplexität heraus (Abb. 7.9a).

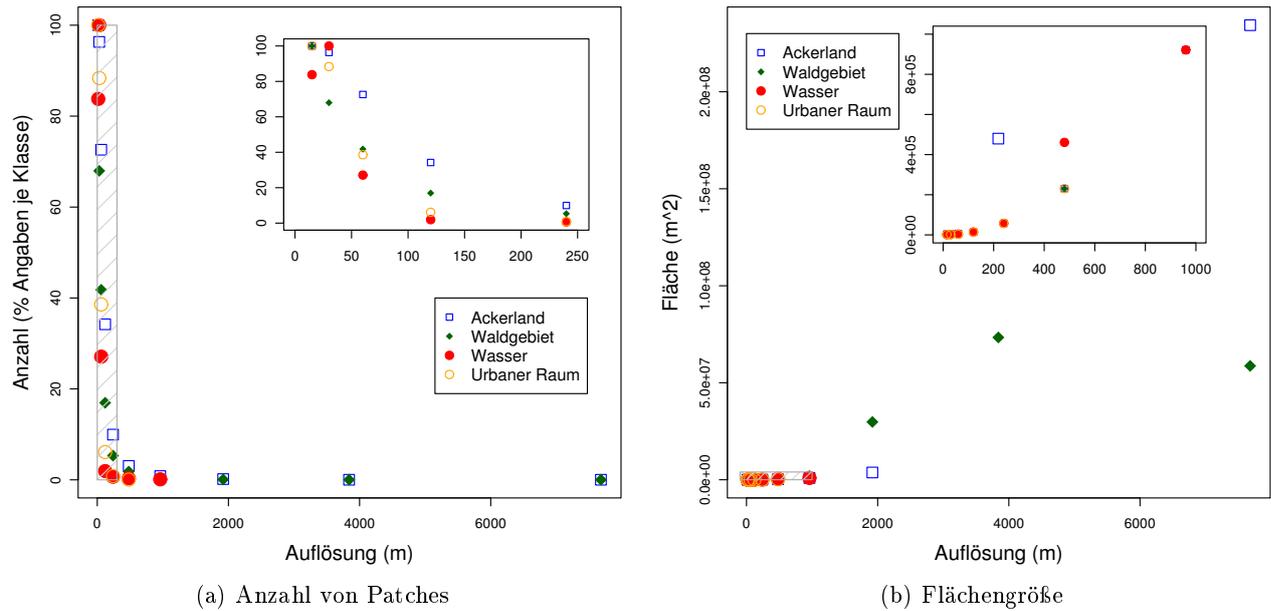


Abbildung 7.8: **Skalverhalten von Indizes.** Das Skalverhalten über 10 Skalen von Indizes (Median) von 4 Klassen ist dargestellt. Die inliegenden Abbildungen zeigen eine Vergrößerung verschiedener Bereiche (graue Rechtecke).

Ackerland und Waldgebiete zeigen eine bimodale Verteilung mit einem Maximum bei einer Auflösung von 3840 m. Ansätze einer ähnlichen Verteilung zeigt auch die Klasse Wasser, welche bis zur Auflösung von 120 m sinkt und daraufhin bei 480 m steigt, bevor sie in der Landschaft nicht mehr vorhanden ist. Der Median der Patchkomplexität des urbanen Raums sinkt stetig. Somit ist die abgeleitete Patchkomplexität für einige Klassen nicht linear von der Auflösung abhängig. Urbaner Raum wird bei größerer Auflösung als kompakter ausgegeben, wogegen Ackerland zwei Maxima aufweist und die räumlichen Auflösungen dazwischen kompaktere Patches aufweisen.

Aufgrund des kleineren Untersuchungsgebiet (Abb. 7.4b) wurden für die Distanzanalyse nur das *upsampling* der Auflösungen bis 4000 m durchgeführt. Bei einer genaueren Auflösung als 500 m lassen sich die ansteigenden Distanzen mit größerer Auflösung erkennen. Wobei urbaner Raum und Wasser oberhalb von 240 m und Ackerland und Waldgebiete bei einer Auflösung oberhalb von 480 m respektive 960 m in der Landschaft nur noch ein Patch aufweisen und daher keine Distanz zum 1. ENN ermittelt werden kann (Abb. 7.9b). Somit zeigt sich für alle Klassen eine unimodale Verteilung der Distanz.

Generell kann postuliert werden, dass gering vertretende oder linear angeordnete Klassen, wie Wasser, in der Landschaft durch *upsampling* aus der Landschaft verschwinden.

Zur Untersuchung der Autokorrelation von Indizes über verschiedene Skalen wurde der Autokorrelationskoeffizient je Klasse berechnet (ACF, Abb. 7.10). Nur für die Größe der Klasse Wald und für die Patchkomplexität der Klasse urbaner Raum ergibt sich ein Autokorrelationskoeffizient oberhalb des Schwellenwerts von 0.6 bei einem *lag* (Abstand) von 1. Alle anderen Klassen zeigen für alle Indizes keine nennenswerte Autokorrelation, womit ein Übertrag der Ergebnisse der räumlichen Indizes zwischen den Auflösungen, außer bei den genannten Faktoren nicht möglich ist.

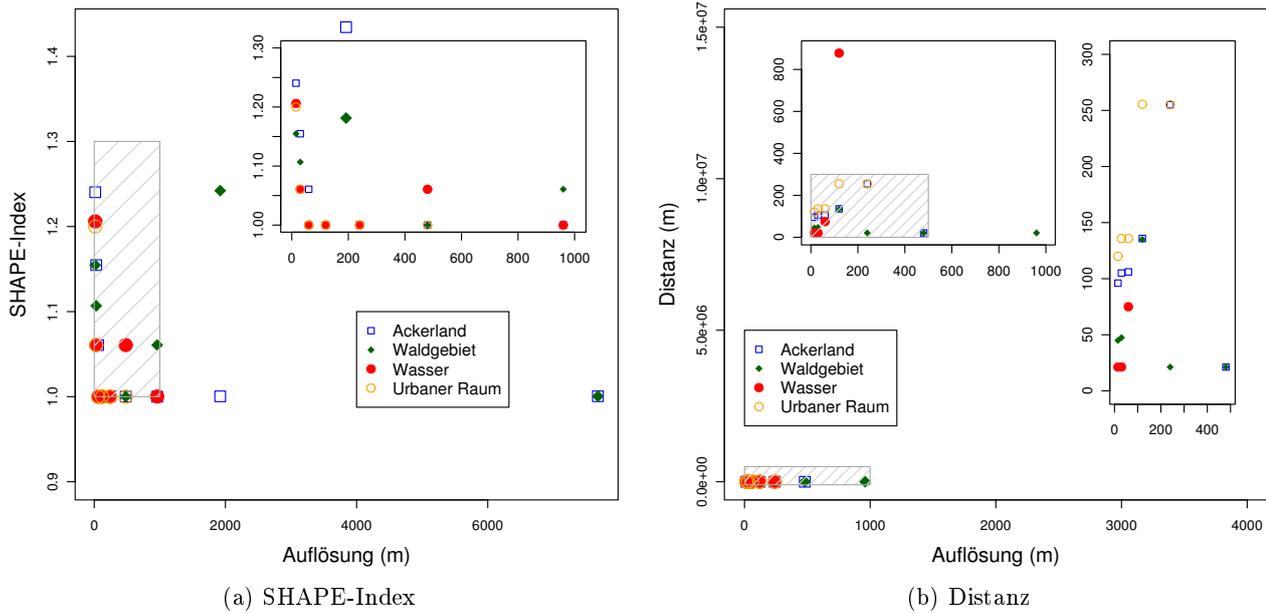
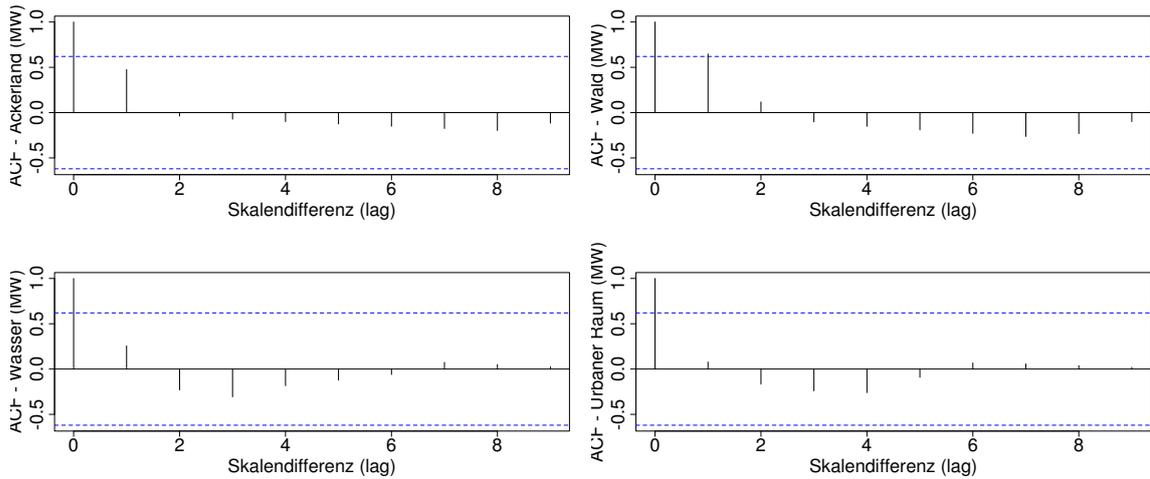


Abbildung 7.9: **Skalenverhalten von Indizes.** Das Skalenverhalten über 10 Skalen von Indizes (Median) von 4 Klassen ist dargestellt. Die inliegenden Abbildungen zeigen eine Vergrößerung verschiedener Bereiche (graue Rechtecke). Die Distanzanalyse wurde für eine geringere Ausdehnung durchgeführt und ist somit nur unterhalb einer Auflösung von 4000 m dargestellt.

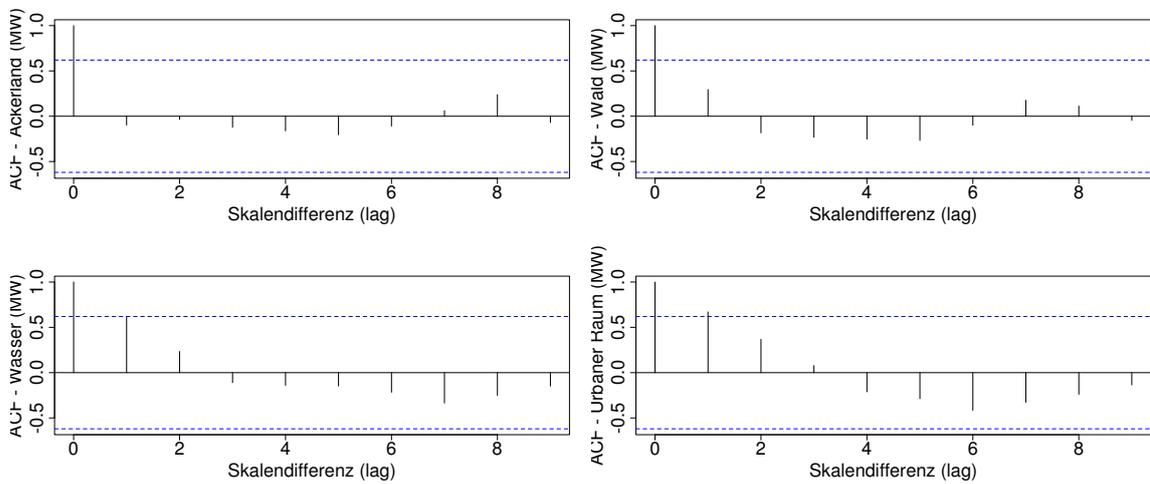
7.3.3 Vergleich des Skalenverhaltens in zufälliger und realer Landschaft

Der Vergleich der Ergebnisse von zufälligen und realen Landschaften zeigen je nach Index Unterschiede auf, wobei hier zu beachten ist, dass die Änderungen der ersten 10 Faktoren der zufälligen Landschaft mit den 10 Auflösungsunterschieden der realen Landschaft korrespondieren. Die weiteren Faktorerhöhungen der zufälligen Landschaften lassen bedingt eine Vorhersage der Index-Werte zu.

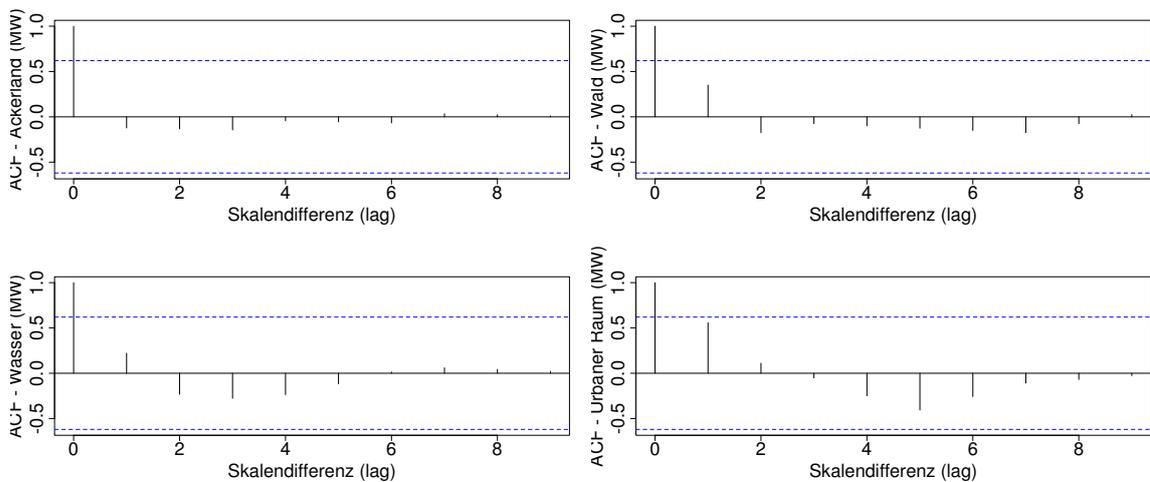
Die Anzahl der Patches nimmt in beiden Landschaften mit ansteigender Auflösung ab. Nach den Entwicklungen der zufälligen Landschaften persistiert diese Entwicklung auch für die reale Landschaft bei größeren Auflösungen. Bei der Größe von Patches gleichen sich die Muster auch, die Größe steigt ähnlich einer logarithmischen Verteilung mit der Auflösung, jedoch zeigt die Klasse Wald eine Abflachung des Anstiegs bereits bei einer Auflösung um 3840 m und keine weiter steigende Patchgröße, wie in der zufälligen Landschaft vorausgesagt. Bei der Berechnung des SHAPE Index ergeben sich in beiden Landschaften stufen-artige, unvorhersagbare Ergebnisse. Bis zu einem Faktor von 10 steigt die Komplexität in der zufälligen Landschaft, im Gegensatz dazu sinkt in der realen Landschaft die Komplexität und steigt nur bei den Klassen Ackerland und Waldgebiet bis zur Auflösung von 3840 m. Die Abnahme der Komplexität, die in der zufälligen Landschaft je nach Bedeckungsgrad früher einsetzt, ist in der realen Landschaft bei wesentlich geringeren Auflösungsunterschieden zu beobachten. Somit sind weiterführende Vorhersagen der realen Landschaftsmuster abgeleitet aus den Ergebnissen der zufälligen Landschaften nicht möglich. Bezüglich der Distanz zum 1. euklidischen Nächsten Nachbarn zeigt sich bei der realen Landschaft eine unimodale Verteilung und die Existenz von nur noch einem Fragment bei einer Auflösung zwischen 240 m und 960 m. Hingegen ist das Muster der zufälligen Landschaften je nach Bedeckungsgradklasse mehr oder weniger stark ansteigend, ohne eine erkennbare unimodale Verteilung.



(a) Flächengröße



(b) Patchkomplexität



(c) Distanz

Abbildung 7.10: **Autokorrelation der Indexwerte in einer realen Landschaft.** Der Autokorrelationskoeffizient dreier Indizes (Median der Landschaft) von jeweils vier Landschaftsklassen über 10 Skalen ist dargestellt. Die blaue Linie markiert den Schwellwert einer Korrelation von 0.6 (*acf*, R Development Core Team (2008)).

Im Hinblick auf die unterschiedlichen Bedeckungsgradanteile stimmen die Ergebnisse der zufälligen und realen Landschaft mit der früheren Eliminierung von geringen gegenüber höheren Bedeckungsgradklassen überein. Auch die Fragmentgröße steigt bei Klassen mit einem hohen Bedeckungsgradanteil bei ansteigender Auflösung.

7.4 Diskussion

Die Sensitivität der Landschaftsmuster bei großen Auflösungsunterschieden wie von O'Neill *et al.* (1999) gefunden, konnte in dieser Untersuchung bestätigt werden. Differenzen der Resultate bei geringen Auflösungen (15–120 m bzw. Faktor 1–4) waren jedoch auch vorhanden, sowohl in zufälligen als auch in realen Landschaftsmustern für alle Indizes. Wobei die Postulate von O'Neill *et al.* (1999) und Wickham und Riitters (1995) bestätigt werden konnten, dass die Unterschiede der Ergebnisse neben der Auflösung, auch in der räumlichen Anordnung sowie Bedeckungsgrad der Klassen manifestieren. Somit ist neben dem Bedeckungsgrad auch die räumliche Anordnung wichtig, auf die hier bei der Generierung der zufälligen Landschaft nicht kontrolliert wurde. Klassen, die wie Wasser selten vorkommen und längliche Formen aufweisen, sowie die Klasse urbaner Raum, die in Afrika aus kleinen Agglomerationen von Häusern bestehen, werden, aufgrund ihrer räumlichen Ausbreitung bei größeren Skalen nicht mehr detektiert.

Durch die divergierende räumliche Konfiguration lassen sich auch die Differenzen zwischen zufälligen und realen Landschaftsmustern erklären, da die Muster von realen Klassen, wie Wasser, die längliche Formen aufweisen, durch die zufälligen Landschaften nicht generiert werden.

Zufällige Landschaften

Die Ergebnisse der zufälligen Landschaften zeigten größtenteils ähnliche Muster unabhängig vom Bedeckungsgrad und konsistentes Verhalten über die unterschiedlichen Auflösungen, außer dem SHAPE-Index, welcher in treppenstufen-artige bzw. unvorhersagbaren Mustern resultierte. Die Ergebnisse zwischen den Bedeckungsgraden divergierten erst bei hohen Faktoren, hierbei wiesen die Klassen mit hohem Bedeckungsgrad niedrigere (Anzahl Patches, Distanz) oder höhere (Patchgröße, SHAPE) Werte auf. Die Zunahme der Patchgrößen und die Abnahme der Patchanzahlen ist kongruent mit gefundenen Ergebnissen von Shen *et al.* (2004).

Niedrige Bedeckungsgrade (1 %) werden früher aus der Landschaft eliminiert, was auch von Turner *et al.* (1989b) postuliert wurde. Außerdem zeigen niedrige Bedeckungsgrade kleinere Patchgrößen (Median) mit ansteigender Auflösung. Dieses Muster kann größtenteils durch den prozentualen Bedeckungsgrad erklärt werden, jedoch muss auch die räumliche Konfiguration mit in Betracht gezogen werden. Klassen mit einem geringen Bedeckungsgrad, die jedoch räumlich geklumpt vorkommen, werden höhere Patchgrößen aufweisen, als eine Klasse, die verstreut vorkommt. Durch die Permutation von Landschaften mit zufälligem Agglomerationsfaktor entstehen für Klassen mit geringem Bedeckungsgrad geringe Mediane der Patchgröße und höhere Distanzen zwischen Patches.

Diese Divergenz der Distanzen zum 1. ENN für verschiedene Bedeckungsgradklassen lässt sich alleine durch den prozentualen Bedeckungsgrad erklären, da hohe Bedeckungsgrade im Gegensatz zu geringen Bedeckungsgrad keine hohen Distanzen zum nächsten Patch ermöglichen. Wobei hier theoretisch auch die Form der Patches einen Einfluss haben könnte, die durch längliche Formen die Distanz minimieren könnte. Die Form (SHAPE-Index) ist durch einen stufenartigen Anstieg gekennzeichnet,

der für Klassen geringerer Bedeckung frühzeitig wieder abfällt. Der Anstieg des SHAPE-Index mit darauffolgendem Absinken ist auf das Vorhandensein von 1-Pixel großen Patches zurückzuführen, die eine hohe Kompaktheit innerhalb der Landschaft erzeugen und durch das *upscaling* aus der Landschaft eliminiert werden, wodurch der Median der Komplexität in der Landschaft erhöht wird. Die verbliebenen Fragmente weisen eine komplexere Form auf, die durch weiterführendes *upscaling* kompakter werden, wodurch das Absinken des SHAPE-Index zu erklären ist. Ein logarithmisch abnehmendes Muster wurde auch von Shen *et al.* (2004) für den LSI (*Landscape SHAPE Index*) gefunden, jedoch ohne den vorherigen Anstieg. Die Ergebnisse des MSI (*Mean SHAPE-Index*) zeigen ein erratisches Muster (Shen *et al.*, 2004), welches jedoch Tendenzen zu einem Anstieg mit darauffolgendem Absinken der Patchkomplexität bei hohem Agglomerationsfaktor, ähnlich zu dem hier gefundenen zeigt. Die Unterschiede können auf die unterschiedliche Stichprobenzahl zurückzuführen sein, in der Untersuchung von Shen *et al.* (2004) wurden nur jeweils fünf Replikate analysiert, im Gegensatz zu 2000 in der vorliegenden Untersuchung.

Ein weiterer Faktor, der mit Hilfe von zufälligen Landschaften analysiert werden kann, ist der Einfluss der Agglomeration von Fragmenten. So postulierten Turner *et al.* (1989b) eine längere Persistenz von Klassen bei höherer Agglomeration. Dieser Effekt kann unter Umständen den Verlust von Klassen mit geringem Bedeckungsgrad verzögern. Auch das Verhalten verschiedener Indizes bei unterschiedlichen Auflösungen differiert zwischen Klassen unterschiedlicher Agglomeration (Shen *et al.*, 2004).

Reale Landschaften

Die Ergebnisse der realen Muster korrespondieren nur teilweise mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Die Anzahl der Patches sinkt und die Größe der Patches steigt, wie auch in Untersuchungen von Shen *et al.* (2004) und Wu *et al.* (2002) festgestellt wurde. Die kompakter werdenden Formen mit steigender Auflösung wurden ebenfalls gefunden, jedoch ergaben die zwei Klassen mit dem höchsten Bedeckungsgrad eine bisher nicht gefundene bimodale Verteilung des SHAPE-Index.

Die Mediane des SHAPE-Index für die Klassen Ackerland und Wald sinken erst durch das *upscaling* und somit der Reduktion von komplexen Gebilden, da sie in gröber aufgelösten Pixel agglomeriert werden und steigt darauf wieder an, unter Umständen durch die Abnahme von 1-Pixel großen Patches, die einen SHAPE-Index Wert von 1 haben und somit den SHAPE-Index Wert reduzieren. Die Komplexität der bedeckungsgradarmen Klassen, Wasser und urbaner Raum, zeigt eine konstante Abnahme, hin zu kompakten Formen, bevor sie aus der Landschaftsanalyse eliminiert werden. Somit korrespondieren die Ergebnisse aller Klassen innerhalb des *upscaling* bis ca. 1000 m und erst nach dem Verschwinden zweier Klassen steigt die Komplexität der verbliebenen Klassen kurzfristig wieder an. Die Reduktion in der Komplexität konnte auch von Shen *et al.* (2004) nachgewiesen werden, wobei die bimodale Verteilung, welche hier gefunden wurde, nicht auftrat.

Das Verhalten der Distanz zum ersten ENN ist generell positiv mit dem *upscaling*, wobei kurzfristige Abnahmen der Distanz auf kleine isolierte Patches hindeuten, deren Existenz den Median der Distanz in der Landschaft erhöhen und das Verschwinden durch das *upscaling* eine Verringerung der Gesamtdistanz hervorruft. Der prozentuale Bedeckungsgrad der jeweiligen Klassen spiegelt sich in dem Zeitpunkt des Verschwinden während des *upscaling* wieder, Klassen mit geringer Bedeckung verschwinden früher, die mit höherem Bedeckungsgrad später, was mit den Ergebnissen von Turner *et al.* (1989b) übereinstimmt. Auch spiegelt sich der Bedeckungsgrad in der Patchgröße (Median) bei einer

Auflösung von 7680 m wieder, die Klasse Ackerland mit ca. 19 % Bedeckungsgrad über alle Skalen weist die höchste Größe auf, gefolgt von Waldgebieten (8 %), deren Werte jedoch im Abnehmen inbegriffen sind.

7.4.1 Vergleichende Analysen

Die Auflösung von Satellitendaten zu verändern, um verschiedene Kriterien zu erfüllen (Datenhomogenität u.a) ist eine gängige Methode, jedoch existieren keine robusten Methoden zur Veränderung der Auflösung, ohne dass der prozentuale Anteil der Klassen verändert wird (Gardner *et al.*, 2008). Gardner *et al.* (2008) publizierte eine *upscaling* Methode (*PDW*¹), die die prozentualen Anteile der Klassen während des *upscaling* konstant hält, da dies den Einfluss der Bedeckungsgradabnahme nihilieren würde. Hier konnte jedoch gezeigt werden, dass der prozentuale Bedeckungsgrad für zwei Klassen (Ackerland und Waldgebiete) konstant über alle Auflösungen blieb. Nur die Klassen geringer Bedeckung, Wasser und urbaner Raum, zeigten differierende prozentuale Anteile, wobei sich dies je nach Ausschnitt unterschied. Somit ist bei Klassen mit geringerem Bedeckungsgrad die Auflösung und Ausdehnung entscheidend für den prozentualen Anteil im Laufe des *upscaling*.

Die Ergebnisse des Skalenverhaltens von Indizes in zufälligen und realen Landschaften stimmen teilweise überein (Anzahl Patches), jedoch für einige Indizes und Landoberflächenklassen nur bedingt. Die Diskrepanz zu den Mustern der zufälligen Landschaft, anfänglicher Anstieg statt Reduktion, lässt sich mit dem Fehlen von 1 Pixel großen Fragmenten erklären. Die real existierenden Fragmente bilden Flächen, die aus mehreren Pixel bestehen und somit komplexere Formen bilden.

Das Dominanzverhältnis verschiedener Klassen zueinander ist ein Einflussfaktor, der das Verhalten von Landoberflächenklassen während einer Reskalierung beeinflusst (Shen *et al.*, 2004). Dies wurde in den zufälligen Landschaften *a priori* definiert und sukzessiv erhöht, während die Differenzen der Bedeckungsgradklassen in der realen Landschaft sehr groß sind, jedoch sich im Vergleich zu den zufälligen Landschaften im unteren Bedeckungsgradbereich befinden. Aufgrund des Verfahrens nur jeweils zwei Klassen zeitgleich zu analysieren, wäre ein ausgeglichenes Dominanzverhältnis bei jeweils 50 % Bedeckungsgrad gegeben, was jedoch nur bei den zufälligen Landschaften durchführbar war.

Eine weitere Fehlerquelle des Vergleichs von zufälligen und realen Landschaften ist die nicht übereinstimmende Ausdehnung, die unter Umständen differierende Resultate liefern (Turner *et al.*, 1989b). In vielen Untersuchungen wurde neben der Auflösung auch die Ausdehnung verändert und deren Effekt auf Landschaftsmaße untersucht (Turner *et al.*, 1989b; Wu *et al.*, 2002; Wu, 2004), was nach Wu (2004) weniger konsistente und vorhersagbare Ergebnisse lieferte, als nur die Veränderung der Auflösung. Saura und Martínez-Millán (2001) fanden bei einer Veränderung der Ausdehnung die *edge density* (ED) am robustesten gegenüber Veränderungen, wogegen Indizes, die die Patchform (SHAPE, Fraktale Dimension) beschreiben, sehr sensitiv auf die Veränderung der Ausdehnung reagierten. Somit kann dies einen Einfluss auf die Ergebnisse des SHAPE-Index haben, deren Resultate in den zwei Landschaftstypen divergieren.

Auch die Anzahl von Landoberflächentypen, sowie deren Verteilung des Bedeckungsgrads wirkt sich auf die zu berechnenden Indizes aus (Turner *et al.*, 1989b). Wobei in dieser Untersuchung aufgrund der methodischen Vorgehensweise in allen Analyse sich immer nur zwei Klassen befanden, wodurch dieser potentielle Fehler ausgeschlossen werden kann. Bei der Klassifikation von realen Landschaften

¹<http://www.al.umecs.edu/PDW.htm>

ist die thematische Auflösung jedoch durch die Methodik oder die durchführende Person bestimmt und kann sich des Weiteren je nach verwendeten Datensätzen ändern. Buyantuyev und Wu (2007) untersuchten den Einfluss der thematischen Auflösung und betonten, dass diesem Parameter die gleiche Aufmerksamkeit wie die räumliche Auflösung gebührt, da auch hier eklatante Unterschiede auftreten, je nachdem wieviele Klassen extrahiert werden.

Desweiteren kann das Modalwertverfahren im Laufe des *upscaling* zu einer größeren Zerstückelung und somit höheren Patchanzahlen (NP) oder niedrigeren mittleren Patchgrößen (MPS) führen, als die Ergebnisse, die direkt von Sensoren auf der jeweiligen Auflösung abgeleitet wurden (Saura, 2004). Wobei dieser Fehler dem der differierenden Klassifikationsergebnisse durch andere Datensätze auf einer größeren Auflösung entgegengestellt werden sollte.

Die teilweise hohe Variabilität der Ergebnisse, lässt sich des Weiteren durch die Verwendung von Indizes auf Klassenebene erklären. Indizes auf Klassenebene zeigen eine variabelere Reaktion des Skalenverhaltens als Indizes auf Landschaftsebene (Wu, 2004). Je nach Fragestellung ist die Anwendung von landschaftbasierten Indizes aber inadäquat, stattdessen sollten patchbasierte Maße genutzt werden. Daher sollte in weiterführenden Untersuchungen das Verhalten von verschiedenen Indizes, die nicht auf Landschaftsebene agieren, thematisiert werden.

Die Skalenergebnisse der Autokorrelation zeigen Unterschiede zwischen zufälligen und realen Landschaften. Die zufälligen Landschaften ergeben ähnliche Muster zwischen den Bedeckungsklassen, sowie eine konstante Abnahme des Koeffizienten, wogegen die reale Landschaft deutliche Unterschiede zwischen den Klassen aufweist und der Koeffizient eine starke Abnahme mit dem *lag* (Auflösungsdifferenz) erkennen lässt. Die Abnahme des Autokorrelationskoeffizienten der drei Indizes, Größe, SHAPE und Distanz sinkt sukzessiv, ohne erkennbare Stufen und hat bei einer Skalendifferenz von 10 einen Koeffizienten von ca. 0.4-0.6. Dies steht im Gegensatz zu den Autokorrelationskoeffizienten der Indizes auf einer realen Landschaft. Hier besteht bereits ab einer Skalendifferenz von 1 ein Wert geringer als 0.5. Diese Diskrepanz kann aufgrund der Permutation der zufälligen Landschaften gegenüber der singulären Analyse einer realen Landschaft herrühren. Wobei jedoch die größtenteils signifikante Abnahme des Koeffizienten nach einer Skalendifferenz von eins bemerkenswert ist. Aus den Ergebnissen der Autokorrelationsanalyse lassen sich die Schlüsse ziehen, dass bereits minimale Skalendifferenzen durch *upscaling* in einer realen Landschaft keine Korrelationen mehr zur Ursprungslandschaft bestehen, unabhängig von den Landbedeckungsklassen oder Indizes.

7.4.2 Ausblick

Aufgrund der fundamentalen Veränderung beobachteter Muster durch unterschiedliche Skalenauflösung sind Skalenfragen in der Landschaftsökologie ein wichtiger Bestandteil (Turner *et al.*, 2001a; Forman und Godron, 1986b), wobei jedoch bisher nur die räumliche Skala und ihre ökologischen Konsequenzen berücksichtigt wurden. Hierbei ist der Übertrag der Ergebnisse in einer Region in andere Gebiete von Interesse, um Fehler durch das *upscaling* abzuschätzen, wobei Turner *et al.* (1989b) eine hohe Variabilität der Ergebnisse zwischen unterschiedlichen Gebieten gefunden haben. Die Ergebnisse für den Ausschnitt um den Nationalpark Bontoli in Burkina Faso können somit nur bedingt auf andere Gebiete in Westafrika übertragen werden, da unterschiedliche Zusammensetzungen von Bedeckungsklassen in der Landschaft, deren prozentuale Verteilung und räumliche Muster für die Ergebnisse ausschlaggebend sind. Die Ergebnisse der zufälligen Landschaften und die Übereinstimmung mit den realen Landschaften lassen die Vorhersage zu, dass fernerkundliche Daten auf einer groben Auflösung, wie

MODIS (250 oder 1000 m), die Anzahl an Fragmenten, sowie teilweise deren Komplexität stark unterschätzen. Wogegen die Größe und Distanz zum 1. ENN überschätzt wird. Jedoch sind diese Muster nicht uniform, sondern abhängig von Landschaftsklassen und deren Bedeckungsgrad bzw. Verteilung in der Landschaft. Wald-Savannen Mosaike im Süd-Osten der Elfenbeinküste (Lamto) zum Beispiel, deren räumliche Anordnung durch die Erstreckung entlang von Flussufern charakterisiert ist (Gautier und Spichiger, 2004), haben längliche Formen im Gegensatz zu den eher kompakten Formen im Untersuchungsgebiet. Dadurch können die potentiellen Einflüsse des *upscaling* der Waldgebiete in dieser Region eher mit den Ergebnissen der Klasse Wasser verglichen werden.

Weitere Herausforderungen für weiterführende Untersuchungen ist die Identifikation von Mustern auf einer feinen Auflösung, die auf grober Auflösung von Bedeutung sind (Urban, 2005). Dadurch können explizit Muster auf feiner Auflösung analysiert werden, deren Effekte auch auf gröberen Auflösungen einen Einfluss haben. Durch die Entwicklung neuer Satellitensensoren (z.B. RapidEye Satelliten Konstellation) sind bzw. werden auch Untersuchungen des Skalenverhaltens in der zeitlichen Dimension möglich. Allerdings betrifft dies nur Regionen, deren temporäre Dynamik mit diesen Methoden determiniert werden können, wie es z. B. bei spatio-temporal dynamischen Systemen wie Savannen der Fall ist (Rubenstein und Lovette, 2007). Somit können durch neue Entwicklungen der Fernerkundung diese Systeme einem Monitoring unterzogen werden, wobei hier auch wieder die Auflösung und Ausdehnung der Daten und der Fragestellung zu beachten ist (McGarigal *et al.*, 2007).

Die Analyse der Reskalierung hat die Problematik von fernerkundlichen Daten in einer Auflösung, die nicht mit der Fragestellung übereinstimmt, deutlich gemacht. Falls die Auflösung nicht mit der für den jeweiligen Prozess oder ökologischen Informationen kongruent ist, sollten die Ergebnisse eines *upscaling* oder *downscaling* nicht unkritisch weiterverwendet werden. Eine hoch isolierte Landschaft mit großen Fragmenten abgeleitet von MODIS oder AVHRR Daten, ist nicht kongruent mit Informationen auf Landsat/ASTER Ebene und kann auch nur bedingt übertragen werden. Aussagen über die räumliche Anordnung der Landschaftsfragmente einer Landoberflächenklasse auf einer grobskalierten Landoberflächenklassifikation sind mit Vorsicht zu interpretieren. Hierbei sollten die Auswirkungen differierender Parameter auf die Ergebnisse des Prozesses (Hydrologie) oder Musters (Biodiversität) diskutiert werden, da die Ergebnisse auf einer anderen Skala signifikant unterschiedliche Aussagen liefern können.

Kapitel 8

Synthese

Die Prognosen der klimatischen Veränderungen in den nächsten Jahrzehnten für den afrikanischen Kontinent sagen eine mittlere Temperaturerhöhung von 2-6° C voraus, jedoch sind Magnitude und Richtung der Niederschlagsveränderungen noch unklar (Held *et al.*, 2003; Hulme *et al.*, 2000). Es kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund des globalen Klimawandels eine räumliche Adaption der Verbreitungsgebiete von Organismen auf die veränderten Umweltbedingungen notwendig wird. Dies setzt eine Permeabilität der anthropogen modifizierten Matrix voraus (Hannah *et al.*, 2005, 2007, 2002) oder die Fähigkeit von Organismen, Fragmente als Trittsteine oder Korridore zu nutzen (Söndgerath und Schröder, 2002). Jedoch sind nicht nur biotische Faktoren von derartigen Veränderungen betroffen, auch hydrologische oder klimatische Faktoren sind durch eine erhöhte Heterogenität der Landschaft beeinflusst und *vice versa* (Chazdon, 2008; Laurance *et al.*, 1998b; Laurance, 2004; Wu *et al.*, 2000). Trotz ihrer unterschiedlichen Bedeutung haben viele Ökosysteme in den vergangenen Jahrzehnten eine hohe Rate der Destruktion und folglich auch der Fragmentation erfahren, wodurch die Lebensgrundlage vieler Organismen eingeschränkt wurde und die Aufspaltung in Fragmente vielfältige Auswirkungen auf sie hat (Fahrig, 2003; Laurance *et al.*, 1998b, 2000; Pimm, 1998; Wade *et al.*, 2003).

Zur Charakterisierung von Habitatfragmenten nach ihren räumlichen Attributen sind Indizes vonnöten, welche die Form, Größe und Verbundenheit dieser Fragmente und ihre individuelle Bedeutung für das gesamte Ökosystem aufzeigen. Damit gehen neben der reinen Existenz von Ökosystemen zusätzliche Informationen, wie deren räumlichen Anordnung ein. Der Verlust von Habitaten kann unter Umständen nicht ersetzt werden, jedoch kompensiert unter anderem die Verbundenheit diese Entwicklung und kann somit die Resilienz dieser Systeme unterstützen. In dieser Arbeit wurde gezeigt, dass besonders Maße ökologisch relevantere Ergebnisse liefern, die omnidirektional agieren, sowie die umgebende Matrix berücksichtigen, um Verbundenheit zu quantifizieren. Hierfür sind jedoch die Eingangsdaten und das Modell und somit auch dessen Ergebnisse abhängig von der Fragestellung oder der untersuchten Tierart. Perzeptionsradius, Schrittlänge und Sensitivität gegenüber der Matrix sind artabhängig, jedoch wie hier gezeigt wurde, ausschlaggebend für die Resultate. Auch spiegelt eine räumliche Auflösung von 1000 m, wie hier genutzt, nur in geringem Maße die Perception von Organismen, die sich kleinräumig ausbreiten, wie z. B. Amphibien, wieder. Auch können großräumige, niedrig- bis mittelaufgelöste Datensätze die Waldbedeckung unterschätzen, da kleinräumige Fragmente nicht detektiert werden. Dieses Problem besteht auf jeder Skala, da eine höhere Auflösung immer mehr Detailwissen liefert. Dies begründet unter anderem auch die limitierte Übertragbarkeit von Indexresultaten auf unterschiedliche Skalen.

Die Determinanten der räumlichen Muster können einerseits natürliche Faktoren, wie edaphische Prozesse sein, andererseits auch anthropogene Faktoren, die eine immer größere Rolle spielen. So ist der Ausbau der Infrastruktur, die Entwaldung oder die Absenkung des Grundwasserspiegels ein entscheidender Faktor für räumliche Veränderungen der Landbedeckung. Die Analyse der Einflüsse verschiedener Faktoren auf die gefundenen räumlichen Muster, ist nur mittels einer Abweichung der Indexwerte in realen und modellierten Landschaften zu ergründen. Die Erzeugung von Neutralen Landschaften ermöglicht es, die Variabilität von Indexwerten in zufälligen Landschaften abzuleiten, deren Ausprägungen nur von jeweils einem Faktor beeinflusst werden. Übereinstimmungen mit den beobachteten Mustern lassen Rückschlüsse auf Einflussfaktoren zu, die in dieser Arbeit, abhängig von der Region und Index, anthropogener Natur waren.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass westafrikanische Regenwälder hochfragmentiert sind und anthropogener Populationsdruck einer der Einflussfaktoren ist. Der Reduktion der Ausdehnung dieses Ökosystems und der Verlust der räumlichen Integrität hat neben klimatischen oder hydrologischen Auswirkungen auf die Bevölkerung auch Einfluss auf den Erhalt der Biodiversität, welche wiederum Dienstleistungen für die Bevölkerung liefert. Westafrika wird als einer der Biodiversität-Hotspots angesehen, der jedoch durch Landkonversion oder großräumigen Holzeinschlag bereits stark bedroht ist. Der Verlust von naturnaher Landbedeckung ist in dieser Region schwerlich umzukehren, jedoch würde der weitere Verlust und die weitere Fragmentation die Auswirkungen noch potenzieren.

Die Anwendungsmöglichkeiten von Fernerkundungsdaten in der ökologischen Forschung ist noch nicht ausgeschöpft, genauso wie die auf diese Daten aufbauenden räumlichen Analysen. Für eine Verbesserung ist die intensivierete Zusammenarbeit unterschiedlicher Disziplinen notwendig, damit z. B. Landbedeckungsklassifikationen an die jeweiligen (ökologischen) Fragestellungen angepasst werden. Jedoch sind auch weiterführende Untersuchungen im Bereich der zoologischen, botanischen, ethnologischen und ökologischen Forschung notwendig, um die Verbreitung von Arten, deren Verhalten und Habitatansprüche im jeweiligen Untersuchungsgebiet besser zu verstehen. Diese neu gewonnenen Kenntnisse können sowohl zu verbesserten fernerkundlichen Produkten als auch verbesserten Indizes führen, die zusammen mit dem biologischen Kenntnisstand die Ökosysteme besser durchdringen und besonders deren Resilienz in Bezug auf klimatische Veränderungen und direkte anthropogene Eingriffe verstehen helfen. Nur diese Zusammenarbeit über Disziplingrenzen hinweg lässt die Auswirkungen der fortschreitenden Veränderung der Landbedeckung verstehen und Konzepte entwerfen, deren Auswirkungen abzuschwächen. Hierbei müssen auch nicht wissenschaftliche Organisationen mit einbezogen werden, die die Implementierung von wissenschaftlichen Postulaten in den jeweiligen Regionen praktisch durchführen können.

Literaturverzeichnis

- Achard, F., R. DeFries, H. Eva, M. Hansen, P. Mayaux und H.-J. Stibig (2007). Pan-tropical monitoring of deforestation. *Environmental Research Letters*, 2:1–11.
- Achard, F., H. Eva und P. Mayaux (2001). Tropical forest mapping from coarse spatial resolution satellite data: production and accuracy assessment issues. *International Journal of Remote Sensing*, 22(14):2741–2762.
- Achard, F., H. D. Eva, H.-J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards und J.-P. Malingreau (2002). Determination of deforestation dates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297:999–1002.
- Adams, W. M., R. Aveling, D. Brockington, B. Dickson, J. Elliott, J. Hutton, D. Roe, B. Vira und W. Wolmer (2004). Biodiversity Conservation and the Eradication of Poverty. *Science*, 306:1146–1149.
- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. D. Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck und E. Matthysen (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64:233–247.
- Alberti, M. (2005). The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28(2):168–192.
- Alford, R. A. und S. J. Richards (1999). Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review Ecology and Systematics*, 30:133–165.
- Andréfouët, S., R. Berkelmans, L. Odriozola, T. D. J. Oliver und F. Müller-Karger (2002). Choosing the appropriate spatial resolution for monitoring coral bleaching events using remote sensing. *Coral Reefs*, 21:147–154.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71:355–366.
- Anyamba, A., und C. J. Tucker (2005). Analysis of Sahelian vegetation dynamics using NOAA-AVHRR NDVI data from 1981-2003. *Journal of Arid Environments*, 63:596–614.
- Anzures-Dadda, A. und R. H. Manson (2007). Patch- and landscape-scale effects on howler monkey distribution and abundance in rainforest fragments. *Animal Conservation*, 10:69–76.
- Aplin, P. (2005). Remote sensing: ecology. *Progress in Physical Geography*, 29(1):104–113.
- Aragão, L. E. O. C., Y. Malhi, N. Barbier, A. Lima, Y. Shimabukuro, L. Anderson und S. Saatchi (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, 363:1779–1785.
- Araújo, M. B. und A. Guisan (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33:1677–1688.
- Araújo, M. B., W. Thuiller und R. G. Pearson (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33:1712–1728.
- Arbonnier, M. (2000). *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*. CIRAD, MNHN Paris, 574 S.
- Arrhenius, H. (1921). Species and area. *Journal of Ecology*, 9:95–99.
- Asner, G. P., M. M. C. Bustamante und A. R. Townsend (2003). Scale dependence of biophysical structure in deforested areas bordering the Tapajós National Forest, Central Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 87:507–520.
- Atkinson, P. M. (2000). Spatial Scale Problems and Geostatistical Solutions: A Review. *Professional Geographer*, 52(4):607–623.
- Attiwill, P. M. (1994). The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63:247–300.
- Baddeley, A. (2008). Analysing spatial point patterns in R. Report, CSIRO.
- Baddeley, A. und R. Turner (2005). Spatstat: An R Package for Analyzing Spatial Point Patterns. *Journal of Statistical Software*, 12(6):1–42.

- Baguette, M. (2003). Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography*, 26:153–160.
- Baker, W. L. (2001). *The r.le Programs-A set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure*. Department of Geography and Recreation, University of Wyoming.
- Baker, W. L. und Y. Cai (1992). The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, 7(4):291–302.
- Balbontín, J., J. J. Negro, J. H. Sarasola, J. J. Ferrero und D. Rivera (2008). Land-use changes may explain the recent range expansion of the Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus* in southern Europe. *Ibis*, 150:707–716.
- Balmford, A., L. Bennun, B. ten Brink, D. Cooper, I. M. Côté, P. Crane, A. Dobson, N. Dudley, I. Dutton, R. E. Green, R. D. Gregory, J. Harrison, E. T. Kennedy, C. Kremen, N. Leader-Williams, T. E. Lovejoy, G. Mace, R. May, P. Mayaux, P. Morling, J. Phillips, K. Redford, T. H. Ricketts, J. P. Rodríguez, M. Sanjayan, P. J. Schei, A. S. van Jaarsveld und B. A. Walther (2005). The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, 307:212–213.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper und R. K. Turner (2002). Economic reason for conserving wild nature. *Science*, 297:950–953.
- Balmford, A., J. L. Moore, T. Brooks, N. Burgess, L. A. Hansen, P. Williams und C. Rahbek (2001). Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291:2616–2619.
- Bani, L., D. Massimino, L. Bottoni und R. Massa (2006). A Multiscale Method for Selecting Indicator Species and Priority Conservation Areas: a Case Study for Broadleaved Forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 20(2):512–526.
- Barthlott, W., N. Biedinger, F. Feig, G. Kier und J. Mutke (1999). Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of the global biodiversity. *Acta Botanica Fennica*, 162:56–57.
- Bartholomé, E. und A. S. Belward (2005). GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(9):1959–1977.
- Bascompte, J. und R. V. Solé (1996). Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology*, 65:465–473.
- Baz, A. und A. Garcia-Boyer (1996). The SLOSS dilemma: a butterfly case study. *Nature*, 5:493–502.
- Bélisle, M., A. Desrochers und M.-J. Fortin (2001). Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology*, 82(7):1893–1904.
- Bender, D. J., T. A. Contreras und L. Fahrig (1998). Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79(2):517–533.
- Bender, D. J. und L. Fahrig (2005). Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology*, 86(4):1023–1033.
- Bender, D. J., L. Tischendorf und L. Fahrig (2003). Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, 18:17–39.
- Bennett, A. E. (2003). *Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. No. 1 in Conserving Forest Ecosystems Series. IUCN, 254 S.
- Betts, M. (2000). In search of ecological relevancy: a review of landscape fragmentation metrics and their application for the Fundy Model Forest. Report.
- Betts, R., M. Sanderson und S. Woodward (2008a). Effects of large-scale Amazon forest degradation on climate and air quality through fluxes of carbon dioxide, water, energy, mineral dust and isoprene. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, 363:1873–1880.
- Betts, R. A., Y. Malhi und J. T. Roberts (2008b). The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, 363:1729–1735.
- Bierregaard, R. O., C. Gascon, T. E. Lovejoy und R. C. G. Mesquita (Hrsg.) (2001). *Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, 496 S.
- Bierwagen, B. G. (2007a). Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystem*, 10:29–42.
- Bierwagen, B. G. (2007b). Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystem*, 10:29–42.

- Birk, R. J., T. Stanley, G. I. Snyder, T. A. Hennig, M. M. Fladeland und F. Policelli (2003). Government programs for research and operational uses of commercial remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 88:3–16.
- Blaum, N. und M. C. Wichmann (2007). Short-term transformation of matrix into hospitable habitat facilitates gene flow and mitigates fragmentation. *Journal of Animal Ecology*, 76:1116–1127.
- Boko, M., I. N. and. A. Nyong, C. Vogel, A. Githeko, M. Medany, B. Osman-Elasha, R. Tabo und P. Yanda (2007). Africa. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Report, Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden und C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge UK, 433–467.
- Bonan, G. B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, 320:1444–1449.
- Bortolus, A. (2008). Error Cascades in the Biological Sciences: The Unwanted Consequences of Using Bad Taxonomy in Ecology. *Ambio*, 37(2):114–118.
- Boswell, G. P., N. F. Britton und N. R. Franks (1998). Habitat fragmentation, percolation theory and the conservation of a keystone species. *Proceedings Royal Society London B*, 265:1921–1925.
- Boulinier, T., J. D. Nichols, J. E. Hines, J. R. Sauer, C. H. Flather und K. H. Pollock (2001). Forest fragmentation and bird community dynamics: Inference at regional scales. *Ecology*, 82(4):1159–1169.
- Bourski, O. V. und W. Forstmeier (2000). Does interspecific competition affect territorial distribution of birds? A long-term study on Siberian *Phylloscopus* warblers. *Oikos*, 88:341–350.
- Bowman, J., N. Cappuccino und L. Fahrig (2002). Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Conservation Ecology*, 6(1):1–8.
- Brachet, S., I. Olivieri, B. Godelle, E. Klein, N. Frascaria-Lacoste und P.-H. Gouyon (1999). Dispersal and Metapopulation Viability in a Heterogeneous Landscape. *Journal of theoretical Biology*, 198:479–495.
- Brashares, J. S., P. Arcese und M. K. Sam (2001). Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings Royal Society London B*, 268:2473–2478.
- Breiman, L., J. H. Friedman, R. A. Olshen und C. J. Stone (1984). *Classification and Regression Trees*. Wadsworth., 368 S.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. D. Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin und C. Hilton-Taylor (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4):909–923.
- Brown, J. H. und M. V. Lomolino (2000). Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory. *Global Ecology and Biogeography*, 5, 87–92.
- Bryant, D., D. Nielsen und L. Tangley (1997). The last frontier forests. Ecosystems and Economics on the edge. Report.
- Brühl, C. A., T. Eltz und K. E. Linsenmair (2003). Size does matter effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. *Biodiversity and Conservation*, 12:1371–1389.
- Bucha, T. und H.-J. Stibig (2008). Analysis of MODIS imagery for detection of clear cuts in the boreal forest in north-west Russia. *Remote Sensing of Environment*, 112:2416–2429.
- Buermann, W., S. Saatchi, T. B. Smith, B. R. Zutta, J. A. Chaves, B. Milá und C. H. Graham (2008). Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography*, 35:1160–1176.
- Bunn, A. G., D. L. Urban und T. H. Keitt (2000). Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, 59:265–278.
- Burgess, N., J. D. Hales, E. Underwood und E. Dinerstein (Hrsg.) (2004). *Terrestrial Ecoregions of Africa and Madagascar*, Kap. Beyond Political Boundaries, S. 17–29. World Wildlife Fund.
- Burgess, N. D., J. D. Hales, T. H. Ricketts und E. Dinerstein (2006). Factoring species, non-species values and threats into biodiversity prioritisation across the ecoregions of Africa and its islands. *Biological Conservation*, 127:383–401.
- Buyantuyev, A. und J. Wu (2007). Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*, 22:7–13.
- Cain, D. H., K. Riitters und K. Orvis (1997). A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*, 12:199–212.

- Caley, M. J., K. A. Buckley und G. P. Jones (2001). Separating ecological effects of habitat fragmentation, degradation, and loss on coral commensals. *Ecology*, 82(12):3435–3448.
- Cardille, J. A. und M. K. Clayton (2007). A regression tree-based method for integrating land-cover and land-use data collected at multiple scales. *Environmental and Ecological Statistics*, 14:161–179.
- Carey, C. und M. A. Alexander (2003). Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9:111–121.
- Carlson, A. (2000). The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management*, 131:215–221.
- Caswell, H. (1976). Community Structure: A Neutral Model Analysis. *Ecological Monographs*, 46(3):327–354.
- Chapin, T. F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavelle, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack und S. Díaz (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(11):2–34.
- Chapman, D. S., C. Dytham und G. S. Oxford (2007). Landscape and fine-scale movements of a leaf beetle: the importance of boundary behaviour. *Oecologia*, 154:55–64.
- Chatelain, C., H. Dao, L. Gautier und R. Spichiger (2004). *Biodiversity of West African Forest. An Ecological Atlas of Woody Plant Species*, Kap. Forest cover changes in Côte d'Ivoire and Upper Guinea, S. 15–32. CABI Publishing.
- Chatelain, C., L. Gautier und R. Spichiger (1996). A recent history of forest fragmentation in southwest Ivoir Coast. *Biodiversity and Conservation*, 5:37–53.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320:1458–1460.
- Chesson, P. L. (1985). Coexistence of Competitors in Spatially and Temporally Varying Environments: A Look at the Combined Effects of Different Sorts of Variability. *Theoretical Population Biology*, 28:263–287.
- Chetkiewicz, C.-L. B., C. C. S. Clair und M. S. Boyce (2006). Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37:317–342.
- Chiu, S. N. (2003). Spatial Point Pattern Analysis by using Voronoi Diagrams and Delaunay Tessellations A Comparative Study. *Biometrical Journal*, 45(1):367–376.
- Christie, T., M. K. Steininger, D. Juhn und A. Peal (2007). Fragmentation and clearance of Liberian forests during 1986–2000. *Oryx*, 41(4):539–543.
- CIESIN (2002). Gridded Population of the World (GPW). Report, Center for International Earth Science Information Network, Columbia University; International Food Policy Research Institute; World Resources Institute.
- Cincotta, R. P., J. Wisniewski und R. Engelman (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404:990–992.
- Clerici, N., A. Bodini, H. Eva, J.-M. Gregoire, D. Dulieu und C. Paolini (2007). Increased isolation of two Biosphere Reserves and surrounding protected areas (WAP ecological complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation*, 15:26–40.
- Coblentz, D. und P. L. Keating (2008). Topographic controls on the distribution of tree islands in the high Andes of south-western Ecuador. *Journal of Biogeography*, 35:2026–2038.
- Coblentz, D. D. und K. H. Riitters (2004). Topographic controls on the regional-scale biodiversity of the south-western USA. *Journal of Biogeography*, 31:1125–1138.
- Cochrane, M. A. und W. F. Laurance (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18:311–325.
- Colditz, R., C. Conrad, T. Wehrmann, M. Schmidt und S. Dech (eingereicht). TiSeG-A flexible software tool for time series generation of MODIS data utilizing the quality assessment science data set.
- Colditz, R. R. (2007). *Time Series Generation and Classification of MODIS Data for Land Cover Mapping*. Dissertation, Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- Collinge, S. K. und T. M. Palmer (2002). The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecology*, 17:647–656.
- Collins, R. J. und G. W. Barrett (1997). Effects of habitat fragmentation on meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*) population dynamics in experiment landscape patches. *Landscape Ecology*, 12(2):63–76.

- Colombo, R., D. Bellingeri, D. Fasolini und C. M. Marino (2003). Retrieval of leaf area index in different vegetation types using high resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 86:120–131.
- Congalton, R. G. (1991). A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, 37:35–46.
- Connell, S. D. (2003). Effects of habitat amount vs. habitat configuration on persistence of small vs. large populations inhabiting patchy landscapes. In *Records of the South Australian Museum (The 5th Invertebrate Biodiversity and Conservation Conference)*. Adelaide, Australia.
- Connor, E. F. und M. A. Bowers (1987). The spatial consequences of interspecific competition. *Annual Zool. Fennici*, 24:213–226.
- Conrad, C. (2006). *Fernerkundungsbasierte Modellierung und hydrologische Messungen zur Analyse und Bewertung der landwirtschaftlichen Wassernutzung in der Region Khorezm (Usbekistan)*. Dissertation, Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- Conrad, C., R. R. Colditz, A. Petrocchi, G. R. Rückert, S. W. Dech und M. Schmidt (2005). Time Series Generator-Ein flexibles Softwaremodul zur Generierung und Bewertung von Zeitserien aus NASA MODIS Datenprodukten. In J. Strobl, T. Blaschke und G. Griesebner (Hrsg.), *Beiträge zum 17. AGIT-Symposium Salzburg*, S. 100–105.
- Cook, W. M., R. M. Anderson und E. W. Schweiger (2004). Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape. *OIKOS*, 104:5–14.
- Cook, W. M., K. T. Lane, B. L. Foster und R. D. Holt (2002). Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5:619–623.
- Cord, A. (2007). *Classifying Land Cover using FAO-LCCS Standards in a Tree Savannah of Burkina Faso with ASTER and IKONOS Data*. Diplomarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- Corlett, R. T. (2000). Environmental heterogeneity and species survival in degraded tropical landscapes. In M. J. Hutchings, E. A. John und A. J. A. Stewart (Hrsg.), *The ecological consequences of environmental heterogeneity*, Kap. 16. Blackwell Science.
- Crawley, M. J. (2007a). Generalized linear models. In *The R book*, Kap. 27. Wiley & Sons.
- Crawley, M. J. (2007b). *The R book*. Wiley & Sons, 942 S.
- Cuarón, A. D. (2000). A Global Perspective on Habitat Disturbance and Tropical Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, 14(6):1574–1579.
- Cumming, G. S. (2007). Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landscape Ecology*, 22:671–685.
- Curran, L. M., I. Caniago, G. D. Paoli, D. Astianti, M. Kusneti, M. Leighton, C. E. Nirarita und H. Haeruman (1999). Impact of El Niño and Logging on Canopy Tree Recruitment in Borneo. *Science*, 286:2184–2188.
- Cushman, S. A., K. McGarigal und M. C. Neel (2008). Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8:691–703.
- Debeljak, M., S. Džeroski, K. Jerina, A. Kobler und M. Adamič (2001). Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modelling*, 138:321–330.
- Debinski, D. M. (2006). Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. *Journal of Biogeography*, 33:1791–1792.
- Debinski, D. M. und R. D. Holt (2000). A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology*, 14(2):342–355.
- Deblauwe, V., N. Barbier, P. Couteron, O. Lejeune und J. Bogaert (2008). The global biogeography of semi-arid periodic vegetation patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 17:715–723.
- Defourny, P., C. Vancutsem, P. Bicheron, C. Brockmann, F. Nino, L. Schouten und M. Leroy (2006). Globcover : A 300 m global land cover product for 2005 using Envisat MERIS time series. In *ISPRS Commission VII Mid-term Symposium "Remote Sensing: From Pixels to Processes"*, Enschede, the Netherlands, 8-11 May 2006, S. 59–68.
- DeFries, R. S. und J. C.-W. Chan (2000). Multiple Criteria for Evaluating Machine Learning Algorithms for Land Cover Classification from Satellite Data. *Remote Sensing of Environment*, 74:503–515.
- DeFries, R. S., M. Hansen, J. R. G. Townshend und R. Sohlberg (1998). Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: the use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 19(16):3141–3168.
- DeFries, R. S., M. C. Hansen, J. R. G. Townshend, A. C. Janetos und T. R. Loveland (2000). A new global 1-km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing. *Global Change Biology*, 6:247–254.

- DeFries, R. S. und J. R. G. Townshend (1999). Global land cover characterization from satellite data: from research to operational implementation? *Global Ecology and Biogeography*, 8:367–379.
- Delin, A. E. und H. Andrén (1999). Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology*, 14:67–72.
- DeWoody, Y. D., Z. Feng und R. K. Swihart (2005). Merging Spatial and Temporal Structure within a Metapopulation Model. *The American Naturalist*, 166(1):42–55.
- Di Gregorio, A. und L. J. M. Jansen (1998). Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual. Report, UNEP FAO.
- Di Gregorio, A. und L. J. M. Jansen (2005). *Land Cover Classification System, Classification Concepts and User Manual, Software version 2*. FAO, environmental and natural resources series Ed.
- Diniz-Filho, J. A. F., L. M. Bini, C. M. Vieira, M. C. de Souza, R. P. Bastos, D. Brandão und L. G. Oliveira (2004). Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 25:63–75.
- Diouf, A. und E. Lambin (2001). Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments*, 48:129–148.
- Dirzo, R. und P. H. Raven (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review Environmental Resources*, 28:137–167.
- Dormann, C. F. (2007a). Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16:129–138.
- Dormann, C. F. (2007b). Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology*, 8:387–397.
- Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. D. Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F. M. Schurr und R. Wilson (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30:609–628.
- Druryan, L. M. (1989). Advances in the study of sub-saharan drought. *International Journal of Climatology*, 9:77–90.
- Dungan, J. L., J. N. Perry, M. R. T. Dale, P. Legendre, S. Citron-Pousty, M.-J. Fortin, A. Jakomulska, M. Miriti und M. S. Rosenberg (2002). A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography*, 25:626–640.
- Dunning, J. B., Jr, D. J. Stewart, B. J. Danielson, B. R. Noon, T. L. Root, R. H. Lamberson und E. E. Stevens (1995). Spatially explicit population models: Current forms and future uses. *Ecological Applications*, 5(1):3–11.
- Duveiller, G., P. Defourny, B. Desclée und P. Mayaux (2008). Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, 112:1969–1981.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara und A. Newton (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130:481–494.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. Rey-Benayas und D. A. Coomes (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4):426–439.
- Ecke, F., P. Christensen, P. Sandström und B. Hörnfeldt (2006). Identification of landscape elements related to local declines of a boreal grey-sided vole population. *Landscape Ecology*, 21:485–497.
- Eigenbrod, F., S. J. Hecnar und L. Fahrig (2008). Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology*, 23:159–168.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. Peterson, S. J. Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M. S. Wisz und N. E. Zimmermann (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2):129–151.
- Elkie, P. C., R. S. Rempel und A. P. Carr (1999). Patch Analyst User's manual: A tool for quantifying landscape structure. Report, Technical Manual TM0002. Ontario Ministry of Natural Resources. Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Elmqvist, T., F. Berkes, C. Folke, P. Angelstam, A.-S. Crépin und J. Niemelä (2004). The Dynamics of Ecosys-

- tems, Biodiversity Management and Social Institutions at High Northern Latitudes. *Ambio*, 33(6):350–355.
- Elvidge, C. D., M. L. Imhoff, K. E. Baugh, V. R. Hobson, I. Nelson, J. Safran, J. B. Dietz und B. T. Tuttle (2001). Night-time lights of the world: 1994–1995. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 56:81–99.
- Esch, T., V. Himmler, C. Conrad, G. Schorcht, M. Thiel, F. Bachofer, T. Wehrmann, M. Schmidt und S. Dech (in revision 2009). Satellite-supported assessment of impervious surface for environmental policy reporting. *Remote Sensing of Environment*.
- Estes, L. D., G. S. Okin, A. G. Mwangi und H. H. Shugart (2008). Habitat selection by a rare forest antelope: A multi-scale approach combining field data and imagery from three sensors. *Remote Sensing of Environment*, 112:2033–2050.
- European Commission, J. R. C. (2003). Global Land Cover 2000 database.
- Eva, H. D., F. Achard, H.-J. Stibig und P. Mayaux (2003). Response to Comment on "Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests". *Science*, 299:1015b.
- Eva, H. D., A. S. Belward, E. E. de Miranda, C. M. di Bella, V. Gond, O. Huber, S. Jones, M. Sgrenzaroli und S. Fritz (2004). A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10:731–744.
- Evangelista, P. H., S. Kumar, T. J. Stohlgren, C. S. Jarnevich, A. W. Crall, J. B. N. III und D. T. Barnett (2008). Modelling invasion for a habitat generalist and a specialist plant species. *Diversity and Distributions*, 14:808–817.
- Ewers, R. M. und R. K. Didham (2007). The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology*, 21(4):926–936.
- Ewers, R. M. und A. W. F. Laurance (2006). Scale-dependent patterns of deforestation in the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation*, 33(3):203–211.
- Fahrig, L. (1992). Importance of Spatial and Temporal in a Patchy Environment. *Theoretical Population Biology*, 41:300–314.
- Fahrig, L. (1998). When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling*, 105:273–292.
- Fahrig, L. (2001). How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100:65–74.
- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12:346–353.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487–515.
- Fahrig, L. (2007). Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology*, 21(6):1003–1015.
- Fahrig, L. und G. Merriam (1994). Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology*, 8(1):50–59.
- FAO (1991). Digitized Soil Map of the World, Volume 1: Africa. Release 1.0. Report, United Nations Food and Agricultural Organization.
- FAO (2001). Global Forest Resources Assessment 2000–Main report. Report, United Nations Food and Agricultural Organization.
- FAO/UNEP (1981). Tropical Forest resources assessment project. Forest resources of tropical Africa. Report, United Nations Food and Agricultural Organization.
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology*, 19(3):680–688.
- Ferraz, G., G. J. Russell, P. C. Stouffer, R. O. B. Jr, S. L. Pimm und T. E. Lovejoy (2003). Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings National Academy of Science (USA)*, 100(24):14069–14073.
- Fischer, J. und D. B. Lindenmayer (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16:265–280.
- Fitzgerald, R. W. und B. G. Lees (1994). Assessing the Classification Accuracy of Multisource Remote Sensing Data. *Remote Sensing of Environment*, 47:362–368.
- Fjeldså, J. und N. D. Burgess (2008). The coincidence of biodiversity pattern and human settlement in Africa. *African Journal of Ecology*, 46:1–10.
- Fjeldså, J., D. Ehrlich, E. Lambin und E. Prins (1997). Are biodiversity "hotspots" correlated with current ecoclimatic stability? A pilot study using the NOAA-AVHRR remote sensing data. *Biodiversity and Conservation*, 6(3):401–422.
- Fjeldså, J. und J. C. Lovett (1997). Biodiversity and environmental stability. *Biodiversity and Conservation*, 6:315–323.

- Flather, C. H. und M. Bevers (2002). Patchy Reaction-Diffusion and Population Abundance: The Relative Importance of Habitat Amount and Arrangement. *The American Naturalist*, 159(1):40–56.
- Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80:185–201.
- Foody, G. M. und M. E. J. Cutler (2006). Mapping the species richness and composition of tropical forests from remotely sensed data with neural networks. *Ecological Modelling*, 195:37–42.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics. The ecology of lands and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 S.
- Forman, R. T. T. und M. Godron (1986a). Heterogeneity and Typology. In R. T. T. Forman und M. Godron (Hrsg.), *Landscape Ecology*, Kap. 13, S. 619. John Wiley and Sons, New York.
- Forman, R. T. T. und M. Godron (1986b). *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, 619 S.
- Fortin, M.-J., B. Boots, F. Csillag und T. K. Rimmel (2003). On the role of spatial stochastic models in understanding landscape indices in ecology. *OIKOS*, 102(1):203–212.
- Fortin, M.-J. und M. Dale (2005). *Spatial Analysis. A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, 365 S.
- Foxcroft, L. C. und S. Freitag-Ronaldson (2007). Seven decades of institutional learning: managing alien plant invasions in the Kruger National Park, South Africa. *Oryx*, 41(2):160–167.
- Fraser, R. H., T. A. Abuelgasim und R. Latifovic (2005). A method for detecting large-scale forest cover change using coarse spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 95:414–427.
- Freeman, E. A. und G. G. Moisen (2008). A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological Modelling*, 217:48–58.
- Frick, W. F., J. P. Hayes und P. A. Heady (2008). Patterns of island occupancy in bats: influences of area and isolation on insular incidence of volant mammals. *Global Ecology and Biogeography*, 17(5):622–632.
- Friedl, M. A. und C. E. Brodley (1997). Decision Tree Classification of Land Cover from Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment*, 61:399–409.
- Friedl, M. A., D. K. McIver, J. C. F. Hodges, X. Y. Zhang, D. Muchoney, A. H. Strahler, C. E. Woodcock, S. Gopal, A. Schneider, A. Cooper, A. Baccini, F. Gao und C. Schaaf (2002). Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83:287–302.
- Frohn, R. C. (1998). *Remote Sensing for Landscape Ecology. New metrics indicators for monitoring, modelling and assessment of ecosystems*. Lewis Publishers, 99 S.
- Fuller, D. O. (2006). Tropical forest monitoring and remote sensing: A new era of transparency in forest governance? *Singapore Journal of Tropical Geography*, 27(1):15–29.
- Galanes, I. T. und J. R. Thomlinson (2008). Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. *Plant Ecology*, S. 1–13.
- Garcia-Gigorro, S. und S. Saura (2005). Forest Fragmentation Estimated from Remotely Sensed Data: Is Comparison Across Scales Possible? *Forest Science*, 51(1):51–63.
- Gardner, R. H. (1999). *Landscape ecological analysis. Issues and applications.*, Kap. RULE: Map generation and a spatial analysis software., S. 280–303. Springer, New York.
- Gardner, R. H. (2007). *Qrule: a computer program for landscape hypothesis testing*. Manual (www.al.umces.edu/QRULE).
- Gardner, R. H., T. R. Lookingbill, P. A. Townsend und J. Ferrari (2008). A new approach for rescaling land cover data. *Landscape Ecology*, 23:513–526.
- Gardner, R. H., B. T. Milne, M. G. Turner und R. V. O'Neill (1987). Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(1):19–28.
- Gardner, R. H. und R. V. O'Neill (1991). *Patterns, Process, and Predictability: The Use of Neutral Models for Landscape Analysis*, S. 536. Springer, New York.
- Gardner, R. H., R. V. O'Neill, M. G. Turner und V. H. Dale (1989). Quantifying scale-dependent effects of animal movement with simple percolation models. *Landscape Ecology*, 3(3-4):217–227.
- Gardner, R. H. und D. L. Urban (2007). Neutral models for testing landscape hypotheses. *Landscape Ecology*, 22:15–29.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. J. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher und S. Borges (1999). Matrix

- habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91:223–229.
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405:220–227.
- Gaston, K. J. und A. S. L. Rodrigues (2003). Reserve Selection in Regions with poor Biological Data. *Conservation Biology*, 17(1):188–195.
- Gautier, L. und R. Spichiger (2004). *Biodiversity of West African Forests. An Ecological Atlas of Woody Plant Species*, Kap. The forest-savanna transition in West Africa, S. 33–40. CABI Publishing.
- Giannini, A., R. Saravanan und P. Chang (2003). Oceanic Forcing of Sahel Rainfall on Interannual to Interdecadal Time Scales. *Science*, 302:1027–1030.
- Gibbs, J. P. (1998). Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13:263–268.
- Gilabert, M. A., J. Gonzalez-Piqueras, F. J. Garcia-Haro und J. Melia (2002). A generalized soil-adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 82:303–310.
- Giri, C., Z. Zhu und B. Reed (2005). A comparative analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS land cover data sets. *Remote Sensing of Environment*, 94:123–132.
- Girvetz, E. H. und S. E. Greco (2006). How to define a patch: a spatial model for hierarchically delineating organism-specific habitat patches. *Landscape Ecology*, 22(8):1131–1142.
- GLOBCOVER (2008). <http://dup.esrin.esa.int/projects/summary68.asp>.
- Gonzalez, P. (2001). Desertification and a shift of forest species in the West African Sahel. *Climate Research*, 17:217–228.
- Goodin, D. G., D. E. Koch, R. D. Owen, Y.-K. Chu, J. M. S. Hutchinson und C. B. Jonsson (2006). Land cover associated with hantavirus presence in Paraguay. *Global Ecology and Biogeography*, 15:519–527.
- Goodwin, B. J. und L. Fahrig (2002). How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 99:552–570.
- Gornitz, V. und NASA (1985). A survey of anthropogenic vegetation changes in West Africa during the last century-climatic implications. *Climatic Change*, 7:285–325.
- Gotelli, N. J. und B. J. McGill (2006). Null versus neutral models: what's the difference? *Ecography*, 29(5):793–800.
- Goward, S. N., P. E. Davis, D. Fleming, L. Miller und J. R. Townshend (2003). Empirical comparison of Landsat 7 and IKONOS multispectral measurements for selected Earth Observation System (EOS) validation sites. *Remote Sensing of Environment*, 88:80–99.
- Graham, M. H. (2003). Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology*, 84(4):2809–2815.
- GRASS Development Team (2008). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*. Open Source Geospatial Foundation.
- Grimbacher, P. S., C. P. Catterall und N. E. Stork (2008). Do edge effects increase the susceptibility of rainforest fragments to structural damage resulting from a severe tropical cyclone? *Australian Ecology*, 33:525–531.
- Grimm, V., E. Revilla, U. Berger, F. Jeltsch, W. M. Mooij, S. F. Railsback, H.-H. Thulke, J. Weiner, T. Wiegand und D. L. DeAngelis (2005). Pattern-Oriented Modeling of Agent-Based Complex Systems: Lessons from Ecology. *Science*, 310:987–991.
- Gurd, D. B., T. D. Nudds und D. H. Rivard (2001). Conservation of Mammals in Eastern North American Wildlife Reserves: How Small Is Too Small? *Conservation Biology*, 15(5):1355–1363.
- Gustafson, E. J. und R. H. Gardner (1996). The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization. *Ecology*, 77(1):94–107.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12(2):321–334.
- Hannah, L. (2008). Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134:201–212.
- Hannah, L., T. E. Lovejoy und S. N. Schneider (2005). *Climate Change and Biodiversity*, Kap. Biodiversity and Climate Change in Context, S. 3–14. Yale University.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. Araújo, G. Hughes, E. Martinez-Meyer, R. Pearson und P. Williams (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontier in Ecology and the Environment*, 5(3):131–138.
- Hannah, L., G. F. Midgley und D. Millar (2002). Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11:485–495.

- Hansen, M., R. Dubayah und R. DeFries (1996). Classification trees: An alternative to traditional land cover classifiers. *International Journal of Remote Sensing*, 17(5):1075–1081.
- Hansen, M. C. und R. S. DeFries (2004). Detecting Long-term Global Forest Change Using Continuous Fields of Tree-Cover Maps from 8-km Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) Data for the Years 1982–99. *Ecosystems*, 7:695–716.
- Hansen, M. C., R. S. DeFries, J. R. G. Townshend, L. Marufu und R. Sohlberg (2002a). Development of a MODIS tree cover validation data set for Western Province, Zambia. *Remote Sensing of Environment*, 83:320–335.
- Hansen, M. C., R. S. Defries, J. R. G. Townshend und R. Sohlberg (2000). Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6/7):1331–1364.
- Hansen, M. C., R. S. DeFries, J. R. G. Townshend, R. Sohlberg, C. Dimiceli und M. Carroll (2002b). Towards an operational MODIS continuous field of percent tree cover algorithm: examples using AVHRR and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 83:303–319.
- Hansen, M. C. und B. Reed (2000). A comparison of the IGBP DISCover and University of Maryland 1 km global land cover products. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6):1365–1373.
- Hansen, M. C., D. P. Roy, E. Lindquist, B. Adusei, C. O. Justice und A. Altstatt (2008). A method for integrating MODIS and Landsat data for systematic monitoring of forest cover and change in the Congo Basin. *Remote Sensing of Environment*, 112:2495–2513.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396:41–49.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, 313 S.
- Hanski, I. (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. *EMBO*, 6(5):388–392.
- Hanski, I. und O. Ovaskainen (2000). The Metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404:755–758.
- Harcourt, A. H. und D. A. Doherty (2005). Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42:630–637.
- Hargis, C. D., J. A. Bissonette und J. L. David (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13:167–186.
- Harper, K. A., S. E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brososke, S. C. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaiteh und P.-A. Esseen (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3):768–782.
- Harrison, S. und E. Bruna (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22(3):225–232.
- Hay, G. J., D. J. Marceau, P. Dube und A. Bouchard (2001). A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology*, 16:471–490.
- Heegaard, E., R. H. Økland, H. Bratli, W. E. Dramstad, G. Engan, O. Pedersen und H. Solsta (2007). Regularity of species richness relationships to patch size and shape. *Ecography*, 30:589–597.
- Hein, S., J. Gombert, T. Hovestadt und H.-J. Poethke (2003). Movement patterns of the bush cricket *Platypleis albopunctata* in different types of habitat: matrix is not always matrix. *Ecological Entomology*, 28:432–438.
- Heisswolf, A., S. Reichmann, H. J. Poethke, B. Schroder und E. Obermaier (2008). Habitat quality matters for the distribution of an endangered leaf beetle and its egg parasitoid in a fragmented landscape. *Journal of Insect Conservation*, 5:1–11.
- Held, I. M., T. L. Delworth, J. Lu, K. L. Findell und T. R. Knutson (2003). Simulation of Sahel drought in the 20th and 21st centuries. *PNAS*, 102(50):17891–17896.
- Herold, M., P. Mayaux, C. E. Woodcock, A. Baccini und C. Schmullius (2008). Some challenges in global land cover mapping: An assessment of agreement and accuracy in existing 1 km datasets. *Remote Sensing of Environment*, 112:2538–2556.
- Herold, M., J. Scepan und K. C. Clarke (2002). The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. *Environment and Planning*, 34:1443–1458.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones und A. Jarvis (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25:1965–1978.

- Hijmans, R. J. und C. H. Graham (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12:2272–2281.
- Hill, M. F. und H. Caswell (1999). Habitat fragmentation and extinction thresholds on fractal landscapes. *Ecology Letters*, 2:121–127.
- Hillers, A., M. Veith und M.-O. Rödel (2008). Effects of Forest Fragmentation and Habitat Degradation on West African Leaf-Litter Frogs. *Conservation Biology*, 22(3):762–772.
- Hirzel, A. H. und G. L. Lay (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45:1372–1381.
- Hobbs, R. J. (2001). Synergisms among Habitat Fragmentation, Livestock Grazing, and Biotic Invasions in Southwestern Australia. *Conservation Biology*, 15(6):1522–1528.
- Hoyle, M. und A. R. Harborne (2005). Mixed effects of habitat fragmentation on species richness and community structure in a microarthropod microecosystem. *Ecological Entomology*, 30:684–691.
- Hulme, M., R. Doherty, T. Ngara, M. New und D. Lister (2000). African Climate Change: 1900-2100. *Climate Research*.
- Ives, A. R. und S. P. Carpenter (2008). Stability and Diversity of Ecosystems. *Science*, 317:58–62.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15:115–130.
- Jaeger, J. A. G. und L. Fahrig (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology*, 18(6):1651–1657.
- Jager, H. I. und A. W. King (2004). Spatial Uncertainty and Ecological Models. *Ecosystems*, 7:841–847.
- Jakalaniemi, A., J. Tuomi und P. Siikamäki (2006). Conservation of Species in Dynamic Landscapes: Divergent Fates of *Silene tatarica* Populations in Riparian Habitats. *Conservation Biology*, 20(3):844–852.
- James, P., B. Rayfield, M.-J. Fortin, A. Fall und G. Farley (2005). Reserve network design combining spatial graph theory and species spatial requirements. *Geomatica*, 59(3):323–333.
- Jensen, J. R. (2000). *Remote Sensing of the Environment: an earth resource perspective*. Prentice Hall Series in Geographic Information Science. Prentice Hall, 544 S.
- Jin, S. und S. A. Sader (2005). MODIS time-series imagery for forest disturbance detection and quantification of patch size effects. *Remote Sensing of Environment*, 99:462–470.
- Johnson, K. H., K. A. Vogt, H. Clark, O. Schmitz und D. Vogt (1996). Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 11:372–377.
- Jongman, R. H. G. (2002). Landscape Planning for Biological Diversity in Europe. *Landscape Research*, 27(2):187–195.
- Joppa, L. N., S. R. Loarie und S. L. Pimm (2008). On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18):6673–6678.
- Ju, J., E. D. Kolaczyk und S. Gopa (2003). Gaussian mixture discriminant analysis and sub-pixel land cover characterization in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 84:550–560.
- Jung, M., K. Henkel, M. Herold und G. Churkina (2006). Exploiting synergies of global land cover products for carbon cycle modeling. *Remote Sensing of Environment*, 101:534–553.
- Justice, C. O., E. Vermote, J. R. G. Townshend, R. Defries, D. P. Roy, D. K. Hall, V. V. Salomonson, J. L. Privette, G. Riggs, A. Strahler, W. Lucht, R. B. Myneni, Y. Knyazikhin, S. W. Running, R. R. Nemani, Z. Wan, A. R. Huete, W. van Leeuwen, R. E. Wolfe, L. Giglio, J.-P. Muller, P. Lewis und M. J. Barnsley (1998). The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Change Research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4):1228–1249.
- Kaiser, J. (2002). Satellites Spy More Forest Than Expected. *Science*, 297:919.
- Kalko, E. K. V., S. E. Villegas, M. Schmidt, M. Wegmann und C. F. J. Meyer (2008). Flying high - assessing the use of the aerosphere by bats. *Integrative and Comparative Biology*, 48(1):60–73.
- Kallimanis, A. S., W. E. Kunin, J. M. Halley und S. P. Sgardelis (2005). Metapopulation Extinction Risk under Spatially Autocorrelated Disturbance. *Conservation Biology*, 19(2):534–546.

- Kallimanis, A. S., A. D. Mazaris, J. Tzanopoulos, J. M. Halley, J. D. Pantis und S. P. Sgardelis (2008). How does habitat diversity affect the species–area relationship? *Global Ecology and Biogeography*, 16:1–7.
- Kareiva, P., S. Watts, R. McDonald und T. Boucher (2008). Domesticated Nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare. *Science*, 316:1866–1869.
- Kearney, M., B. L. Phillips, C. R. Tracy, K. A. Christian, G. Betts und W. P. Porter (2008). Modelling species distributions without using species distributions: the cane toad in Australia under current and future climates. *Ecography*, 31:422–434.
- Keitt, T. H. (2000). Spectral representation of neutral landscapes. *Landscape Ecology*, 15:479–493.
- Keitt, T. H., D. L. Urban und B. T. Milne (1997). Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Ecology and Society*, 1(1):1–11.
- Kerr, J. T. und I. Deguise (2004). Habitat loss and the limits to endangered species recovery. *Ecology Letters*, 7:1163–1169.
- Kerr, J. T. und M. Ostrovsky (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18(6):299–305.
- Keymer, J. E., P. A. Marquet, J. X. Velasco-Hernandez und S. A. Levin (2000). Extinction Thresholds and Metapopulation Persistence in Dynamic Landscapes. *The American Naturalist*, 156(5):478–494.
- Kindlmann, P. und F. Burel (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, 23:879–890.
- Kinnaird, M. F., E. W. Sanderson, T. G. O'Brien, H. T. Wibisono und W. Gillian (2003). Deforestation Trends in a Tropical Landscape and Implications for Endangered Large Mammals. *Conservation Biology*, 17(1):245–257.
- Klausmeier, C. A. (2001). Habitat destruction and extinction in competitive and mutualistic metacommunities. *Ecology Letters*, 4:57–63.
- Klop, E. und H. H. T. Prins (2008). Diversity and species composition of West African ungulate assemblages: effects of fire, climate and soil. *Global Ecology and Biogeography*, 17:778–787.
- Koper, N. und F. K. A. Schmiegelow (2006). A multiscaled analysis of avian response to habitat amount and fragmentation in the Canadian dry mixedgrass prairie. *Landscape Ecology*, 21:1045–1059.
- Koper, N., F. K. A. Schmiegelow und E. H. Merrill (2007). Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation: implications for the debate. *Landscape Ecology*, 22:811–820.
- Koprowski, J. L. (2005). The response of tree squirrels to fragmentation: a review and synthesis. *Animal Conservation*, 8:369–376.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper, New York, USA, 620 S.
- Krummel, J. R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neil und P. R. Coleman (1987). Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, 48:321–324.
- Kunin, W. E. (1997). Sample shape, spatial scale and species counts: Implications for reserve design. *Biological Conservation*, 82:369–377.
- Kupfer, J. A., G. P. Malanson und S. B. Franklin (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15:8–20.
- Lambin, E. F., H. J. Geist und E. Lepers (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:205–241.
- Lancaster, J. (1996). Scaling the effects of predation and disturbance in a patchy environment. *Oecologia*, 107:321–331.
- Landres, P. B., P. Morgan und F. J. Swanson (1999). Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*, 9:1179–1188.
- Lauer, W. (1999). *Klimatologie*. Westermann, 270 S.
- Laurance, S. G. W., P. C. Stouffer und W. F. Laurance (2004a). Effects of Road Clearings on Movement Patterns of Understory Rainforest Birds in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 18(4):1099–1109.
- Laurance, W. F. (1999). Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91:109–117.
- Laurance, W. F. (2000a). Do edge effects occur over large spatial scales? *TREE*, 15(4):134–144.
- Laurance, W. F. (2000b). Edge effects and ecological processes: are they on the same scale? - Reply from W. F. Laurance. *TREE*, 15(9):373.
- Laurance, W. F. (2001). Tropical Logging and human invasions. *Conservation Biology*, 15(1):4–5.

- Laurance, W. F. (2004). Forst-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transaction of the Royal Society London B*, 359:345–352.
- Laurance, W. F. (2008). Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141:1731–1744.
- Laurance, W. F., R. O. Bierregaard, C. Gascon, R. K. Didham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites, M. Andersen, M. D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo und C. Moritz (1997). *Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities*, Kap. Tropical Forest Fragmentation: Synthesis of a Diverse and Dynamic Discipline, S. 502–525. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F., B. M. Croes, L. Tchignoumba, S. A. Lahm, A. Alonso, M. E. Lee, P. Campbell und C. Ondzeano (2006). Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, 20(4):1251–1261.
- Laurance, W. F. und T. J. Curran (2008). Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. *Australian Ecology*, 33:399–408.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De Merona, S. G. Laurance, R. W. Hutchings und T. E. Lovejoy (1998a). Effects of Forest Fragmentation on Recruitment Patterns in Amazonian Tree Communities. *Conservation Biology*, 12(2):460–464.
- Laurance, W. F. und C. Gascon (1997). How to Creatively Fragment a Landscape. *Conservation Biology*, 11(2):577–579.
- Laurance, W. F., S. G. Laurance und P. Delamonica (1998b). Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *Forest Ecology and Management*, 110:173–180.
- Laurance, W. F., S. G. Laurance und D. W. Hilbert (2008). Long-Term Dynamics of a Fragmented Rainforest Mammal Assemblage. *Conservation Biology*, 22(5):1154–1164.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance und E. Sampaio (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3):605–618.
- Laurance, W. F., R. Mesquita, R. Luizo und F. Pinto (2004b). The biological dynamics of forest fragments project: 25 Years of Research in the Brazilian Amazon. *Tropinet*, 15(2/3):69011–69970.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. Andrade, R. M. Ewers, K. E. Harms, R. C. C. Luizao und J. E. Ribeiro (2007). Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLOS ONE*, 10:1–8.
- Laurance, W. F., H. L. Vasconcelos und T. E. Lovejoy (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34(1):69011–69970.
- Laurance, W. F. und G. B. Williamson (2001). Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. *Conservation Biology*, 15(6):1529–1535.
- Lawrence, R. L., S. D. Wood und R. L. Sheley (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (RandomForest). *Remote Sensing of Environment*, 100:356–362.
- Leathwick, J. R. (2002). Intra-generic competition among Nothofagus in New Zealand's primary indigenous forests. *Biodiversity and Conservation*, 11:2177–2187.
- Legendre, P. und L. Legendre (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier.
- Lehmann, A., J. R. Leathwick und J. M. Overton (2002). Assessing New Zealand fern diversity from spatial predictions of species assemblages. *Biodiversity and Conservation*, 11:2217–2238.
- Lehmann, A., J. M. Overton und J. R. Leathwick (2003). GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*, 160:165–183.
- Leimgruber, P., J. B. Gagnon, C. Wemmer, D. S. Kelly, M. A. Songer und E. R. Selig (2003). Fragmentation of Asia's remaining wildlands: implications for Asian elephant conservation. *Animal Conservation*, 6:347–359.
- Levey, D. J., J. J. Tewksbury und B. M. Bolker (2008). Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Journal of Ecology*, 96:599–608.
- Lewis, O. T. (2006). Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical Transaction of the Royal Society London B*, 361:163–171.
- Liang, S. (2004). *Quantitative Remote Sensing*. Wiley Series in Remote Sensing. Wiley & Sons, 534 S.
- Lidicker, W. Z. J. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, 14:333–343.

- Lindenmayer, D. B. und J. Fischer (Hrsg.) (2006). *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, 329 S.
- Lindenmayer, D. B., S. McIntyre und J. Fischer (2003). Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biological Conservation*, 110:61–66.
- Lindenmayer, D. B., J. T. Wood, R. B. Cunningham, M. Crane, C. MacGregor, D. Michael und R. Montague-Drake (2008). Experimental evidence of the effects of a changed matrix on conserving biodiversity within patches of native forest in an industrial plantation landscape. *Landscape Ecology*, S. 1–13.
- Liu, C., P. Frazier und L. Kumar (2007). Comparative assessment of the measures of thematic classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 107:606–616.
- Lomolino, M. V. (2000a). A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 9:1–6.
- Lomolino, M. V. (2000b). A species-based theory of insular zoogeography. *Global Ecology & Biogeography*, 16:39–58.
- Lomolino, M. V. (2000c). Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 21(4):17–26.
- Lomolino, M. V. und M. D. Weiser (2001). Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography*, 28:431–445.
- Los, S. O., G. P. Weedon, P. R. J. North, J. D. Kaduk, C. M. Taylor und P. M. Cox (2006). An observation based estimate of the strength of rainfall-vegetation interactions in the Sahel. *Geophysical Research Letter*, 33:1–5.
- Loucks, C. J., L. Zhi, E. Dinerstein, W. Dajun, F. Dali und W. Hao (2003). The Giant Pandas of the Qinling Mountains, China: a Case Study in Designing Conservation Landscapes for Elevational Migrants. *Conservation Biology*, 17(2):558–565.
- Loveland, T. R., B. C. Reed, J. F. Brown, D. O. Ohlen, Z. Zhu, L. Yang und J. W. Merchant (2000). Development of a global land cover characteristics database and IGBP DISCover from 1 km AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6/7):1303–1330.
- Lozano, F. J., S. Suárez-Seoane, M. Kelly und E. Luis (2008). A multi-scale approach for modeling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region. *Remote Sensing of Environment*, 112:708–719.
- Luck, G. W., T. H. Ricketts, G. C. Daily und M. Imhoff (2004). Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *PNAS*, 101(1):182–186.
- MacArthur, R. und E. Wilson (1967). *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Macchi, G. (2008). Spatial Analysis Utilities: a quantitative tool for studies on archaeological distribution. online.
- Malanson, G. P. und B. E. Cramer (1999). Landscape heterogeneity, connectivity, and critical landscapes for conservation. *Diversity and Distributions*, 5:27–39.
- Malhi, Y. und R. M. Román-Cuesta (2008). Analysis of lacunarity and scales of spatial homogeneity in IKONOS images of Amazonian tropical forest canopies. *Remote Sensing of Environment*, 112:2074–2087.
- Manning, A. D., D. B. Lindenmayer und H. A. Nix (2004). Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos*, 104(3):621–628.
- Manu, S., W. Peach und W. Cresswell (2007). The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *Ibis*, 149:287–297.
- Matter, S. F., T. Roslin und J. Roland (2005). Predicting immigration of two species in contrasting landscapes: effects of scale, patch size and isolation. *Oikos*, 111(2):359–367.
- Mayaux, P., E. Bartholome, S. Fritz und A. Belward (2004). A new landcover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, 31:861–877.
- Mayaux, P., P. Holmgren, F. Achard, H. Eva, H.-J. Stibig und A. Branthomme (2005). Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, 360:373–384.
- McCoy, E. D. und H. R. Mushinsky (1999). Habitat fragmentation and the abundances of vertebrates in the florida scrub. *Ecology*, 80(8):2526–2538.
- McGarigal, K. (2000). *Landscape Pattern Metrics*. Manual.
- McGarigal, K. und S. A. Cushman (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12(2):335–345.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel und E. Ene (2007). Fragstats: Spatial pattern analyses program for categorical maps. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

- McGarigal, K. und B. J. Marks (1995). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Report.
- McGarigal, K., S. Tagil und S. A. Cushman (2008). Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, online:1–18.
- McIntyre, S. und G. W. Barrett (1992). Habitat Variation, an Alternative to Fragmentation. *Conservation Biology*, 6(1):146–147.
- McIntyre, S. und R. Hobbs (1999). A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology*, 13(6):1282–1292.
- McShea, W. J., P. Leimgruber, M. Aung, S. L. Monfort und C. Wemmer (1999). Range collapse of a tropical cervid (*Cervus eldi*) and the extent of remaining habitat in central Myanmar. *Animal Conservation*, 2:173–183.
- Meentemeyer, V. (1989). Geographical perspectives of space, time, and scale. *Landscape Ecology*, 3(3/4):163–173.
- Menzel, A., T. H. Sparks, N. Estrella und D. B. Roy (2006). Altered geographic and temporal variability in phenology in response to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 15:498–504.
- Meyer, C. F. J., J. Fründ, W. P. Lizano und E. K. V. Kalko (2008). Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology*, 2008:381–391.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Scenarios, Volume 2. 2:577.
- Minor, E. S. und D. L. Urban (2008). A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology*, 22(2):297 – 307.
- Mladenoff, D. J. und B. DeZonia (2000). APACK 2.14 Analysis Software: User's guide. Report, Forest Landscape Ecology Laboratory, Department of Forest Ecology and Management, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA.
- Moilanen, A. (2002). Implications of empirical data quality to metapopulation model parameter estimation and application. *Oikos*, 96:516–530.
- Moilanen, A. und I. Hanski (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95(1):147–151.
- Moilanen, A. und M. Nieminen (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4):1131–1145.
- Muchoney, D., A. Strahler, J. Hodges und J. LoCastro (1999). The IGBP DISCover confidence sites and the system for terrestrial ecosystem parameterization: Tools for validating global land-cover data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65:1061–1067.
- Mueller, U. G. und C. Rabeling (2008). A breakthrough innovation in animal evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(14):5287–5288.
- Murphy, H. T. und J. Lovett-Doust (2004). Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, 105:3–14.
- Myers, N. (1988). *Biodiversity*, Kap. Tropical forests and their species: going, going ...?, S. 28–35. National Academy Press, Washington D.C.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca und J. Kent (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853–858.
- Nagendra, H. (2001). Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 22(12):2377–2400.
- Nascimento, H. E. M., A. C. S. Andrade, J. L. C. Camargo, W. F. Laurance, S. G. Laurance und J. E. L. Ribeiro (2006). Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology*, 20(3):853–860.
- Neel, M. C., K. McGarigal und S. A. Cushman (2004). Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology*, 19:435–455.
- Nelson, A. (2004). Population Density for Africa. Report, UNEP/GRID Sioux Falls, SD, USA.
- Neteler, M. und H. Mitasova (2008). *Open Source GIS: A GRASS GIS Approach. Third Edition*. The International Series in Engineering and Computer Science: Volume 773. Springer, 406 S.
- Nicholson, S. E. (1993). Overview of African Rainfall Fluctuations of the Last Decade. *American Meteorological Society*, 6:1463–1466.
- Nicholson, S. E. (2000). An analysis of recent rainfall conditions in West Africa, including the rainy seasons of the 1997 El Nino and the 1998 La Nina years. *Journal of Climate*, 13:2628–2640.

- Nicholson, S. E., C. J. Tucker und M. B. Ba (1998). Desertification, Drought, and Surface Vegetation: An Example from the West African Sahel. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(5):815–829.
- NIMA (1997). Vector Map Level 0 (VMAP 0). Report 003, National Imagery and Mapping Agency, Washington.
- Nobre, C. A., P. J. Sellers und J. Shukla (1991). Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. *Journal of Climate*, 4:957–988.
- North, A. und O. Ovaskainen (2007). Interactions between dispersal, competition, and landscape heterogeneity. *Oikos*, 116:1106–1119.
- Oates, J. F., M. Abedi-Lartey, W. S. McGraw, T. T. Struhsaker und G. H. Whitesides (2000). Extinction of a West African Red Colobus Monkey. *Conservation Biology*, 14(5):1526–1532.
- Obbink, M. H., M. Molenaar, J. G. P. W. Clevers, M. Loos und A. de Gier (1990). Bridging remote sensing analysts and decisionmakers; the support of aggregate mosaic theory to monitor tropical deforestation.
- O'Brien, K. L. (1996). Tropical deforestation and climate change. *Progress in Physical Geography*, 20(3):311–335.
- Oetter, D. R., W. B. Cohen, M. Berterretche, T. K. Maier-sperger und R. E. Kennedy (2000). Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 76:139–155.
- Okabe, A., B. Boots und K. Sugihara (1992). *Spatial tessellation concepts and applications of Voronoi diagrams*. J. Wiley & Sons, Chichester, England, 671 S.
- Olden, J. D., R. L. Schooley, J. B. Monroe und N. L. Poff (2004). Context-dependent perceptual ranges and their relevance to animal movements in landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 73:1190–1194.
- Olf, H. und M. E. Ritchie (2002). Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 58:83–92.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D. Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao und K. R. Kassem (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11):933–938.
- Olsson, L., L. Eklundh und J. Ardö (2005). A recent greening of the Sahel: trends, patterns and potential causes. *Journal of Arid Environments*, 63:556–566.
- O'Neill, R. V., B. T. Milne, M. G. Turner und R. H. Gardner (1988). Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*, 2(1):63–69.
- O'Neill, R. V., K. H. Riitters, J. D. Wickham und K. B. Jones (1999). Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment. *Ecosystem health*, 5(4):276–233.
- Opdam, P. und D. Wascher (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117:285–297.
- Openshaw, K. (2005). *Natural resources: population growth and sustainable development in Africa*, Kap. 11, S. 113–123. Cambridge University Press.
- Osborne, P. E., J. C. Alonso und R. G. Bryant (2001). Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology*, 38:458–471.
- Osborne, P. E., S. Suárez-Seoane und J. C. Alonso (2007). Behavioural mechanisms that undermine species envelope models: the causes of patchiness in the distribution of great bustards *Otis tarda* in Spain. *Ecography*, 30:819–828.
- Oslisly, R. (2001). *African Rain Forest Ecology and Conservation*, Kap. The history of human settlement in the middle Ogooué Valley (Gabon). Implications for the environment, S. 101–118. Yale University.
- Ovaskainen, O. (2002). Long-Term Persistence of Species and the SLOSS Problem. *Journal of theoretical Biology*, 218:419–433.
- Ovaskainen, O. und I. Hanski (2003). How much does an individual habitat fragment contribute to metapopulation dynamics and persistence? *Theoretical Population Biology*, 64:481–495.
- Ozesmi, S. L. und M. E. Bauer (2002). Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10:381–402.
- Parks, S. A. und A. H. Harcourt (2002). Reserve Size, Local Human Density, and Mammalian Extinctions in U.S. Protected Areas. *Conservation Biology*, 16(3):800–808.
- Pascual-Hortal, L. und S. Saura (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and

- corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21:959–967.
- Pearson, S. M. und R. H. Gardner (1997). *Neutral Models: Useful Tools for Understanding Landscape Patterns*, S. 215–230. Springer.
- Pe'er, G. und S. Kramer-Schadt (2007). Incorporating the perceptual range of animals into connectivity models. *Ecological Modelling*, 213:73–85.
- Pe'er, G., D. Saltz, H.-H. Thulke und U. Motro (2004). Response to topography in a hilltopping butterfly and implications for modelling nonrandom dispersal. *Animal Behaviour*, 68:825–839.
- Pereira, H. M. und H. D. Cooper (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(3):123–129.
- Perera, A. H., D. J. B. Baldwin und F. Schnekenburger (1997). LEAPII: A Landscape ecological analysis package for land use planners and managers. Report, Forest Research Report No. 146. Ontario Forest Research Institute, Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario, Canada.
- Peter, H., D. Ralph, W. Wayne, B. J. Bryan, H. Michelle und H. Carolyn (2006). Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multisensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM+, Quickbird) synergy. *Remote Sensing of Environment*, 102:63–73.
- Phillips, O. L., S. Rose, A. M. Mendoza und P. N. Vargas (2006a). Resilience of Southwestern Amazon Forests to Anthropogenic Edge Effects. *Conservation Biology*, 20(6):1698–1710.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson und R. E. Schapire (2006b). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231–259.
- Phillips, S. J., M. Dudik und R. E. Schapire (2004). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. In *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*, vol. 69, S. 655–662.
- Pimm, S. L. (1998). The forest fragment classic. *Nature*, 393:23–24.
- Pimm, S. L. und P. Raven (2000). Extinction by numbers. *Nature*, 403:843–845.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., Brooks und T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269:347–350.
- Plummer, S. E. (2000). Perspectives on combining ecological process models and remotely sensed data. *Ecological Modelling*, 129:169–186.
- Poorter, L., F. Bongers und R. H. M. J. Lemmens (2004). *Biodiversity of West African Forests. An Ecological Atlas of woody plant species.*, Kap. West African forests: introduction, S. 5–14. CABI Publishing.
- Potapov, P., A. Yaroshenko, S. Turubanova, M. Dubinin, L. Laestadius, C. Thies, D. Aksenov, A. Egorov, Y. Yessipova, I. Glushkov, M. Karpachevskiy, A. Kostikova, A. Manisha, E. Tsybikova und I. Zhuravleva (2008). Mapping the World's Intact Forest Landscapes by Remote Sensing. *Ecology and Society*, 13(2):1–16.
- Primack, R. und R. Corlett (2006). *Tropical Rain Forest*. Blackwell, 336 S.
- Prinn, R. G. (2003). The cleansing capacity of the atmosphere. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:29–57.
- Qi, J., A. Chehbouni, A. R. Huete, Y. H. Kerr und S. So-rooshian (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48:119126.
- R Development Core Team (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Rangel, T. F., J. A. F. Diniz-Filho und L. M. Bini (2006). Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 15:321–327.
- Raxworthy, C. J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R. A. Nussbaum, G. E. Schneider, M. A. Ortega-Huerta und A. T. Peterson (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Letters to Nature*, 426(426):10024–15192.
- Ray, N., A. Lehmann und P. Joly (2002). Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, 11:2143–2165.
- Reed, B. C., J. F. Brown, D. VanderZee, T. R. Loveland, J. W. Merchant und D. O. Ohlen (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5:703–714.
- Reed, R. A., J. Johnson-Barnard und W. L. Baker (1996). Contribution of Roads to Forest Fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10(4):1098–1106.

- Reusch, T. B. H., A. Ehlers, A. Hammerli und B. Worm (2005). Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *PNAS*, 102(8):2826–2831.
- Revilla, E., T. Wiegand, F. Palomares, P. Ferreras und M. Delibes (2004). Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. *The American Naturalist*, 164(5):130–153.
- Ricketts, T. H. (2001). The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *The American Naturalist*, 158(1):87–99.
- Ries, L. und T. D. Sisk (2004). A predictive model of edge effects. *Ecology*, 85(11):2917–2926.
- Riitters, K., J. Wickham, R. O’Neill, B. Jones und E. Smith (2000). Globalscale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*, 4(2):online.
- Riitters, K. H., R. V. O. Neil, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, D. H. Yankee, S. P. Timmins, K. B. Jones und B. L. Jackson (1995). A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10(1):23–29.
- Riitters, K. H., P. Vogt, P. Soille, J. Kozak und C. Estreguil (2007). Neutral model analysis of landscape patterns from mathematical morphology. *Landscape Ecology*, 22:1033–1043.
- Ritchie, E. G., J. K. Martin, C. N. Johnson und B. J. Fox (2009). Separating the influence of environment and species interactions on patterns of distribution and abundance: competition between large herbivores. *Journal of Animal Ecology*, S. xxx–xxx.
- Roberge, J.-M. und P. Angelstam (2004). Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology*, 18(1):76–85.
- Rocchini, D. (2007). Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem α -diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 111:423–434.
- Rodríguez, A., H. Andren und G. Jansson (2001). Habitat mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos*, 95:383–396.
- Roedenbeck, I. A., L. Fahrig, C. S. Findlay, J. E. Houlahan, J. A. G. Jaeger, N. Klar, S. Kramer-Schadt und E. A. van der Grift (2007). The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society*, 12(1):online.
- Roerink, G. J., M. Menenti, W. Soepboer und Z. Su (2003). Assessment of climate impact on vegetation dynamics by using remote sensing. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28:103–109.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon und E. C. Meslow (1997). Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience*, 47(10):677–687.
- Rosenberg, M. (2008). PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. online.
- Rosenqvist, A., M. Shimada, B. Chapman, A. Freeman, G. D. Grandi, S. Saatchi und Y. Rauste (2000). The Global Rain Forest Mapping project—a review. *International Journal of Remote Sensing*, 21(6 & 7):1375–1387.
- Rosenzweig, C., D. Karoly, M. Vicarelli, P. Neofotis, Q. Wu, G. Casassa, A. Menzel, T. L. Root, N. Estrella, B. Seguin, P. Tryjanowski, C. Liu, S. Rawlins und A. Imeson (2008). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453:353–358.
- Rosenzweig, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, 436 S.
- Rubenstein, D. R. und I. J. Lovette (2007). Temporal Environmental Variability Drives the Evolution of Cooperative Breeding in Birds. *Current Biology*, 17:1414–1419.
- Rukke, B. A. (2000). Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 23:492–502.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Barlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker und D. H. Wall (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287:1770–1774.
- Salmun, H. und A. Molod (2006). Progress in modeling the impact of land cover change on the global climate. *Progress in Physical Geography*, 30(6):737–749.
- Sanderson, E. W., M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo und G. Woolmer (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52(10):891–904.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs und C. R. Margules (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5(1):18–32.
- Saura, S. (2004). Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 19:197–209.
- Saura, S. und J. Martínez-Millán (2000). Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology*, 15:661–678.

- Saura, S. und J. Martínez-Millán (2001). Sensitivity of Landscape Pattern Metrics to Map Spatial Extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67(9):1027–1036.
- Saura, S. und L. Pascual-Hortal (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83:91–103.
- Saveraid, E. H., D. M. Debinski, K. Kindscher und M. E. Jakubauskas (2001). A comparison of satellite data and landscape variables in predicting bird species occurrences in the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Landscape Ecology*, 16:71–83.
- Scheffer, M. und S. R. Carpenter (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12):648–656.
- Scheuring, I. (1991). The Fractal Nature of Vegetation and the Species-Area Relation. *Theoretical Population Biology*, 39:170–177.
- Schlaepfer, M. A. und T. A. Gavin (2001). Edge Effects on Lizards and Frogs in Tropical Forest Fragments. *Conservation Biology*, 15(4):1079–1090.
- Schneider, M. F. (2001). Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology*, 38:720–735.
- Schooley, R. L. und J. A. Wiens (2005). Spatial ecology of cactus bugs: Area constraints and patch connectivity. *Ecology*, 86(6):1627–1639.
- Schwarz, M. und N. E. Zimmermann (2005). A new GLM-based method for mapping tree cover continuous fields using regional MODIS reflectance data. *Remote Sensing of Environment*, 95:428–443.
- Segurado, P. und M. B. Araújo (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31:1555–1568.
- Senapathi, D., I. N. Vogiatzakis, P. Jeganathan, J. A. Gill, R. E. Green, C. G. R. Bowden, A. R. Rahmani, D. Pain und K. Norris (2007). Use of remote sensing to measure change in the extent of habitat for the critically endangered Jerdon's Courser *Rhinoptilus bitorquatus* in India. *Ibis*, 149:328–337.
- Shafer, C. L. (2001). Inter-reserve distance. *Biological Conservation*, 100:215–227.
- Shen, W., G. D. Jenerette, J. Wu und R. H. Gardner (2004). Evaluating empirical scaling relations of pattern metrics with simulated landscapes. *Ecography*, 27:459–469.
- Shorrocks, B. (2007). *The Biology of African Savannas*. The Biology of Habitats Series. Oxford University Press, 268 S.
- Shukla, J., C. Nobre und P. Sellers (1990). Amazon Deforestation and Climate Change. *Science*, 247:1322–1325.
- Sierra Leone (1937). Report, Colonial Reports Annual No. 1873.
- Sierra Leone (1939). Report, Forestry Report, Govt. Printer, Freetown, Sierra Leone.
- Sih, S., B. G. Jonsson und G. Luikart (2000). Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(4):132–134.
- Skidmore, A. K., B. O. Oindo und M. Y. Said (1992). Biodiversity Assessment by Remote Sensing. In *Proceedings of the 30th International symposium on remote sensing of the environment : information for risk management and sustainable development, November 10-14, 2003, Honolulu, Hawaii*, S. 1–4.
- Skole, D. und C. Tucker (1993). Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260(5116):1905–1910.
- Smith, T. B., R. K. Wayne, D. J. Girman und M. W. Bruford (1997). A Role for Ecotones in Generating Rainforest Biodiversity. *Science*, 276:1855–1857.
- Solé, R. V. und S. C. Manrubia (1995). Are Rainforests Self-organized in a Critical State? *Journal of theoretical Biology*, 173:31–40.
- Söndgerath, D. und B. Schröder (2002). Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations – a simulation study. *Landscape Ecology*, 17(1):57–70.
- Steffan-Dewenter, I., M. Kessler, J. Barkmann, M. M. Bos, D. Buchori, S. Erasmi, H. Faust, G. Gerold, K. Glenk, S. R. Gradstein, E. Guhardja, M. Harteveld, D. Hertel, P. Hohn, M. Kappas, S. Köhler, C. Leuschner, M. Maertens, R. Marggraf, S. Migge-Kleian, J. Mogege, R. Pitopang, M. Schaefer, S. Schwarze, S. G. Sporn, A. Steingrebe, S. S. Tjitrosoedirdjo, S. Tjitrosoemito, A. Twele, R. Weber, L. Woltmann, M. Zeller und T. Tschardtke (2007). Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *PNAS*, 104(12):4973–4978.

- Steffan-Dewenter, I., U. Munzenberg, C. Burger, C. Thies und T. Tschamntke (2002). Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5):1421–1432.
- Steffan-Dewenter, I. und S. Schiele (2008). Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats? *Ecology*, 89(5):1375–1387.
- Stickler, C. M. und J. Southworth (2008). Application of multi-scale spatial and spectral analysis for predicting primate occurrence and habitat associations in Kibale National Park, Uganda. *Remote Sensing of Environment*, 112:2170–2186.
- Stoms, D. M. und J. E. Estes (1993). A remote sensing agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 14(10):1839–1860.
- Strand, H., R. Höft, J. Strittholt, L. Miles, N. Horning, E. Fosnight und W. Turner (2007). Sourcebook on Remote Sensing and Biodiversity Indicators. Report, NASA-NGO Biodiversity Working Group and UNEP-WCMC.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman und R. W. Waller (2004). Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, 306:1783–1786.
- Sturm, H.-J. (1995). Das Überweidungsproblem in der westafrikanischen Savanne. Neue Ansätze und Perspektiven. Report.
- Sugden, A., J. Smith und E. Pennisi (2008). The future of forest. *Science*, 320:1435.
- Tabarelli, M., J. M. C. DaSilva und C. Gascon (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13:1419–1425.
- Tabarelli, M. und C. Gascon (2005). Lessons from Fragmentation Research: Improving Management and Policy Guidelines for Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 19(3):734–739.
- Tatem, A. J. (2009). The worldwide airline network and the dispersal of exotic species: 2007–2010. *Ecography*, S. xxx–xxx.
- Taubenböck, H., M. Wegmann, C. Berger, M. Breunig, A. Roth und H. Mehl (2008). Spatiotemporal analysis of indian mega cities. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B2. Beijing*, S. 75–82.
- Taylor, P., L. Fahrig und K. A. With (2006). *Landscape connectivity: a return to the basics*, S. 29–43. Cambridge University Press.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein und G. Merriam (1993a). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3):571–573.
- Taylor, P. D., L. Fahrig und K. A. With (1993b). Kap. Landscape connectivity: a return to the basics. *Conservation Biology* (No. 14).
- Teder, T., M. Moora, E. Roosalu, K. Zobel, M. Pärtel, U. Kõljalg und M. Zobel (2007). Monitoring of Biological Diversity: a Common-Ground Approach. *Conservation Biology*, 21(2):313–317.
- Thiollay, J.-M. (2006). Large bird declines with increasing human pressure in savanna woodlands (Burkina Faso). *Biodiversity and Conservation*, 15:2085–2108.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips und S. E. Williams (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427:145–148.
- Thompson, F. R., T. M. Donovan und R. M. DeGraff (2002). *A multiscale perspective of the effects forest fragmentation on birds in eastern forests.*, S. 17. 25 Ed.
- Thuiller, W. (2007). Climate change and the ecologist. *Nature*, 448(2):550–552.
- Tischendorf, L. (2001). Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16:235–254.
- Tischendorf, L., D. J. Bender und L. Fahrig (2003). Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology*, 18:41–50.
- Tischendorf, L. und L. Fahrig (2000a). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15:633–641.
- Tischendorf, L. und L. Fahrig (2000b). On the usage and measurement of landscape connectivity. *OIKOS*, 90:7–19.
- Tischendorf, L. und L. Fahrig (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *OIKOS*, 95(1):152–155.

- Tjørve, E. (2003). Shapes and functions of species-area curves: a review of possible models. *Journal of Biogeography*, 30:827–835.
- Travis, J. M. J. (2003). Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society London B*, 270:467–473.
- Travis, J. M. J., R. W. Brooker und C. Dytham (2005). The interplay of positive and negative species interactions across an environmental gradient: insights from an individual-based simulation model. *Biol. Lett.*, 1:5–8.
- Tubelis, D. P., D. B. Lindenmayer und A. Cowling (2004). Novel patch matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos*, 107:634–644.
- Turner, I. M., H. T. W. Tan, Y. C. Wee, A. B. Ibrahim, P. T. Chew und R. T. Corlett (1994). A Study of Plant Species Extinction in Singapore: Lessons for the Conservation of Tropical Biodiversity. 8(3):705–712.
- Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1):21–30.
- Turner, M. G. (2005). Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36:319–344.
- Turner, M. G., V. H. Dale und R. H. Gardner (1989a). Predicting across scales: Theory development and testing. *Landscape Ecology*, 3(3/4):245–252.
- Turner, M. G., R. H. Gardner und R. V. O'Neill (2001a). *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Processes*, Kap. 5: Quantifying Landscape Pattern, S. 93–134. Springer Verlag, New York.
- Turner, M. G., R. H. Gardner und R. V. O'Neill (2001b). *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Processes*, Kap. 6: Neutral Landscape Models, S. 135–156. Springer Verlag, New York.
- Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Gardner und B. T. Milne (1989b). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3(3/4):153–162.
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling und M. Steininger (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(6):306–314.
- Turner, W. R. und E. Tjørve (2005). Scale-dependence in species-area relationships. *Ecography*, 28:721–730.
- Turton, S. M. und H. J. Freiburger (1997). *Tropical Forest Remnants*, Kap. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia, S. 45–54. The University of Chicago Press, Chicago.
- Uezu, A., J. P. Metzger und J. M. E. Vielliard (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123:507–519.
- Umetsu, F., J. P. Metzger und R. Pardini (2008). Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31:359–370.
- UNEP (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, 1140 S.
- UNEP (2001). GLOBIO: Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere. Environment Information and Assessment Technical Report UNEP/DEWA, UNEP (United Nations Environment Programme).
- Urban, D. und T. Keitt (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5):1205–1218.
- Urban, D. L. (2005). Modeling ecological processes across scales. *Ecology*, 86(8):1996–2006.
- USGS (2004). Shuttle Radar Topography Mission, 3 Arc Second SRTM. Report, Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland, February 2000.
- Välimäki, P. und J. Itämies (2003). Migration of the clouded Apollo butterfly *Parnassius mnemosyne* in a network of suitable habitats-effects of patch characteristics. *Ecography*, 26:679–691.
- van Teeffelen, A. J. A. und O. Ovaskainen (2007). Can the cause of aggregation be inferred from species distributions? *Oikos*, 116:4–16.
- Vanacker, V., M. Linderman, F. Lupo, S. Flasse und E. Lambin (2005). Impact of short-term rainfall fluctuation on interannual land cover change in sub-Saharan Africa. *Global Ecology and Biogeography*, 14:123–135.
- Vasconcelos, H. L., J. M. S. Vilhena, W. E. Magnusson und A. L. K. M. Albernaz (2006). Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. *Journal of Biogeography*, 33:1348–1356.
- Verhoeven, J. T. A., M. B. Soons, R. Janssen und N. Omtzigt (2008). An Operational Landscape Unit approach for identifying key landscape connections in wetland restoration. *Journal of Applied Ecology*, 45:1496–1503.

- Verlinden, A. und R. Masogo (1997). Satellite remote sensing of habitat suitability for ungulates and ostrich in the Kalahari of Botswana. *Journal of Arid Environments*, 35:563–574.
- Villard, M., M. K. Trzcinski und G. Merriam (1999). Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology*, 13(4):774–783.
- Virgós, E. (2002). Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarsegrained fragmented landscapes of central Spain. *The Zoological Society of London*, 258:313–318.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco und J. M. Melillo (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277:494–499.
- Viña, A., S. Bearer, H. Zhang, Z. Ouyang und J. Liu (2008). Evaluating MODIS data for mapping wildlife habitat distribution. *Remote Sensing of Environment*, 112:2160–2169.
- Vogt, P., K. H. Riitters, M. Iwanowski, C. Estreguil, J. Kozak und P. Soille (2007). Mapping landscape corridors. *Ecological Indicators*, 7:481–488.
- Vos, C. C., J. Verboom, P. F. M. Opdam und C. J. F. ter Braak (2001). Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. *The American Naturalist*, 183(1):24–41.
- Vuilleumier, S. und N. Perrin (2006). Effects of cognitive abilities on metapopulation connectivity. *Oikos*, 113:139–147.
- Wackernagel, M., N. B. Schulz, D. Deumling, A. C. Linares, M. Jenkins, V. Kapos, C. Monfreda, J. Loh, N. Myers, R. Norgaard und J. Randers (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *PNAS*, 99(14):9266–9271.
- Wade, T. G., K. H. Riitters, J. D. Wickham und K. B. Jones (2003). Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Ecology*, 7(2):online.
- Wagner, H. H. und M.-J. Fortin (2005). Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology*, 86(8):1975–1987.
- Waide, R. B., M. R. Willig, C. F. Steiner, G. Mittelbach, L. Gough, S. I. Dodson, G. P. Juday und R. Parmenter (1999). The relationship between productivity and species richness. *Annual Review of Ecological Systems*, 30:257–300.
- Wang, G. und E. A. B. Eltahir (2000). Role of vegetation dynamics in enhancing the low-frequency variability of the Sahel rainfall. *Water Resources Research*, 36(4):1013–1021.
- Watson, R. T. und the Core Writing Team (2007). Climate Change 2001: Synthesis Report. Report.
- WDPA (2006). World Conservation Union (IUCN) and UNEP-World Conservation Monitoring Center (UNEP-WCMS). World Database on Protected Areas.
- Wegmann, M. (2004). *Termites in a changing landscape – investigation of spatial and temporal effects in Northern Australia*. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, in Kooperation mit CSIRO-TERC und PWCNT.
- Wegmann, M., A. Fisher, T. Dawes-Gromatzki und K. E. Linsenmair (2004a). Spatio-temporal landscape dynamics as surrogate for biodiversity. An approach from northern Australia savannas. In *GGRS, GIS & Remote Sensing, Environmental Studies*.
- Wegmann, M., A. Fisher, K. E. Linsenmair und T. Dawes-Gromatzki (2004b). Land cover dynamics and their effects on termite assemblages. In A. Otte, D. Simmering, L. Eckstein, N. H. Olzel und R. Waldhardt (Hrsg.), *34th Annual Conference of the Ecological Society (Gfoe), Ecocomplexity and dynamics of the cultural landscape*, S. 430.
- Weingessel, A., E. Dimitriadou und S. Dolnicar (1999). An examination of indexes for determining the number of clusters in binary data sets. Report 29, University of Vienna.
- Westman, W. E. (1987). Monitoring the Environment by Remote Sensing. *TREE*, 2:15–25.
- White, D., P. G. Minotti, M. J. Barczak, J. C. Sifneos, K. E. Freemark, M. V. Santelmann, C. F. Steinitz, A. R. Kiestler und E. M. Preston (1997). Assessing Risks to Biodiversity from Future Landscape Change. *Conservation Biology*, 11(2):349–360.
- White, F. (1983). Vegetation of Africa - a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. Report, Natural Resources Research Report, U.N. Educational, Scientific and Cultural Organisation, Paris, France.
- White, L. W. T. (2001). *African Rain Forest Ecology & Conservation*, Kap. The African Rain Forest, S. 3–29. Yale University.

- Wickham, J. D. und K. H. Riitters (1995). Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 16:3589–3594.
- Wiens, J. A. und B. T. Milne (1989). Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology*, 3(2):87–96.
- Wieringa, J. J. und L. Poorter (2004). *Biodiversity of West African Forest. An Ecological Atlas of Woody Plant Species.*, Kap. Biodiversity hotspots in West Africa; pattern and causes., S. 61–72. CABI Publishing.
- Williams, S. E., E. E. Bolitho und S. Fox (2003). Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society London B*, 270:1887–1892.
- Willig, M. R., D. M. Kaufman und R. D. Stevens (2003). Latitudinal gradients of biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:273–309.
- Wilson, E. O. (1988). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C., 538 S.
- Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan und NCEAS Predicting Species Distribution Working Group (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14:763–773.
- With, K. A. (1997). The Application of Neutral Landscape Models in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 11(5):1069–1080.
- With, K. A. (2002). The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology*, 16(5):1192–1203.
- With, K. A. und A. W. King (1997). The use and misuse of neutral landscape models in ecology. *Oikos*, 79:219–229.
- With, K. A. und A. W. King (1999). Extinction Thresholds for Species in Fractal Landscapes. *Conservation Biology*, 13(2):314–326.
- Wittemyer, G., P. Elsen, W. T. Bean, A. C. O. Burton und J. S. Brashares (2008). Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science*, 321:123–126.
- Wittig, R., K. König, M. Schmidt und J. Szarzynski (2007). A Study of Climate Change and Anthropogenic Impacts in West Africa. *Environmental Science and Pollution Research*, 14(3):182–189.
- WMO und NOAA (2007). State of the Climate in 2005. Report.
- Wong, C. und K. Iverson (2004). Range of natural variability: Applying the concept to forest management in central British Columbia. *Journal of Ecosystems and Management*, 4(1):1–14.
- Woodroffe, R. und J. R. Ginsberg (1998). Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science*, 280:2126–2128.
- World Resources Institute (2003). Earth Trends 2003. Report.
- Worldclim (2008). <http://www.worldclim.org/>.
- Wright, S. J. und H. C. Muller-Landau (2006). The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica*, 38(3):287–301.
- Wu, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, 19:125–138.
- Wu, J. (2007). *Key topics in landscape ecology*, Kap. Scale and scaling: a cross-disciplinary perspective, S. 115–142. Studies in landscape ecology. Cambridge University Press.
- Wu, J. und H. Li (2006). *Scaling and uncertainty analysis in ecology. Methods and Applications*, Kap. Concepts of scale and scaling. Springer Netherlands.
- Wu, J. und Y. Qi (2000). Dealing with scale in landscape analysis: An overview. *Geographic Information Sciences*, 6(1):1–5.
- Wu, J., W. Shen, W. Sun und P. T. Tueller (2002). Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology*, 17:761–782.
- Wu, X. B., T. L. Thurow und S. G. Whisenant (2000). Fragmentation and changes in hydrologic function of tiger bush landscapes, south-west Niger. *Journal of Ecology*, 88:790–800.
- Yahner, R. H. (1988). Changes in Wildlife Communities Near Edges. *Conservation Biology*, 2(4):333–339.
- Yodzis, P. (1981). The stability of real ecosystems. *Nature*, 289:674–676.
- Zanette, L., P. Doyle und S. M. Tremont (2000). Food shortage in small fragments: Evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology*, 81(6):1654–1666.
- Zaniewski, A. E., A. Lehmann und J. M. Overton (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157:261–280.

- Zanoni, V. M. und S. N. Goward (2003). A new direction in Earth observations from space: IKONOS. *Remote Sensing of Environment*, 88:1–2.
- Zaviezo, T., A. A. Grez, C. F. Estades und A. Perez (2006). Effects of habitat loss, habitat fragmentation, and isolation on the density, species richness, and distribution of ladybeetles in manipulated alfalfa landscapes. *Ecological Entomology*, 31:646–656.
- Zeng, N., J. D. Neelin, K.-M. Lau und C. J. Tucker (1999). Enhancement of Interdecadal Climate Variability in the Sahel by Vegetation Interaction. *Science*, 286:1537–1540.
- Zhang, X., M. A. Friedl, C. B. Schaaf, A. H. Strahler, J. C. F. Hodges, F. Gao, B. C. Reed und A. Huete (2003). Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 84:471–475.
- Zhang, X., F. W. Zwiers, G. C. Hegerl, F. H. Lambert, N. P. Gillett, S. Solomon, P. A. Stott und T. Nozawa (2007). Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature*, 448:461–466.
- Zhu, Q., D. Li, Y. Zhang, Z. Zhong und D. Huang (2002). CyberCity GIS (CCGIS): Integration of DEMs, images, and 3D models. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(4):361–367.
- Zwiers, F. und G. Hegerl (2008). Attributing cause and effect. *Nature*, 453:296–297.

Glossar

4-Nachbarschaftsregel

Zellenagglomeration zu einem Patch, die kardinal zueinander liegen, auch *Rook*-Typ genannt (s. auch 8-Nachbarschaftsregel) (Fortin und Dale, 2005)

8-Nachbarschaftsregel

Zellenagglomeration zu einem Patch, die kardinal und diagonal zueinander liegen, auch *Queen*-Typ genannt (s. auch 4-Nachbarschaftsregel) (Fortin und Dale, 2005)

Agglomerationsfaktor

Der \sim determiniert die räumliche Anordnung von Patches in einem NLM (Abb. 6.1). Es wird auch synonym zu *räumlicher Aggregation*, *räumlicher Autokorrelation*, *Autokorrelationskoeffizient*, *räumliche Anordnung*, *räumliche Muster* und *contagion* angewendet.

ALI

Advanced Land Imager, räumliche Auflösung: 10-30 m, spektrale Auflösung: 36 Kanäle (0,4 bis 14,4 μm), zeitl. Auflösung: 1-2 Tage¹

arc-Minute

Eine \sim ist $\frac{1}{60}$ eines *degree*.

ASTER

Akronym für Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer; befindet sich auf der Plattform des Terra Satelliten seit 1999 mit einer räumlichen Auflösung von 15-90 m, spektrale Auflösung: 14 Kanäle.

Bedeckungsgrad

Der \sim wird bei der Generierung von NLMs verwandt und definiert den prozentualen Grad der Bedeckung durch Patches, die durch das NLM generiert wurden. Der Begriff \sim wird auch synonym zu *Habitat Abundanz*, *Prozent nutzbares Habitat* und *Wahrscheinlichkeit von vorhandenem Habitat* im Kontext von NLMs verwendet.

Biodiversität

Biologische Diversität; Summe der Variationen auf Ebene der Gene bis Ökosysteme.

Contagion

Wertebereich von 0 bis 100, wobei 0 Landschaften beschreibt, deren Patches maximal disaggregiert sind und 100 einen singulären grossen Patch darstellt (McGarigal *et al.*, 2007).

degradierter Wald

Ein Wald, der durch anthropogene Eingriffe modifiziert wurde.

degree

\sim ist abhängig vom Breitengrad; 1 \sim entspricht am Äquator 100 km.

Dominanz

Auch *evenness* genannt bezeichnet die Gleichmässigkeit von Klassen oder Arten (McGarigal *et al.*, 2007).

downscaling

Transferieren von Informationen von grober zu feiner Skala (Wu, 2007) (s. Abb. 7.1).

Endemiten

Arten, deren Verbreitungsgebiet geographisch eng begrenzt ist.

EnMAP

Der Start des *Environmental Mapping and Analysis Program* ist für 2012 vorgesehen und soll 30 m räumlich aufgelöste Daten mit 218 Kanälen liefern².

ENN

Euklidischer Nächster Nachbar. Die Abfrage von Werten (z. B. Distanz, Größe) des n-ten Nächsten Nachbarn basierend auf der euklidischen Distanz. Ggs. zu FNN (Funktionaler Nächster Nachbar).

euryök

Attributierung von Organismen, die toleranter gegenüber der Intensität verschiedener Umweltfaktoren sind (s. auch stenök).

FNN

Funktionaler Nächster Nachbar. Die Abfrage von Werten (z. B. Distanz, Grösse) des n-ten Nächsten Nachbarn basierend auf einer minimalen Kosten-Distanz,

¹<http://eo1.gsfc.nasa.gov/Technology/ALHome1.htm>

²<http://www.enmap.org>

die durch eine Kostenmatrix definiert wird. Ggs. zu ENN (Euklidischer Nächster Nachbar).

Fokus-Patch (FP)

Patch für den und von dem aus der Algorithmus angewendet und dem das Ergebnis zugewiesen wird. Jeder Patch ist iterativ der FP.

Fragmentation

Konversion einer kontinuierlichen Vegetationsbedeckung in singuläre Fragmente.

GeoEye-1

Erdbbeobachtungssatellit, der höchstaflösende Bilder im panchromatischen (0,41 m) und multispektralen (1,65 m) liefern wird³.

GIS

Geographisches Informations System. Programm zur Darstellung, Analyse und Manipulation von räumlichen Daten.

Habitatkorridor

Ein linear angeordneter Landoberflächen bedeckungstyp, der für eine Art ein potentiell geeigneten Ausbreitungspfad bildet.

Habitatmosaik

Ein Landschaftsmuster von mehreren Habitatpatches, getrennt durch verschiedene Landoberflächentypen unterschiedlicher Qualität für eine Art.

Homoscedasticity

Varianzhomogenität, wichtige Annahme von Regressionsmodellen.

Ikonos

Satellit, welcher hochauflösende Bilder (ca. 0.80-4 m), panchromatisch und multispektral liefert, seit 1999 im Orbit⁴.

Index

Synonym von Landschaftsstrukturmaßen; beschreibt räumliche Attribute einer Landschaft.

Konnektivität

Verbundenheit auf Patch- oder Landschaftsebene. Antonym von Habitat-Isolation (Fahrig, 2001).

kritischer Grenzwert

Der \sim ist ein Bereich eines Parameters, in dem eine kleine Änderung relative große Veränderungen im Resultat verursacht (Pearson und Gardner, 1997).

³<http://www.geoeye.com/products/imagery/geoeye1/default.htm>

⁴<http://www.geoeye.com/products/imagery/ikonos/default.htm>

LCSS

Akronym für Land Cover Classification System, welches von der FAO entwickelt wurde, um die Landoberfläche zu charakterisieren.

LPI

Akronym für *Largest Patch Index*, ein Index, der die gesamte Landschaft analysiert und den prozentualen Anteil des grössten Patches ausgibt (McGarigal *et al.*, 2007).

Metapopulationen

Mehrere Populationen der selben Art, die durch genetischen Austausch miteinander verbunden sind.

Modalwertverfahren

Ein Verfahren um Rasterdaten auf unterschiedliche Skalen zu transferieren, hierbei wird der Modalwert aller Pixel innerhalb des gröber aufgelösten Pixels genommen.

MODIS

Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer, räumliche Auflösung: 250-1000 m, zeitl. Auflösung: 1-2 Tage, sendet auf dem Satellit Terra (EOS-1) seit 2000.

Moving Window

\sim bezeichnet ein Fenster definierter Grösse, welches sich kontinuierlich durch eine Landschaft bewegt, die Berechnung wird auf diesem Ausschnitt durchgeführt. Das Ergebnis wird dem Zentrums-Pixel zugeordnet.

MPI

Modified Proximity Index: Die Fläche des Fokal Patches wird mit dem Proximity Wert dieses Patches multipliziert.

Nearest Neighbour Resampling

Ein Verfahren um Rasterdaten auf unterschiedliche Skalen zu transferieren, hierbei wird der Wert genommen, der sich am nächsten am Zentrum des neuen Pixel befindet (Neteler und Mitasova, 2008).

NLM

Neutrales Landschaftsmodell; ein Verfahren, um zufällige (binäre) Landschaften mit distinkten Patches zu erstellen.

NOAA-AVHRR

Akronym von *National Oceanic and Atmospheric Administration Advanced Very High Resolution Radiometer*. Erster AVHRR Sensor seit 1978 aktiv, weitere bis 2006 lanciert. Auflösung von ca. 1 km.

Patch

Omni-direktional zusammenhängende Pixel des selben Landoberflächentyps, die für einen theoretischen

Organismus durchquerbar ist, ohne durch andere Land-**scaling**

oberflächentypen migrieren zu müssen (Pearson und Gardner, 1997). Hierbei muss jedoch die 4-/8-Nachbarschaftsregel beachtet werden.

Patch-basiert

Analysen, die Werte für individuelle Patches ergeben (s. auch Klassen-basiert u. Landschaft-basiert).

Perkolationstheorie

Die \sim berücksichtigt die zufällige Anordnung von Gegenständen auf einem Grid, wie z.B. einer Landschaft mit einem definierten Bedeckungsgrad an äquidistanten Punkten. Die Punkte formieren sich zu Anhäufungen oder Anordnungen von benachbarten Punkten (O'Neill *et al.*, 1988).

Pixel

Als \sim wird eine Rasterzelle in einem Satellitenbild bezeichnet.

Primärwald

Ein Wald der keine Abholzung erfahren hat und dessen Entwicklung nur durch natürliche Störungen und Prozesse beeinflusst ist.

Proximity-Index

Ratio von Patch Fläche und Distanz von allen umgebenden Patches um einen Fokus-Patch.

Quickbird

Quickbird-2 liefert seit 2001 hochauflösende Bilder (0,3-3 m)⁵

r.nlm

Ein Modul, welches in das Programm GRASS implementiert ist, um zufällige Landschaften zu erzeugen.

r.nlm.stats

Ein in GRASS implementiertes Modul, um Statistiken von zufälligen Landschaften auszugeben.

r.pi.export

Ein in GRASS implementiertes Modul, um Statistiken oder Originaldaten von Patchinformationen auszugeben.

RapidEye

Hochauflösender (6,5 m) Sensor, der ab Mitte 2008 multispektrale (440-850 nm) Daten mit einer Repititionsrate von 5 Tagen liefern soll⁶.

Rasterzelle

Eine Rasterzelle ist ein (meist) quadratisches Feld mit einem zugeordnetem Wert. Meist im Zusammenhang mit Satellitenbildern verwendet.

\sim beinhaltet die Veränderung der Auflösung, Ausdehnung oder beidem (Wu, 2007).

Sentinel

Die \sim Familie besteht aus Sentinel-1 bis Sentinel-5 und deckt unterschiedliche Funktionalitäten von SAR über Landsat/ASTER Ersatz bis hin Untersuchungen der Atmosphäre ab⁷.

SHAPE-Index

Ein Mass, welches die Form eines Patches beschreibt. Es basiert auf der simplen Umfang:Fläche Ratio, wird jedoch auf die Form eines Rechtecks korrigiert, damit es Grössen invariant ist.

Skala

\sim beschreibt einen gewissen Grad an wahrgenommenem Details, die räumlich oder zeitlich vorliegen können (Wu, 2007). Es ist die räumliche oder zeitliche Dimension eines Objekts oder Prozesses, die durch Auflösung und Ausdehnung charakterisiert ist (Atkinson, 2000; Turner *et al.*, 1989a).

stenök

Attributierung von Organismen, die intoleranter gegenüber der Intensität verschiedener Umweltfaktoren sind (s. auch euryök).

stepping stone

siehe *Trittsteine*.

Trittsteine

Ein oder mehrere Habitatpatches zwischen zwei ökologisch isolierten Gebieten, die einer Art Ressourcen liefern und somit die Migration ermöglichen (Bennett, 2003).

upscaling

Transferieren von Informationen von feiner zu grober Skala (Wu, 2007) (s. Abb. 7.1).

⁵<http://www.eurimage.com>

⁶<http://www.rapideye.de>

⁷http://www.esa.int/esaLP/SEMZHM0DU8E_LPgmes_0.html

Abkürzungsverzeichnis

ASTER Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

AVHRR Advanced Very High Resolution Radiometer

DEM Digital Elevation Model

DHM Digitales Höhenmodell

EE Erfolgreiche Emigranten

ENN Euklidischer Nächster Nachbar

EM Erfolgreiche Migranten

ETM+ Enhanced Thematic Mapper

EVI Enhanced Vegetation Index

FNN Funktionaler Nächster Nachbar

GIS Geographisches Informations System

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change

LCCS Land Cover Classification System

LVIS Laser Vegetation Imaging Sensor

MODIS Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

NASA National Aeronautic and Space Administration

NDVI Normalized Difference Vegetation Index

NLM Neutrale Landschaftsmodelle

NN Nächster Nachbar

NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration

ODD Omnidirektionale Distanz

SZ Suchzeit

TM Thematic Mapper

WAP W-Arli-Pendjari Nationalpark

WRI World Resources Institute

Appendix

A-1 r.pi Module

Im Rahmen dieser Arbeit wurden mehr als 20 Module entworfen, die unter dem Präfix `r.pi.*` subsummiert wurden. Die Module in `r.pi` dienen überwiegend der räumlichen Musteranalyse und verwandten Bearbeitungsschritten. Diese Module sind im GRASS GIS implementiert und werden dem GRASS-Projekt unter einer OpenSource Lizenz zufließen. Im folgenden wird nur der Syntax der wichtigsten hier verwendeten Module aufgeführt:

A-1.1 r.pi.searchtime

Description:

Analysis of searchtime between patches based on spatially explicit migration counts

Keywords:

raster, connectivity, isolation

Usage:

```
r.pi.searchtime [-acd] input=string [costmap=string] output=string
  [out_immi=string] [immi_matrix=string] [binary_matrix=string]
  threshold=value keyval=value step_length=value [step_range=value]
  [perception=value] [multiplicator=value] n=value percent=value
  stats=string[,string,...] [maxsteps=value] [out_freq=value]
  [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-c  Include cost of the path in the calculation of steps
-d  Output diversity map
--o  Allow output files to overwrite existing files
--v  Verbose module output
--q  Quiet module output
```

Parameters:

```
input  Name of existing raster file
costmap Name of the costmap with values from 0-100
```

output	Name of the new raster file
out_immi	Name of the optional raster file for patch immigrants count
immi_matrix	Name for immigrants matrix ASCII-file
binary_matrix	Name for binary immigrants matrix ASCII-file
threshold	Percentage of individuals which must have immigrated successfully
keyval	Category value of the patches
step_length	Length of a single step measured in pixels
step_range	Range to choose the next step direction from, in degrees [180]
perception	Perception range
multiplicator	Attractivity of patches [1-inf]
n	Number of individuals
percent	Percentage individuals arrived to stop model
stats	Statistical method to perform on the values options: average, variance, standard deviation, median, min, max
maxsteps	Maximum steps for each individual
out_freq	Output an intermediate state of simulation each [out_freq] steps

A-1.2 r.pi.searchtime.iter

Description:

Based on r.pi.searchtime but with iterative removal of patches

Keywords:

raster

Usage:

```
r.pi.searchtime.iter [-ac] input=string [costmap=string] output=string
  [out_immi=string] keyval=value step_length=value [perception=value]
  [multiplicator=value] n=value percent=value stats=string[,string,...]
  dif_stats=string[,string,...] [maxsteps=value] [out_freq=value]
  [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-c  Include cost of the path in the calculation of steps
--o Allow output files to overwrite existing files
--v Verbose module output
--q Quiet module output
```

Parameters:

```
input      Name of existing raster file
costmap    Name of the costmap with values from 0-100
output     Name of the new raster file
out_immi   Name of the optional raster file for patch immigrants count
keyval     Category value of the patches
step_length Length of a single step measured in pixels
perception Perception range
multiplicator Attractivity of patches [1-inf]
n          Number of individuals
percent    Percentage of individuals which must have arrived successfully to stop the
stats     Statistical method to perform on the pathlengths of the individuals
          options: average,variance,standard deviation,median,min,max
dif_stats  Statistical method to perform on the difference values
          options: average,variance,standard deviation,median,min,max
maxsteps   Maximum steps for each individual
out_freq   Output an intermediate state of simulation each [out_freq] steps
```

A-1.3 r.pi.energy

Description:

Performs analysis of patch connectivity based on spatially explicit migration counts

Keywords:

raster

Usage:

```
r.pi.energy [-abd] input=string [costmap=string] [suitability=string]
  output=string [out_immi=string] [immi_matrix=string]
  [mig_matrix=string] [binary_matrix=string] threshold=value keyval=value
  step_length=value [step_range=value] [perception=value]
  [multiplier=value] n=value energy=value percent=value
  [out_freq=value] [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-b  Set if individuals should be set back after leaving area.
-d  Output diversity map
--o Allow output files to overwrite existing files
```

Parameters:

```
input      Name of existing raster file
costmap    Name of the costmap
suitability Name of the suitability raster with values from 0-100
output     Name of the new raster file
out_immi   Name of the optional raster file for patch immigrants count
immi_matrix Name for immigrants matrix ASCII-file
mig_matrix Name for migrants matrix ASCII-file
binary_matrix Name for binary immigrants(migrants) matrix ASCII-file
threshold  Percentage of individuals which must have immigrated successfully
keyval     Category value of the patches
step_length Length of a single step measured in pixels
step_range Range to choose the next step direction from, in degrees [180]
perception Perception range
multiplier Attractivity of patches [1-inf]
n          Number of individuals
energy     Initial energy of the individuals
percent    Percentage of finished individuals desired before simulation ends
out_freq   Output an intermediate state of simulation each [out_freq] steps
```

A-1.4 r.pi.energy.iter

Description:

Based on r.pi.energy but with iterative removal of patches

Keywords:

raster

Usage:

```
r.pi.energy.iter [-abrp] input=string [costmap=string]
  [suitability=string] output=string keyval=value step_length=value
  [perception=value] [multiplicator=value] n=value energy=value
  percent=value stats=string[,string,...] [out_freq=value] [seed=value]
  [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-b  Set if individuals should be set back after leaving area.
-r  Set to remove individuals which start in the deleted patch.
-p  Set to output values as percentual of the value from the reference run.
--o Allow output files to overwrite existing files
--v Verbose module output
--q Quiet module output
```

Parameters:

```
input      Name of existing raster file
costmap    Name of the costmap
suitability Name of the suitability raster with values from 0-100
output     Name of the new raster file
keyval     Category value of the patches
step_length Length of a single step measured in pixels
perception Perception range
multiplicator Attractivity of patches [1-inf]
n          Number of individuals
energy     Initial energy of the individuals
percent    Percentage of finished individuals desired before simulation ends
stats      Statistical method to perform on the pathlengths of the individuals
           options: average,variance,standard deviation,median,min,max
out_freq   Output an intermediate state of simulation each [out_freq] steps
seed       Seed for random number generator
```

A-1.5 r.(pi.)nlm

Description:

Create Neutral Landscape Models

Keywords:

raster

Usage:

```
r.nlm [-q] [input1=string] output=string [keyval=value]
      [nullval=value[,value,...]] [landcover=value] [sharpness=value]
      [seed=value] [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-q    Run quietly
--o   Allow output files to overwrite existing files
--v   Verbose module output
--q   Quiet module output
```

Parameters:

```
input1  Name of existing raster file
output  Name of the new raster file
keyval  Value of a category from the input file to measure desired landcover.
nullval Values to be used as mask
landcover Landcover in percent
sharpness defines smooth structures or sharp, edgy structures - Range [0-1]
seed    Seed for random number generator
```

A-1.6 r.(pi.)nlm.stats**Description:**

Based on r.nlm, but with permutation method

Keywords:

raster

Usage:

```
r.nlm.stats [-aq] [input1=string] output=string [keyval=value]
  [nullval=value[,value,...]] [landcover=value] [sharpness=value] n=value
  method=string[,string,...] statmethod=string[,string,...] [seed=value]
  [title="phrase"] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-q  Run quietly
--v  Verbose module output
--q  Quiet module output
```

Parameters:

```
input1  Name of existing raster file
output  Name for output ASCII-file (use out=- for stdout)
keyval  Value of a category from the input file to measure desired landcover.
nullval Values to be used as mask
landcover Landcover in percent
sharpness defines smooth structures or sharp, edgy structures - Range [0-1]
n       Number of maps to generate.
method  Operation to perform on fragments
        options: distance,area,perimeter,shapeindex,fractal
statmethod Statistical method to perform on the values
        options: average,mode,median,variance,min,max
seed    Seed for random number generator
```

A-1.7 r.pi.odd

Description:

Calculates omnidirektional isolation metrics

Keywords:

raster

Usage:

```
r.pi.odd [-abdm] input=string output=string [mask=string]
  keyval=value ratio=string stats=string[,string,...]
  [neighbor_level=value] [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose]
  [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-b  Allow moving on diagonals.
-d  Graphical output
-m  Adjacency matrix output
--o  Allow output files to overwrite existing files
--v  Verbose module output
--q  Quiet module output
```

Parameters:

input	Name of existing raster file
output	Name of the new raster file
mask	Name of a raster file with a mask (0,1 values)
keyval	Category value of the patches
ratio	Compensation method to perform on the values options: none,odd_area,area_odd,odd_perim,perim_odd
stats	Statistical method to perform on the values options: average,variance,standard deviation,median
neighbor_level	Level of neighbors to analyse

A-1.8 r.pi.index

Description:

Calculates different spatial indices

Keywords:

raster

Usage:

```
r.pi.index [-aq] input1=string output=string keyval=value  
            method=string [title="phrase"] [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.  
-q  Run quietly  
--o Allow output files to overwrite existing files  
--v Verbose module output  
--q Quiet module output
```

Parameters:

```
input1  Name of existing raster file  
output  Name of the new raster file  
keyval  Key value  
method  Operation to perform on fragments  
         options: area,perimeter,shape,border,compactness,asymmetry,  
                 area-perimeter,fractal,ENN
```

A-1.9 r.pi.NN

Description:

Calculates different Nearest Neighbor statistics

Keywords:

raster

Usage:

```
r.fragment.NN [-aq] input=string output=string keyval=value
  method=string[,string,...] number=num[-num] [,num[-num],...]
  statmethod=string [dmout=string] [adj_matrix=string] [title="phrase"]
  [--overwrite] [--verbose] [--quiet]
```

Flags:

```
-a  Set for 8 cell-neighbors. 4 cell-neighbors are default.
-q  Run quietly
--o  Allow output files to overwrite existing files
--v  Verbose module output
--q  Quiet module output
```

Parameters:

```
input  Name of existing raster file
output Name of the new raster file
keyval Key value
method Operation to perform on fragments
      options: distance,path_distance,area,perimeter,shapeindex
number Number of nearest neighbors to analyse
statmethod Statistical method to perform on the values
      options: average,variance,standard deviation,value,sum
dmout  Output name for distance matrix and id-map (performed if not empty)
adj_matrix Output name for adjacency matrix (performed if not empty)
```

A-2 Synmap

Tabelle A-0: Synmap Legende

Value	Life Form	Tree leaf type	Tree leaf longevity	% Land
1	Trees	Needle	Evergreen	9.8
2	Trees	Needle	Deciduous	1.7
3	Trees	Needle	Mixed	0.6
4	Trees	Broad	Evergreen	8.2
5	Trees	Broad	Deciduous	3
6	Trees	Broad	Mixed	0.5
7	Trees	Mixed	Evergreen	0.25
8	Trees	Mixed	Deciduous	0.03
9	Trees	Mixed	Mixed	3.5
10	Trees & Shrubs	Needle	Evergreen	1.5
11	Trees & Shrubs	Needle	Deciduous	0.2
12	Trees & Shrubs	Needle	Mixed	0.05
13	Trees & Shrubs	Broad	Evergreen	0.3
14	Trees & Shrubs	Broad	Deciduous	2.5
15	Trees & Shrubs	Broad	Mixed	0.2
16	Trees & Shrubs	Mixed	Evergreen	0.03
17	Trees & Shrubs	Mixed	Deciduous	0.04
18	Trees & Shrubs	Mixed	Mixed	0.3
19	Trees & Grasses	Needle	Evergreen	0.2
20	Trees & Grasses	Needle	Deciduous	0.03
21	Trees & Grasses	Needle	Mixed	0.01
22	Trees & Grasses	Broad	Evergreen	0.3
23	Trees & Grasses	Broad	Deciduous	2.15
24	Trees & Grasses	Broad	Mixed	0.15
25	Trees & Grasses	Mixed	Evergreen	0.005
26	Trees & Grasses	Mixed	Deciduous	0.02
27	Trees & Grasses	Mixed	Mixed	0.2
28	Trees & Crops	Needle	Evergreen	0.3
29	Trees & Crops	Needle	Deciduous	0.006
30	Trees & Crops	Needle	Mixed	0.003
31	Trees & Crops	Broad	Evergreen	0.7
32	Trees & Crops	Broad	Deciduous	1.1
33	Trees & Crops	Broad	Mixed	0.2
34	Trees & Crops	Mixed	Evergreen	0.01
35	Trees & Crops	Mixed	Deciduous	0.01
36	Trees & Crops	Mixed	Mixed	0.4
37	Shrubs	-	-	4.5
38	Shrubs & Grasses	-	-	8.3
39	Shrubs & Crops	-	-	0.4
40	Shrubs & Barren	-	-	10.5
41	Grasses	-	-	8.3
42	Grasses & Crops	-	-	1.5
43	Grasses & Barren	-	-	0.3
44	Crops	-	-	10.7

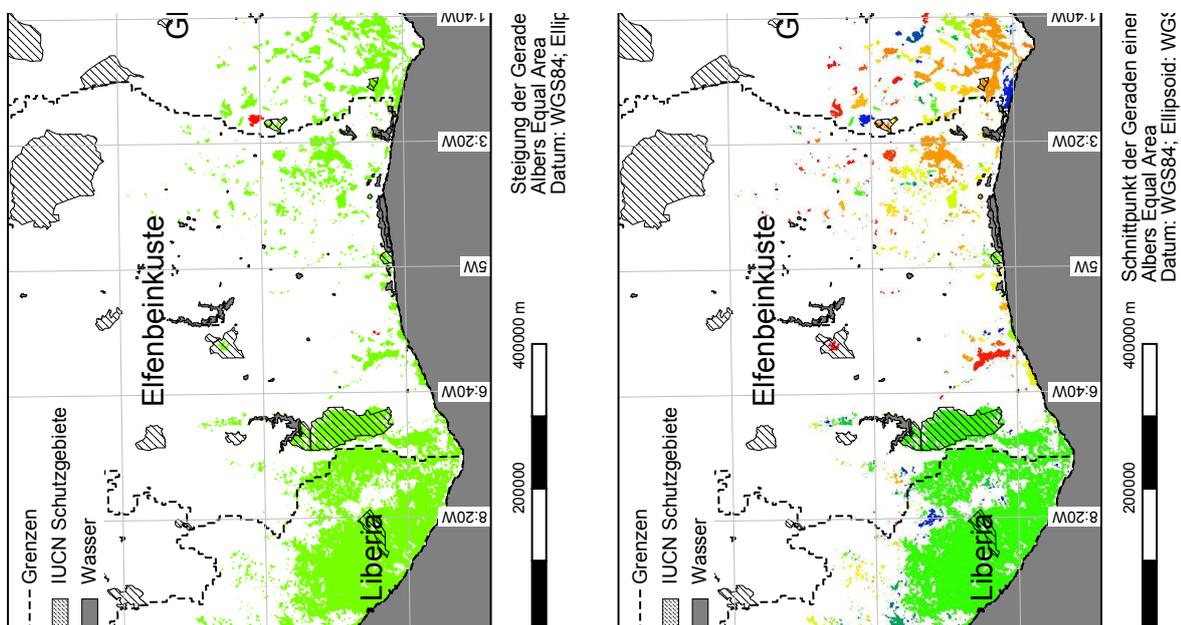
Fortsetzung auf nächster Seite...

Tabelle A-0 – Fortsetzung

Value	Life Form	Tree leaf type	Tree leaf longevity	% Land
45	Barren	-	-	11.7
46	Urban	-	-	0.2
47	Snow & Ice	-	-	5.2

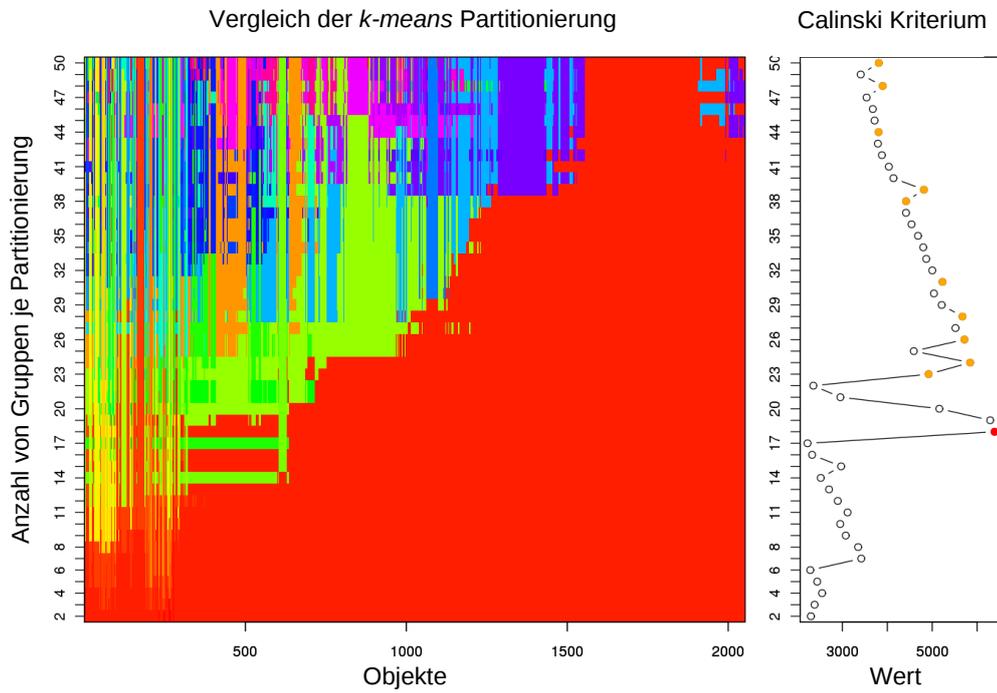
0 = water

A-3 Kapitel: 5 Charakterisierung der räumlichen Anordnung von Fragmenten westafrikanischer Regenwälder

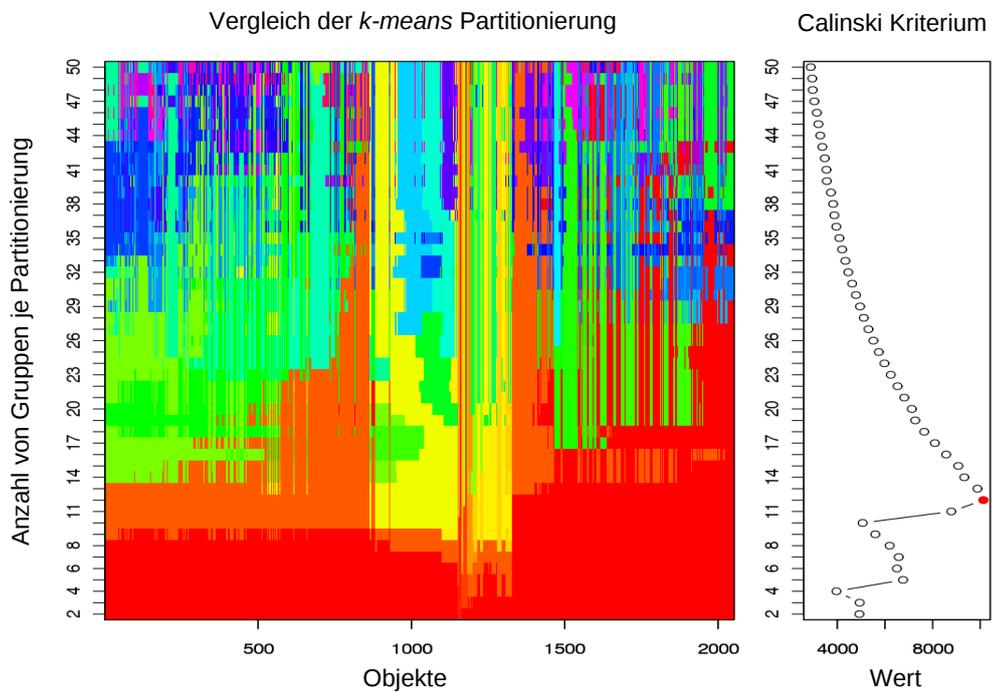


(a) Steigung der Regressiongeraden von den Distanzen zu 1-10 nächsten Waldfragmenten (b) Schnittpunkt mit der y-Achse der Regressiongerade von den Distanzen zu 1-10 nächsten Waldfragmenten

Abbildung A-1: Steigung und Schnittpunkt der Distanzanalyse über 1-10 NN. Darstellung der räumlichen Entwicklung von Distanzen der 1. bis 10. Nächsten Nachbarn anhand von Steigung und Schnittpunkt einer Regressiongeraden.

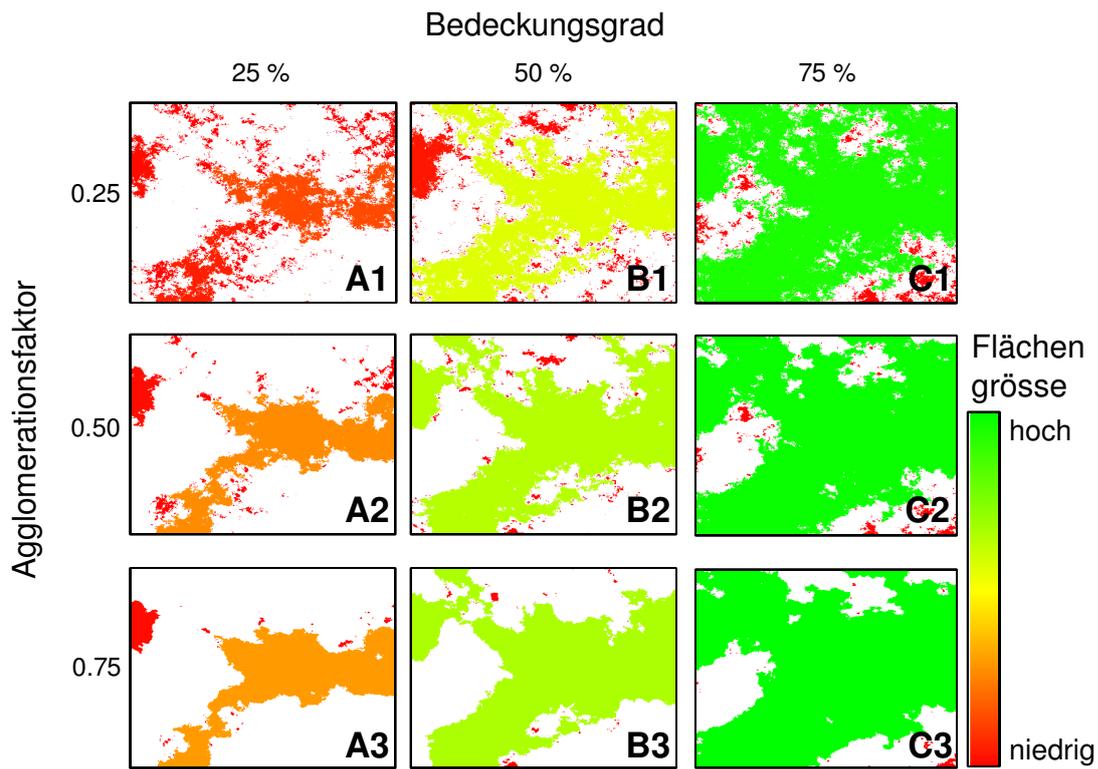


(a) Strukturelle Maße

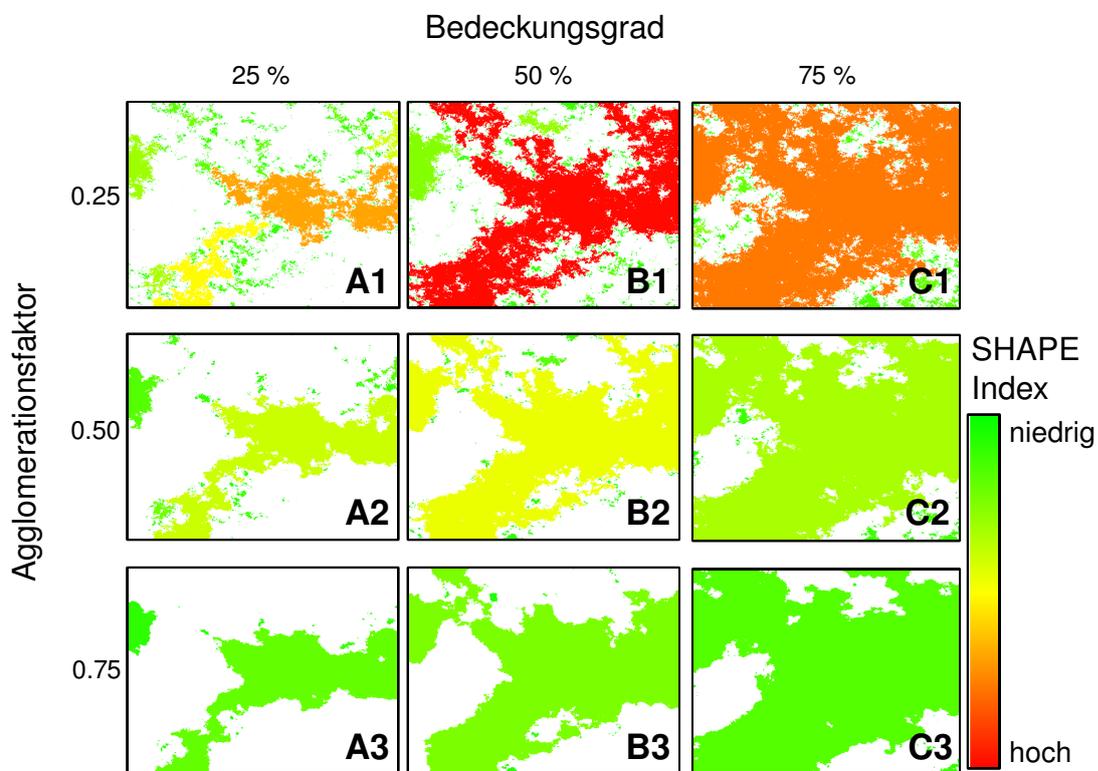


(b) Artspezifische Maße

Abbildung A-2: **Calinski Kriterium (Individuenbasierter Indizes)**. Der rote Punkt markiert die optimale Anzahl von Clustern. Orangene Punkte sind alternative Optima.

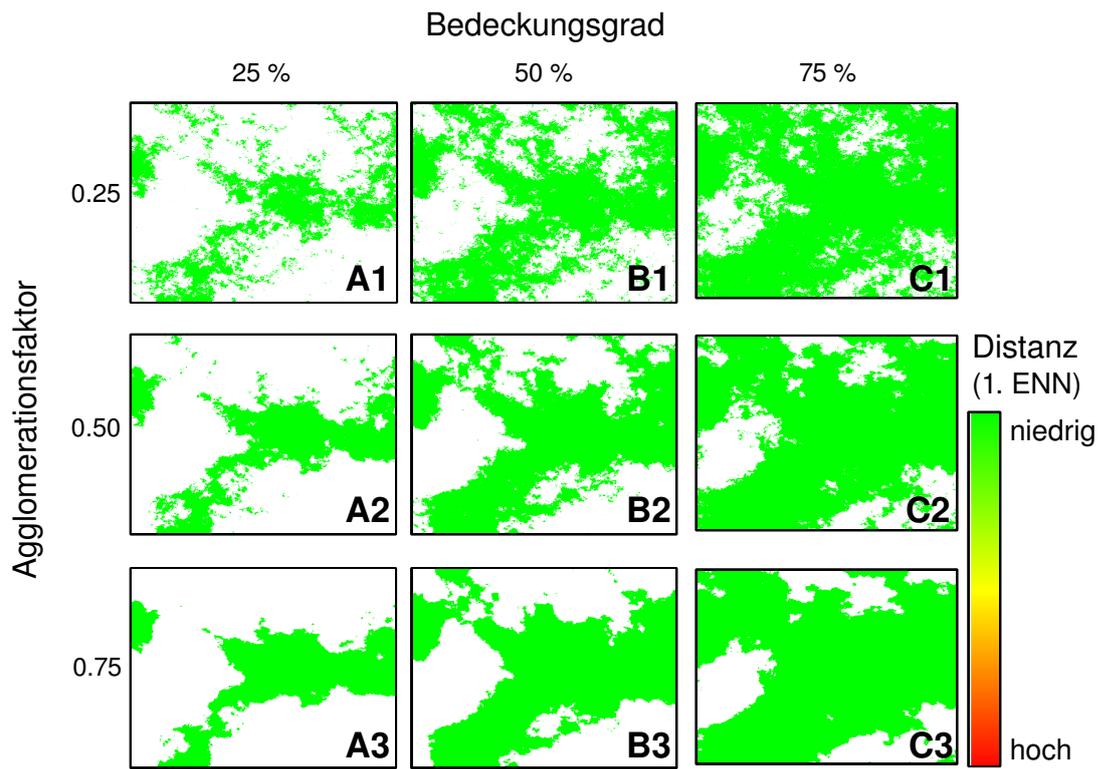


(a) Flächengrösse

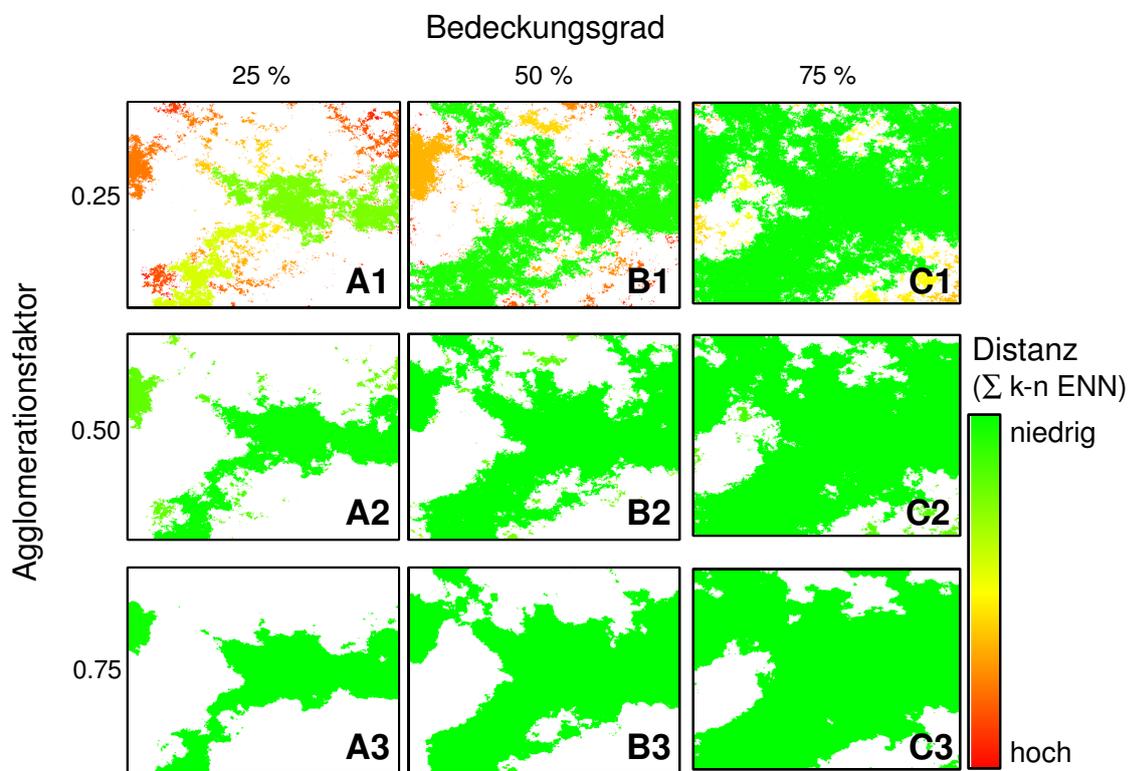


(b) SHAPE-Index

Abbildung A-3: **Indizes in definierten Landschaften.** Beispiel des Verhaltens verschiedener Indizes in *a priori* definierten Landschaften

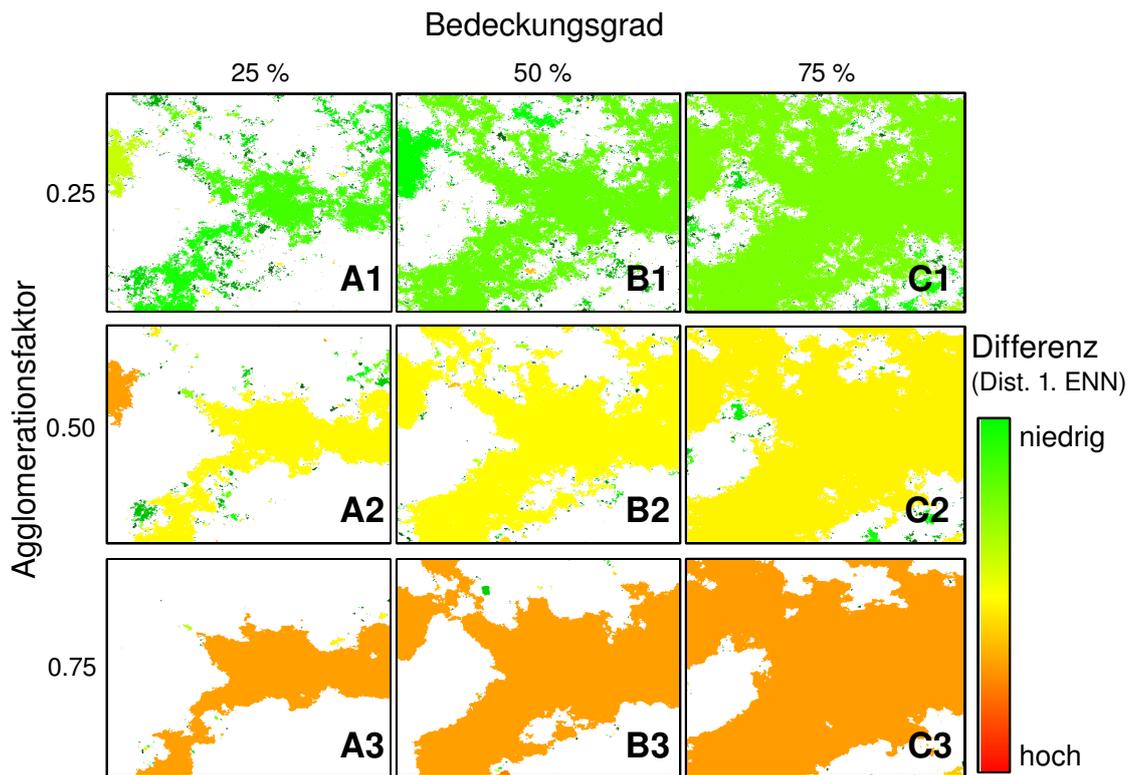


(c) Distanz zum 1. ENN

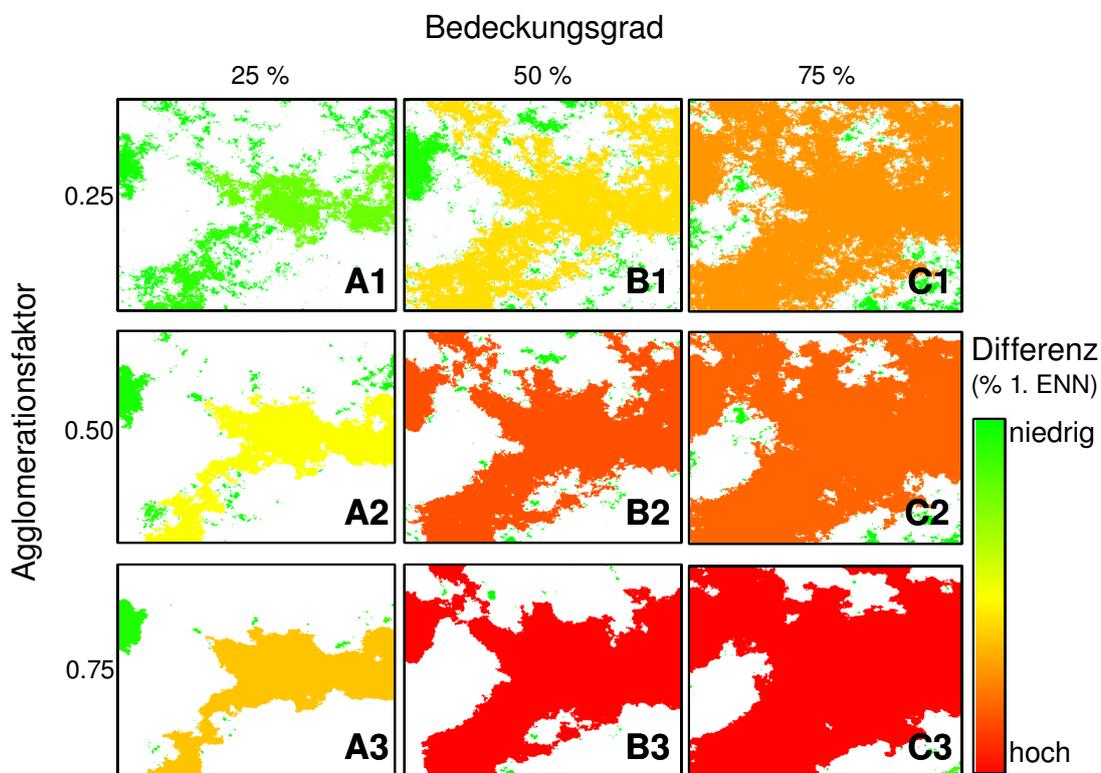


(d) Summer aller k-ENN (Normiert auf die Anzahl Patches)

Abbildung A-3: **Indizes in definierten Landschaften.** Beispiel des Verhaltens verschiedener Indizes in *a priori* definierten Landschaften

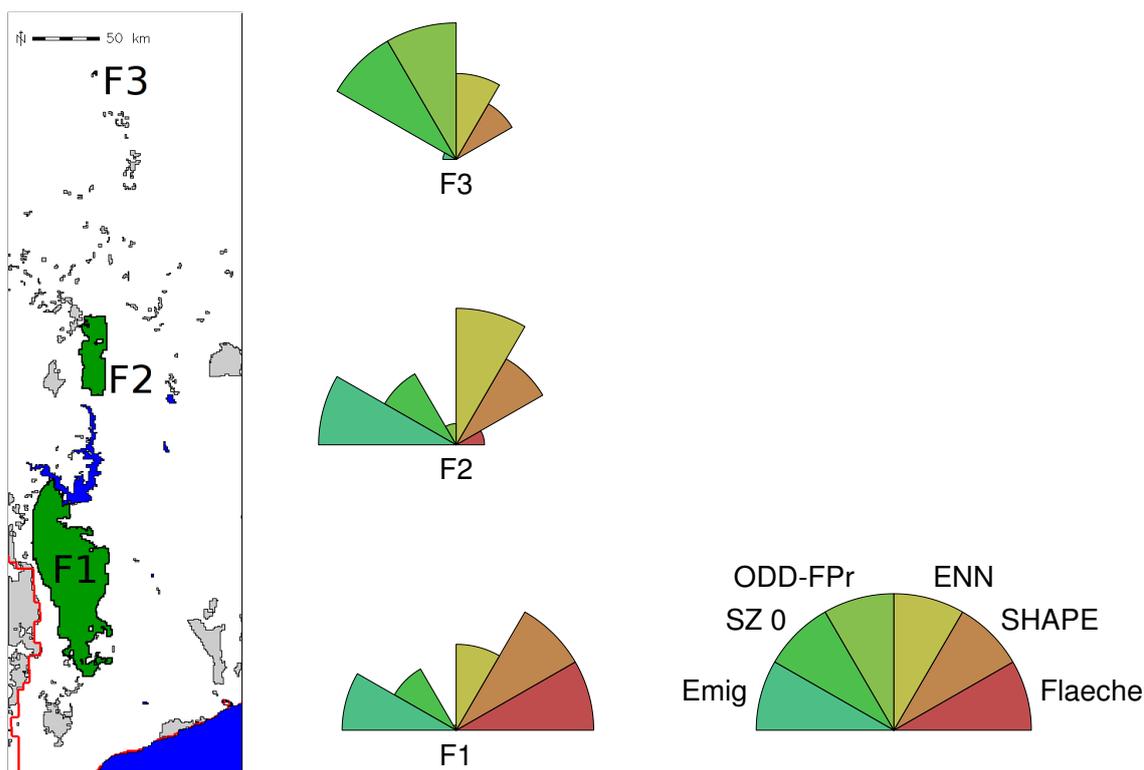


(e) Differenz der Distanz zum 1. ENN nach Entfernung des jeweiligen Patches



(f) Prozentual beeinflusste Patches nach Entfernung des 1. ENN

Abbildung A-3: **Indizes in definierten Landschaften.** Beispiel des Verhaltens verschiedener Indizes in *a priori* definierten Landschaften



(a) Fragmente in der Elfenbeinküste (b) Darstellung von sechs Variablen für die drei Fragmente. Höhere Werte werden in der Spinnnetz-Graphik als größere Dreiecke dargestellt.

Abbildung A-4: **Sechs Indizes für drei exemplarische Waldfragmente** im Westen der Elfenbeinküste (Abb. 5.24). Weitere Waldfragmente sind in grau dargestellt, Wasser in blau. Für die Visualisierung der Indizes wurden in diesem Fall Indizes auf der Basis von GLC2000 verwendet (Emig=erfolgreiche Emigranten (Szenario 0), SZ = Suchzeit (Szenario 0), ODD:FPr = Patchrelevanz der omnidirektionalen Distanz).
F1F2F3...4.

Danksagung

Diese Arbeit wäre ohne die Unterstützung einiger Personen nicht möglich gewesen, diesen möchte ich im Folgenden danken.

Ganz besonders möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Stefan Dech bedanken, für die Möglichkeit meine Dissertation in diesem Rahmen durchgeführt haben zu können und für die konstruktive Kritik, die maßgeblich zum Gelingen meiner Arbeit beigetragen hat. Ebenso sei Herrn Prof. Dr. K. Eduard Linsenmair für die Übernahme des Zweitgutachtens und anregende Diskussionen zu danken.

Herrn Dr. Michael Schmidt gebührt Dank für das Vertrauen und die Möglichkeiten in seinem Team Forschung zu aktuellen globalen Problemen durchzuführen, sowie für konstruktive kritische Diskussionen und Anregungen.

Diese Arbeit entstand am Lehrstuhl für Fernerkundung der Universität Würzburg in Kooperation mit dem Deutschen Fernerkundungsdatenzentrum (DFD) des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR). Daher sein an dieser Stelle allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für das angenehme Arbeitsklima und die zahlreichen Diskussionen gedankt. Besonders Dr. Christopher Conrad und Dr. Thomas Esch für einige themenspezifische Diskussionen.

Besonderer Dank gebührt Ursula Geßner und Miriam Machwitz, sowie Matthias Schramm für das unermüdliche inhaltliche, orthographische und typographische Korrekturlesen. Diesen und den folgenden Personen schulde ich des Weiteren Dank für das Korrekturlesen, Mitdenken, Zuhören und Diskutieren: Christian Hüttich, Dr. Raffael Ernst, Tillmann Konrad, Johannes Penner, Mirjana Bevanda und Laura Sandberger. Für die vielen kleinen oder größeren Arbeiten gebührt den Hiwis der letzten Jahre ein großer Dank, besonders Elshad Shirinov und Christine Sandmeier. Bei Dr. Jakob Fahr, Johannes Penner, Tillmann Konrad und Dr. Mark-Oliver Rödel möchte ich mich für (interdisziplinäre) Diskussionen bedanken. Johannes Penner/M.-O. Rödel und der Arbeitsgruppe um Jakob Fahr gebührt Dank für die Bereitstellung von bisher unveröffentlichten modellierten Datensätzen ihrer jeweiligen taxonomischen Gruppe. Bei Dr. Thomas Hovestadt möchte ich mich für die Beantwortung diverser Statistikfragen bedanken. Miriam Machwitz, Kim Knauer, Anna Cord, Noellie Rütth und Dr. Timo Moritz gebührt Dank für die Gesellschaft während der Feldarbeit in Westafrika. Besonderen Dank gilt den afrikanischen Kooperationspartnern, die den Aufenthalt unterstützt haben und mit Rat und Tat zur Seite standen: Prof. Dr. Adjima Thiombiano, Dr. Souleymane Konaté, Prof. Dr. Brice Sinsin, sowie vielen anderen Personen in Westafrika, besonders in Ouagadougou (Burkina Faso). Dr. Christopher Conrad und Dr. Rene Colditz sei für die Bereitstellung des MODIS-Werkzeugs *TiSeG* und den *TREE Classifier*, sowie der Informationsdistribution bezüglich MODIS gedankt. Ganz besonders möchte ich mich bei vielen Personen aus der *R* und *GRASS community* für Hilfe, Anregungen und das Bereitstellen der hier genutzten wissenschaftlichen Software und der sehr schnellen Reaktion und Behebung von (Benutzungs-)Fehlern bedanken.



Neben der offiziellen Danksagung verlangt auch die augenzwinkernde, private Danksagung ihren Raum:

Dem *Biotop* schulde ich Dank für kurzweilige Momente und ein entspanntes Arbeiten: Ursula, Miriam, Christian und *in memoriam* Meister Conrad. Ganz besonders bedanke ich mich bei Miriam, da sie mir ab und zu erlaubt hat während der Feldarbeit Nahrung aufzunehmen. Aber zusammen mit ihr wurden einige Feldarbeiten in Westafrika kurzweiliger, besonders die *Tatort* Abende in der Savanne werden mir im Gedächtnis bleiben. Bei Ursula Geßner bedanke ich mich, dass sie aufopferungsvoll meine Schokoladenvorräte geplündert hat, um der *Diss-Wampe* vorzubeugen. Gunther Schorcht (später auch Julian Zeidler) haben mich mehrmals vor einer EDV Krise beschützt.

Neben meinen MitbewohnerInnen an der Uni, mit denen ich die meiste Zeit des Tages der letzten Jahre verbracht habe, möchte ich mich noch bei den Personen bedanken, die mir außerhalb der Universität über den Weg gelaufen sind und mir entspannte Stunden ohne akademische Diskurse bereitet haben, wobei bemerkt sei, dass dies teilweise die selben Personen wie im Büro waren. Neben diesen gehört dem Denkler Konglomerat ein Dank, sowie Johannes Penner, Tillmann Konrad und Raffael Ernst. Viele weitere Freunde und deren Anhänger seien hier nicht namentlich aufgeführt, haben mich aber trotzdem in den Abendstunden im post-Stress Syndrom ertragen. Vielen Dank für die entspannten Stunden beim Klettern, Joggen oder abendlichen Zusammenkünften.

Abschließend möchte ich mich noch bei meinen Eltern, Anke und Eckard Wegmann, sowie meiner Schwester Marlene bedanken, die mich über Jahre hinweg unterstützt haben und bei Mimo, die auch ohne lange Erklärungen weiß, warum ich ihr danke.

Martin Wegmann (aka Oggi) • 2009

Martin Wegmann

Lehrstuhl für Fernerkundung

Scherenbergstr. 13
97082 Würzburg
T +49 (0)931 31-83446
B martin.wegmann@uni-wuerzburg.de



Ausbildung

- 2005–aktuell **Wissenschaftlicher Mitarbeiter**, am Lehrstuhl für Fernerkundung, Universität Würzburg, *Projekt: BIOTA-Africa*.
- Dissertation.**
Analyse von räumlichen Mustern und deren Determinanten mittels Fernerkundungsdaten
- 2005 **Diplomarbeit**, am Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, Universität Würzburg.
Thema: Termites in a changing landscape - investigation of spatial and temporal effects in Northern Australia
- 2002 **Auslandsaufenthalt**, CSIRO, Darwin, Australien.
Forschungsarbeiten am *Tropical Ecosystem Research Centre (CSIRO-TERC)* und *Parks and Wildlife Commission of Northern Territory (PWCNT)*
- 2000–2005 **Biologiestudium**, *Hauptstudium*, Universität Würzburg.
Hauptfach: Tropenbiologie und Tierökologie
Nebenfächer: Verhaltensphysiologie und Soziobiologie, Geographie
- 1998–2000 **Biologiestudium**, *Grundstudium*, Universität Göttingen.
Abschluss mit Vordiplom 2000
- 1997 **Hochschulreife**, *Gymnasium Kronshagen*, Schleswig Holstein.

Dissertation

- Titel *Analyse von räumlichen Mustern und deren Determinanten mittels Fernerkundungsdaten - am Beispiel von Waldfragmenten in Westafrika*
- Gutachter Prof. Dr. S. Dech und Prof. Dr. K. E. Linsenmair
- Mentor Dr. M. Schmidt
- Beschreibung Im Kontext globaler Landbedeckungsänderungen wird die Untersuchung räumlicher Muster, wie die Verbundenheit von Fragmenten, wichtig. In dieser Arbeit wurden neue Methoden entwickelt, um übertragbar und robust die Fragmente eines Landbedeckungstyps hinsichtlich ihrer räumlichen Attribute zu klassifizieren. Hierbei wurde ein besonderes Augenmerk auf ökologisch relevante Landschaftsmaße gelegt. Es konnte gezeigt werden, dass die neu entwickelten Maße weiterführende Informationen zum räumlichen Status der Landschaft zulassen und Fragmente ökologisch adäquater analysiert werden können.

Diplomarbeit

Titel	<i>Termites in a changing landscape - investigation of spatial and temporal effects in Northern Australia</i>
Betreuer	Prof. Dr. K. E. Linsenmair
Kooperation	CSIRO, TERC, PWCNT
Beschreibung	Die Untersuchung der aktuellen räumlichen Verbreitung von Termiten im <i>Northern Territory</i> (Australien) war im Fokus dieser Arbeit. Als erklärende Parameter wurden historische Landschaftsveränderungen postuliert, die mittels einer 20 Jahre langen fernerkundlichen Zeitreihe (Landsat), sowie darauf aufbauenden Texturmaßen extrahiert wurden. Hierdurch konnte ein Zusammenhang der Termitenverbreitung mit den historischen Umweltparametern gefunden werden, jedoch ändert sich diese mit einem Zeitversatz von 5-10 Jahren.

Berufserfahrung

Teil-/Vollzeit

2005–aktuell **Wissenschaftlicher Mitarbeiter**, *Universität Würzburg*.
Lehre und Forschung am Lehrstuhl für Fernerkundung und im BMBF Projekt *BIOTA*.

Teilzeit (Studium)

2000–2005 **studentischer Hilfswissenschaftler**, *Universität Würzburg*, Lehrstuhl für Tropenbiologie und Tierökologie.
Datenaufbereitung und -auswertung, koordinatorische Tätigkeiten.

Sprachenkenntnisse

Deutsch	sehr gut
Englisch	sehr gut
Französisch	gut

EDV-Kenntnisse

Fernerk./GIS	GRASS, ERDAS, ArcGIS, ArcView
Statistik	R, SPSS
Publishing	L ^A T _E X 2 _ε , MS Office, OpenOffice
Programmierung	shell bash scripting, GRASS scripting, R scripting
Modellierung u. räuml. Analyse	MaxEnt, OpenModeller, R, Fragstats, SAM
Betriebssystem	Linux, MS Windows

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich diese Dissertationsschrift selbständig verfasst habe und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Würzburg, den 08.04.2009

Martin Wegmann