



Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

**Simulation von Landschaftsveränderungen und deren
Auswirkungen auf die Bruthabitateignung für den
Flussregenpfeifer**

Diplomarbeit

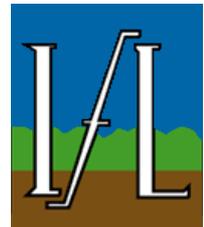
vorgelegt von
Annelie Holzkämper
2003

Referent

Prof. Dr. Gerd Schulte

Westfälische Wilhelms-Universität Münster

Institut für Landschaftsökologie



Koreferentin

Dr. Angela Lausch

UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Angewandte Landschaftsökologie



“By operating the model, the computer faithfully and faultlessly demonstrates the implications of our assumptions and information. It forces us to see the implications, true or false, wise or foolish, of the assumption we have made. It is not so much that we want to believe everything that the computer tells us, but that we want a tool to confront us with the implications of what we think we know”

Botkin (1977)

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all jenen bedanken, die mir in meiner Diplomzeit mit Rat und Tat zur Seite gestanden haben und somit am Gelingen dieser Arbeit mit beteiligt waren.

Ich danke Herrn Prof. Dr. Gerd Schulte (Westfälische Wilhelms-Universität Münster) für seine Ratschläge und die freundliche Betreuung meiner Diplomarbeit.

Frau Dr. Angela Lausch (UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) danke ist dafür, dass sie mir die Bearbeitung dieses Diplomarbeitsthemas anvertraut hat und für die Betreuung meiner Arbeit. Bei ihr fand ich stets engagierte Unterstützung in fachlichen und technischen Angelegenheiten.

Bei Dr. Carsten Dormann (UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) möchte ich mich für seine Hilfe bei Fragen zur statistischen Auswertung und für seine konstruktiven Hinweise bedanken.

Für die schnelle und umfassende Beantwortung meiner Fragen zum Umgang mit dem Modellierprogramm SELES danke ich Andrew Fall (Simon Fraser University, Burnaby, B.C., Kanada).

Meinen Freunden Anne, Annika, Hardy, Heiko, Judith, Katharina, Marcus und Margret und auch meiner Mutter danke ich für kritische Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge.

Ganz besonders danke ich meinen Eltern, die mir mein Studium ermöglicht haben und mich immer in jeder Hinsicht unterstützten. Und auch meinem Freund möchte ich für seine liebevolle Unterstützung danken.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	VI
Kartenverzeichnis (für den Kartenanhang)	VIII
Abkürzungsverzeichnis	IX
Glossar	X
1 Einleitung und Fragestellung	1
2 Grundlagen.....	3
2.1 LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND IHR UNTERSUCHUNGSGEGENSTAND	3
2.1.1 Landschaftsstruktur	3
2.1.2 Landschaftsfunktion	4
2.1.3 Landschaftsveränderung	4
2.1.4 Landschaftsstrukturmaße	5
2.2 LANDSCHAFTSMODELLIERUNG	6
2.2.1 Landschaftsmodelle	6
2.2.2 Klassifikation von Landschaftsmodellen	7
2.2.3 Ansätze der Landschaftsmodellierung	8
2.3 HABITATMODELLIERUNG	11
2.3.1 Habitatmodelle	11
2.3.2 Anwendbarkeit von Habitatmodellen	13
2.3.3 Methode der Habitatmodellierung	13
2.4 MODELLIERUMGEBUNG SELES	15
2.4.1 Dynamisches SELES-Modell	16
3 Untersuchungsgebiet.....	20
3.1 NATURRAUM	21
3.2 GEOLOGIE	21
3.3 RELIEF	22
3.4 BÖDEN.....	22
3.5 KLIMA	23
3.6 HYDROLOGIE	23
3.7 URSPRÜNGLICHE VEGETATION.....	23
4 Flussregenpfeifer.....	25
4.1 BESCHREIBUNG DES FLUSSREGENPFEIFERS.....	25
4.2 KRITERIEN ZUR AUSWAHL DER MODELLZIELART	28
5 Datengrundlage und Datenaufbereitung.....	29
5.1 RELIEFDATEN.....	29
5.2 BODENDATEN.....	29
5.3 BIOTOPTYPENDATEN	29
5.4 LANDNUTZUNGSDATEN	30

5.5	VOGELDATEN	31
6	Methoden.....	32
6.1	VORGEHENSWEISE	32
6.2	HABITATMODELL.....	33
6.2.1	Habitatmodellkonzept.....	33
6.2.2	Spezifizierung des Habitateignungsmodells.....	35
6.2.3	Kalibrierung des Habitatmodells	37
6.2.4	Evaluation des Habitateignungsmodells.....	38
6.3	LANDSCHAFTSMODELL.....	38
6.3.1	Landschaftsmodellkonzept	38
6.3.2	Spezifikation des Landschaftsmodells.....	40
6.3.3	Kalibrierung des Landschaftsmodells.....	44
6.3.4	Evaluation des Landschaftsmodells.....	49
7	Ergebnisse und Interpretation	50
7.1	HABITATMODELL.....	50
7.1.1	Ergebnisse der Gültigkeitsabschätzung des Habitatmodells.....	50
7.1.2	Ergebnisse der statischen Habitatmodellierung	51
7.2	LANDSCHAFTSMODELL.....	53
7.2.1	Ergebnisse der Evaluation des gekoppelten Landschaftsmodells I.....	53
7.2.2	Ergebnisse der Evaluation des gekoppelten Landschaftsmodells II.....	56
7.2.3	Interpretation der Evaluationsergebnisse.....	59
7.3	ERGEBNISSE DER SZENARIEN	63
7.3.1	Szenario 1996	63
7.3.2	Szenarien 2020a und 2020b.....	68
8	Diskussion.....	75
8.1	DISKUSSION DER DATENGRUNDLAGE	75
8.2	DISKUSSION DER METHODEN	76
8.2.1	Habitatmodell	76
8.2.2	Landschaftsmodell.....	76
8.3	DISKUSSION DER SZENARIEN	78
8.4	DISKUSSION DER MODELLIERUMGEBUNG SELES	79
9	Ausblick.....	81
10	Zusammenfassung.....	83
	Literaturverzeichnis	87
	Anhang	A-1

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Einflussfaktoren von Landnutzungsänderungen (nach FRITSCH 2002)	5
Abb. 2:	Darstellung der Landschafts-, Klassen- und Patchebene.....	5
Abb. 3:	Modellklassifikation nach Art der Datengrundlage.....	7
Abb. 4:	Modellklassifikation nach Art der Zustandsübergänge verändert nach SYRJAKOW (2002).....	8
Abb. 5:	Modellklassifikation nach Art der theoretischen Annäherung	8
Abb. 6:	Zelluläre Automaten mit Neumann-Nachbarschaftsschablone a), Moore-Nachbarschaftsschablone b) und dem Beispiel einer stochastischen Übergangsfunktion	11
Abb. 7:	Screen Shot der Benutzeroberfläche von SELES mit dem gekoppelten Landschaftsmodell	16
Abb. 8:	Hierarchische Struktur des dynamischen Zustands (nach FALL 2002).....	19
Abb. 9:	Landnutzungen im Untersuchungsgebiet „Südraum Leipzig“ 1990.....	20
Abb. 10:	Flussregenpfeifer ♂ aus SVENSSON et al. (1999).....	25
Abb. 11:	Verbreitung des Flussregenpfeifers aus CRAMP et al. (1990).....	25
Abb. 12:	Schematische Darstellung der Vorgehensweise (Simulationen symbolisiert durch gestrichelte Pfeile; auswertende Vergleiche symbolisiert durch waagerechte Pfeile) 33	
Abb. 13:	Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Bruthabitateignungsmodells.....	37
Abb. 14:	Änderung des mittleren Habitateignungsindex (HSI) bei unterschiedlicher Gewichtung der einzelnen Habitatvariablen; Gewichtung der jeweils anderen Habitatvariablen blieb = 2.....	38
Abb. 15:	Darstellung des Problems der komplementären Übergänge.....	39
Abb. 16:	Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Landschaftsmodells	41
Abb. 17:	Unvorhergesehene Erhöhung der Anzahl an Patches: zusammenhängendes Patch (a) wird durch Ausbreitung eines Übergangs in zwei Patches aufgespalten (b)	44
Abb. 18:	Veränderung der Landschaftsstrukturmaße NP, ED, SHAPE_AM der Klasse „Pioniervegetation“ sowie des Contagion-Index auf Landschaftsebene bei unterschiedlicher Verteilung der Übergänge von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ auf Expander- und Patcher-Funktion mit verschieden festgelegter maximaler Ausdehnung ausgehend von einer Initialzelle (ClusterSize); konstant blieb dabei die Nachbarschaftsabhängigkeit der Expander-Funktion ($NP_{io} > 2$) und die Anzahl an Nachbarzellen, zu denen eine Ausbreitung erfolgen kann (Spreadopenings für beide Übergangsfunktionen konstant = 3).....	46

Abb. 19: Veränderung der Landschaftsstrukturmaße ED, SHAPE_AM der Klasse „Pioniervegetation“ sowie des Contagion-Index auf Landschaftsebene bei unterschiedlicher Nachbarschaftsabhängigkeit des Expander-Übergangs von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ (NPio) mit verschieden festgelegter Anzahl an Zellen, zu denen die Ausdehnung des Übergangs erfolgen kann (Spreadopenings) bei einer max. Ausdehnung (ClusterSize) von 100 Pixeln.....	47
Abb. 20: Vergleich der Brutvorkommen zwischen 1993 und 1995 mit der für 1994 modellierten Habitateignungskarte	50
Abb. 21: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994.....	54
Abb. 22: Anzahl an Patches (NP) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994.....	54
Abb. 23: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994.....	55
Abb. 24: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994.....	55
Abb. 25: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996.....	57
Abb. 26: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996.....	58
Abb. 27: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996.....	58
Abb. 28: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996.....	58
Abb. 29: Auswirkung nachbarschaftsabhängiger Expander-Übergänge: a) Ausgangszustand 1990, b) Simulation 1994 (Landschaftsmodell I)	60
Abb. 30: Abweichung der simulierten Veränderung des Flächenanteils (CA) der Klasse „Offenland“ von der realen Veränderung durch zeitliche Interpolation im Landschaftsmodell I	62
Abb. 31: Abweichung der simulierten Veränderung des Flächenanteils (CA) der Klasse „Pioniervegetation“ von der realen Veränderung durch zeitliche Interpolation im Landschaftsmodell II	62
Abb. 32: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996: a) Anzahl an Patches (NP), b) Eckzellendichte (ED), c) Formindex (SHAPE_AM) und d) Contagion-Index (CONTAG)	64
Abb. 33: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996	65
Abb. 34: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996	66
Abb. 35: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996	66

Abb. 36: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996	67
Abb. 37: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020 (2020plan): a) Anzahl an Patches (NP), b) Eckzellendichte (ED), c) Formindex (SHAPE_AM) und d) Contagion-Index (CONTAG).....	68
Abb. 38: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020.....	70
Abb. 39: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020.....	71
Abb. 40: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020.....	72
Abb. 41: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020.....	73

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	<i>event properties</i> und ihre Beschreibungen	17
Tab. 2:	Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlere Habitateignungswerte (HSI) der statisch modellierten Habitateignungskarten 1990, 1994, 1996 und den Planungszustand 2020 mit Änderungsraten	51
Tab. 3:	Prozentuale Abweichungen der für 1994 simulierten Landschaftsstrukturmaße NP (Anzahl der Patches), ED (Eckzellendichte), SHAPE_AM (Formindex) und CONTAG (Contagion-Index) auf Landschaftsebene von den Referenzwerten 1994	53
Tab. 4:	Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zur statisch modellierten Habitateignung 1994	56
Tab. 5:	Prozentuale Abweichungen der für 1996 simulierten Landschaftsstrukturmaße NP (Anzahl der Patches), ED (Eckzellendichte), SHAPE_AM (Formindex) und CONTAG (Contagion-Index) von den Referenzwerten 1996 auf Landschaftsebene	56
Tab. 6:	Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zur statisch modellierten Habitateignung 1996	59
Tab. 7:	Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) des Szenarios 1996 im Vergleich zur statisch modellierten Habitateignung 1996	67
Tab. 8:	Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020 (2020plan)	74
Tab. 9:	Matrix der Übergangswahrscheinlichkeiten für 1-Jahres-Abstände im Landschaftsmodell I (1994 [Spalten]; 1990 [Reihen])	A-7
Tab. 10:	Matrix der Übergangswahrscheinlichkeiten für 1-Jahres-Abstände im Landschaftsmodell II (1996 [Spalten]; 1994 [Reihen])	A-7
Tab. 11:	Modellparameter der Expander-Funktion im Landschaftsmodell I (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)	A-8
Tab. 12:	Modellparameter der Patcher-Funktion im Landschaftsmodell I (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)	A-9
Tab. 13:	Modellparameter der Expander-Funktion im Landschaftsmodell II (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)	A-10
Tab. 14:	Modellparameter der Patcher-Funktion im Landschaftsmodell II (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)	A-11

Tab. 15: Habitatvariablen der Habitatmodellierung und ihre Eignungsverläufe.....	A-12
Tab. 16: Ausschlussbedingungen der Habitatmodellierung.....	A-12
Tab. 17: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I: Vergleich der Landschaftsindizes der Simulation von 1990 bis 1994 mit denen der Landnutzungskarte von 1994 auf Klassenebene.....	A-13
Tab. 18: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der gemittelten Landschaftsindizes der Simulation von 1990 bis 1994 von denen der Landnutzungskarte 1994 auf Klassenebene	A-13
Tab. 19: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I mit und ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der Landschaftsindizes auf Landschaftsebene.....	A-13
Tab. 20: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II: Vergleich der Landschaftsindizes der Simulation von 1994 bis 1996 mit denen der Landnutzungskarte von 1996 auf Klassenebene.....	A-14
Tab. 21: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der gemittelten Landschaftsindizes der Simulation von 1994 bis 1996 von denen der Landnutzungskarte 1996 auf Klassenebene	A-14
Tab. 22: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II mit und ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der Landschaftsindizes auf Landschaftsebene.....	A-14
Tab. 23: Szenario 1996: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene	A-15
Tab. 24: Szenario 1996: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene	A-15
Tab. 25: Szenario 2020a: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene	A-15
Tab. 26: Szenario 2020a: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene	A-15
Tab. 27: Szenario 2020b: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene	A-15
Tab. 28: Szenario 2020b: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene	A-15

Kartenverzeichnis (für den Kartenanhang)

- Karte 1: Landnutzungskarte 1990
- Karte 2: Landnutzungskarte 1994
- Karte 3: Landnutzungskarte 1996
- Karte 4: Landnutzungskarte für den Planungszustand 2020
- Karte 5: Habitateignungskarte 1990
- Karte 6: Habitateignungskarte 1994
- Karte 7: Habitateignungskarte 1996
- Karte 8: Habitateignungskarte für den Planungszustand 2020
- Karte 9: Habitateignung 1994 und Flussregenpefeifervorkommen zwischen 1993 und 1995
- Karte 10: Simulation der Landnutzung 1994 mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 11: Simulation der Habitateignung 1994 mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 12: Simulation der Landnutzung 1996 mit dem Landschaftsmodell II
- Karte 13: Simulation der Habitateignung 1996 mit dem Landschaftsmodell II
- Karte 14: Szenario der Landnutzung 1996 mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 15: Szenario der Habitateignung 1996 mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 16: Szenario der Landnutzung 2020a mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 17: Szenario der Habitateignung 2020a mit dem Landschaftsmodell I
- Karte 18: Szenario der Landnutzung 2020b mit dem Landschaftsmodell II
- Karte 19: Szenario der Habitateignung 2020b mit dem Landschaftsmodell II

Abkürzungsverzeichnis

CONTAG	<i>Contagion-Index</i>
DSL	<i>domain specific language</i> (Spezifikationsprache; s. Glossar)
ED	<i>Edge Density</i>
GIS	Geoinformationssystem
HEP	<i>habitat evaluation procedure</i> (Habitatbewertungs-Verfahren)
HSI	<i>habitat suitability index</i> (Habitateignungsindex)
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LSE	LandscapeEvent (FALL 2002)
LSI	Landschaftsindex; entspricht LSM
LSM	Landschaftsstrukturmaß; entspricht LSI
MMK 25	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1 : 25 000
NP	<i>Number of Patches</i>
PEPL	Pflege- und Entwicklungsplanung
SELES	<i>spatially explicit landscape event simulator</i>
SHAPE_AM	<i>Area-Weighted Mean Shape Index</i>
StUFA	Staatliches Umweltfachamt Leipzig
TK 10	Topographische Karte im Maßstab 1 : 10 000
TK 25	Topographische Karte im Maßstab 1 : 25 000
ü. NN	über Normalnull
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
WBK 25	Waldbodenkarte im Maßstab 1 : 25 000

Glossar

Patch:	Einheit, die durch Diskontinuitäten von Umwelteigenschaften von ihrer Umgebung abgetrennt ist; impliziert ist, dass Diskontinuitäten biologische Signifikanz haben; Habitat-Patches können nur relativ bezogen auf bestimmte Organismen definiert werden (WIENS 1976)
Komposition:	flächenhafte Zusammensetzung einer Landschaft mit verschiedenen Klassen ohne Berücksichtigung räumlicher Aspekte
Konfiguration:	spezifisches Arrangement räumlicher Elemente, oft synonym verwendet mit räumlicher Struktur oder Patch-Struktur (TURNER et al. 2001)
Fragmentierung:	Auseinanderbrechen von Habitaten; impliziert nicht Habitatverlust (FAHRIG 1997)
Habitatkonnektivität:	Grad, zu dem Landschaft Wanderbewegungen zwischen Habitat-Patches ermöglicht oder behindert; Konnektivität ist arten- und landschaftspezifisch (TISCHENDORF & FAHRIG 2000)
Zielart:	Art, die vorrangig zu erhalten und zu fördern ist; ihre Auswahl erfolgt nach naturschutzstrategischen Kriterien (ALTMOOS 1999)
Mitnahmewirkung:	beim Schutz des Lebensraums einer Art werden weitere Arten und Naturgüter mitgeschützt (ALTMOOS 1999)
Szenario:	nach KAHN & WIENER (1971) eine hypothetische Sequenz von Ereignissen, die konstruiert wurde, um kausale Zusammenhänge zu untersuchen und Entscheidungen zu treffen
deklarative Modellierungssprache:	gleichbedeutend mit Spezifikationsprache oder spezifischer Sprache (engl. <i>domain specific language</i> = DSL)
Event:	in dieser Arbeit synonym verwendet zu <i>Landscape Event</i> (LSE); SELES-Teilmodell

- Instanz:** im Modell umgesetzte Definition eines *Landscape Events*; aus der Definition eines LSE's können im Verlauf einer Simulation mehrere Instanzen gebildet werden
- diskret:** abgegrenzt, getrennt; Zustandsräume können diskret sein und bei einer Simulation kann eine Bewertung in diskreten Zeitintervallen vorgenommen werden
- Parser:** Syntaxanalytiker zum Überprüfen der Richtigkeit eines Programmcodes
- cross-tabulation:** Berechnung einer Tabelle aus zwei Karten, die angibt, wie viele Werte der Kategorien aus der einen Karte (Zeilen) auf die verschiedenen Kategorien in der zweiten Karte (Spalten) fallen

1 Einleitung und Fragestellung

Der großflächige Braunkohletagebau hat die Landschaft im „Südraum Leipzig“ über einen Zeitraum von fast siebenzig Jahren nachhaltig verändert. Die bergbaulichen Massenumlagerungen im Gebiet entsprechen etwa denen einer quartären Kaltzeit mit Inlandeisüberföhrung, allerdings mit einem um ein Mehrhundertfaches beschleunigten Verlauf (BERKNER 1996). So zeichnet sich das ehemals durch Elster- und Pleißeauen mit zwischengeschalteten Grundmoränenplatten charakterisierte Gebiet heute durch Hohlformen beträchtlichen Ausmaßes sowie Halden und Kippenflächen aus (LAUSCH 2000, vgl. BERKNER 1996). Durch den Braunkohleabbau kam es zu weitreichenden Abholzungen von Waldgebieten, zur Zerstörung von Ackerflächen und ein Großteil der Auen wurde vernichtet. Flüsse wurden über große Strecken verlegt, es kam zu einer weiträumigen Grundwasserabsenkung und mehr als 60 Orte mussten umgesiedelt werden (REGIEGRUPPE „KULTURLANDSCHAFT SÜDRAUM LEIPZIG“ 1994). Diese völlige Veränderung des natürlichen Landschaftsgefüges zog eine irreversible Schädigung der ursprünglichen Landschaftsfunktionen nach sich (LAUSCH 2000, vgl. BERKNER 1996, RING 1997).

Mit den Ereignissen zur politischen Wende 1989 verlor der „Südraum“ seine einstige wirtschaftliche Bedeutung und der Tagebaubetrieb wurde weitgehend eingestellt (RING 1997). Im Bereich brachliegenden Offenlands kam es durch Hangrutschungen und Vernässungen auf Setzflächen zur Ausbildung sehr heterogener Standortverhältnisse (unterschiedliche morphologische, hydrologische und pedogene Verhältnisse). Es entstand ein differenziertes Mosaik von Lebensräumen für zahlreiche seltene Tier- und Pflanzenarten (LAUSCH 2000), dessen ökologische Bedeutung bereits durch eine Vielzahl an Arbeiten (DURKA et al. 1997, ALTMOOS 1999, LAUSCH & BELLMANN 1997 etc.) belegt wurde. Auch der Flussregenpfeifer weist einen Verbreitungsschwerpunkt in der Bergbaufolgelandschaft des Südraums Leipzig auf, nachdem er seines primären Bruthabitates größtenteils beraubt wurde (BOMHARD 2002, KÜSTER 2003).

Von 1990 bis 1994 wurden die Offenlandbereiche noch weitgehend spontaner Sukzession überlassen. Erst zwischen 1994 und 1996 begann man mit der Durchführung von Rekultivierungsmaßnahmen (Anpflanzungen) im Tagebaubereich. Mit dem früheren, stärker durch natürliche Prozesse geprägten Entwicklungsabschnitt zwischen 1990 und 1994 und dem späteren zwischen 1994 und 1996, in dem zunehmend anthropogene Eingriffe in die Entwicklung des Tagebaubereichs eine größere Rolle spielten, liegen also zwei verschiedene Veränderungstendenzen zugrunde.

Strukturelle Veränderungen in der Landschaft können zu Habitatverlust und Habitatfragmentierung führen und haben somit einen entscheidenden Einfluss auf die

Überlebensmöglichkeiten seltener und bedrohter Tierarten (ANDRÉN 1994, FAHRIG 1997). Zur Untersuchung der Auswirkungen landschaftlicher Veränderungen auf die Eignung des Gebietes als Habitat soll der Zustand der Landschaft dynamisch modelliert und durch ein gekoppeltes Habitateignungsmodell bewertet werden. Um das räumliche Muster der Landschaft mit seinen Auswirkungen auf die Habitateignung und somit die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Art in Beziehung zu setzen, existieren bisher nur wenige Ansätze, wie die von AKÇAKAYA (2002) und SCHUMAKER (1998).

Für diese Arbeit ergab sich dadurch folgende Fragestellung:

Welche Unterschiede ergeben sich in der Landschaft, wenn einerseits ein stärker natürlich geprägter und andererseits ein zunehmend anthropogen beeinflusster Entwicklungsprozess zugrunde gelegt wird, und wie wirken sich diese unterschiedlichen Trends auf die Habitateignung für den Flussregenpfeifer aus?

Wesentliches Teilziel zur Untersuchung der Fragestellung war dabei die **Entwicklung eines Modells der Landschaftsdynamik mit gekoppeltem Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer.**

2 Grundlagen

2.1 Landschaftsökologie und ihr Untersuchungsgegenstand

Der Begriff „Landschaftsökologie“ geht auf den deutschen Biogeographen TROLL (1939) zurück und entstammt der europäischen Tradition der regionalen Geographie und Vegetationskunde (TURNER & GARDNER 1991). Er vereint den räumlichen Ansatz aus der Geographie mit dem funktionalen Ansatz aus der Ökologie. In Europa verkörpert die Landschaftsökologie einerseits den systemorientierten, an der klassischen Ökologie ausgerichteten Ansatz, der mehr auf die Betrachtung der verschiedenen Kompartimente (Geologie, Böden, Vegetation, Klima) als auf räumliche Zusammenhänge zielt; andererseits besteht aber auch eine starke Verbindung zur Landschaftsplanung, was sich vor allem in landschaftsökologischen Bewertungsverfahren widerspiegelt (ZEBISCH 2002).

In Nordamerika dagegen setzt die Landschaftsökologie ein besonderes Augenmerk auf die Zusammenhänge zwischen räumlicher Struktur und ökologischen Prozessen in der Landschaft (FORMAN & GODRON 1986, TURNER 1989, GUSTAFSON 1998). Diese Betrachtungsweise basiert auf der Erkenntnis, dass viele ökologische Phänomene explizit räumliche Ursachen haben.

Als Landschaft definieren FORMAN & GODRON (1986) eine Landfläche, die unter Betrachtung mindestens einer ihrer Eigenschaften als räumlich heterogen zu charakterisieren ist. Sie bildet so ein Mosaik von Patches¹ verschiedener Eigenschaftstypen, dessen Einzelkomponenten miteinander interagieren können. Dabei ist die Landschaft durch drei wesentliche Aspekte gekennzeichnet:

- die **Struktur**, die räumliche Beziehungen zwischen unterschiedlichen Landschaftselementen oder Ökosystemen und dadurch die Verteilung von Energie, Nährstoffen und Arten in der Landschaft beschreibt,
- die **Funktion**, die sich auf Interaktionen zwischen räumlichen Elementen (Energiefluss, Nährstoffkreisläufe, Bewegungen von Organismen) bezieht und
- die **Veränderung** der Struktur und Funktion der Landschaft über die Zeit.

2.1.1 Landschaftsstruktur

Die Landschaftsstruktur bezeichnet sowohl die Komposition (Zusammensetzung der Landschaft), als auch die Konfiguration (räumliche Verteilung der Landschaftselemente) einer Landschaft. Definiert wird sie durch vier Basiselemente (Anzahl, Größe, Form und

¹ Ein **Patch** ist definiert als eine zusammenhängende Fläche einer Kategorie (z.B. Landnutzung), die von einer oder mehreren Flächen anderer Kategorie eingegrenzt ist.

Nebeneinanderstellung von Patches), die zur Interpretation ökologischer Prozesse wichtig sind (GARDNER et al. 1987, O'NEILL et al. 1988). Als Methode zur Quantifizierung dieses Landschaftsmusters wurden von MCGARIGAL & MARKS (1995) Landschaftsstrukturmaße entwickelt, deren Basiseinheit das Patch ist (vgl. Kap. 2.1.4).

2.1.2 Landschaftsfunktion

Die Funktion einer Landschaft ist eng an seine Struktur gekoppelt. So ist die Effektivität der Ausbreitung von Organismen, ihre Verteilung, Abundanz und Überlebenswahrscheinlichkeit in starkem Maße von der Komposition und Konfiguration der Landschaft abhängig (TISCHENDORF 2001). Auch ökologische Prozesse wie Sukzession, Nahrungssuchmuster, Räuber-Beute-Interaktion, Nährstoffdynamik oder Ausbreitung von Störungen haben wichtige räumliche Komponenten (TURNER & GARDNER 1991) und können ebenso wie Prozesse der Erosion oder des Wasserabflusses durch das Landschaftsmuster beeinflusst werden (TURNER 1988).

Diese abiotischen und biotischen Prozesse haben wiederum eine entscheidende Wirkung auf die Ausprägung des Landschaftsmusters. Eine wesentliche Rolle spielt dabei oft der anthropogene Einfluss.

2.1.3 Landschaftsveränderung

Eine Veränderung der Landschaft in Struktur und Funktion findet immer dann statt, wenn die aktuelle Nutzung entweder den natürlichen oder den gesellschaftlichen Ansprüchen nicht mehr genügt (O'CALLAGHAN 1996). Sie wird also sowohl durch natürliche als auch durch sozioökonomische Prozesse gesteuert. Im Einzelnen sind Umweltbedingungen wie beispielsweise das Klima, politische Vorgaben, der Flächenbedarf der Bevölkerung sowie wirtschaftliche Abhängigkeiten ausschlaggebend für eine Landnutzungsänderung (s. Abb. 1). Je größer der anthropogene Einfluss ist, desto komplexer und schwieriger vorhersehbar sind die Änderungen der Landnutzung im Vergleich zu denen in natürlicher Vegetation (TURNER 1988). Zur Bewertung von Landschaftsveränderungen können beispielsweise Sequenzen von Satellitenbildern benutzt werden, aus denen die Änderungsraten zwischen unterschiedlichen Landnutzungskategorien abgeleitet werden können. Weiterhin können für diese Satellitenbilder verschiedene Landschaftsindizes berechnet werden, anhand derer die Veränderung der Landschaft analysiert werden kann (s. Kap. 2.1.4).

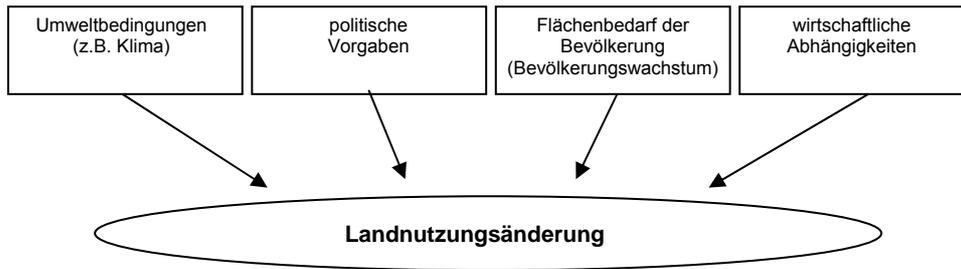


Abb. 1: Einflussfaktoren von Landnutzungsänderungen (nach FRITSCH 2002)

2.1.4 Landschaftsstrukturmaße

Landschaftsstrukturmaße (LSM) oder Landschaftsindizes (LSI) sind räumliche Statistiken, die Aufschluss über bestimmte Aspekte des Landschaftsmusters geben (TURNER, CONSTANZA & SKLAR 1989).

Als Grundlage der Berechnung wird die Landschaft durch ein Mosaik aus Patches verschiedener Klassen repräsentiert. Ein Patch ist eine zusammenhängende Fläche mit gleicher Landnutzung; alle Patches einer Kategorie bilden eine Klasse und die Patches aller Klassen bilden gemeinsam das Mosaik der Landschaft (s. Abb. 2). Landschaftsindizes können dann auf Patch-, Klassen- und Landschaftsebene berechnet werden.

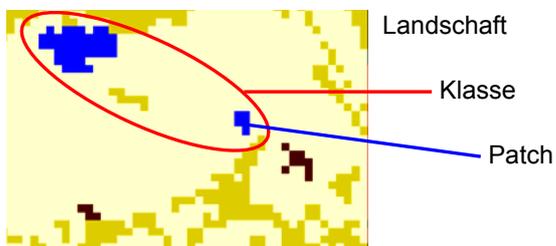


Abb. 2: Darstellung der Landschafts-, Klassen- und Patchebene

Entsprechend der durch sie repräsentierten Teilaspekte des Landschaftsmusters lassen sich die Landschaftsstrukturmaße weiterhin in Flächen-, Kanten-, Formmaße, Maße der Vernetzung bzw. Isolation, Maße der Verteilung von Patches etc. einteilen. Die meisten LSI's sind dabei aus den primären Messwerten (Fläche, Anzahl der Patches, Anzahl der Eckzellen, Nachbarschaftstyp) abgeleitet (MCGARIGAL & MARKS 1995).

Verwendung finden sie z.B. bei Untersuchungen zu landschaftlichen Phänomenen (Abundanz von Arten), beim strukturellen Vergleich verschiedener Landschaften oder in der Analyse und Bewertung von Landschaftsveränderung.

2.2 Landschaftsmodellierung

2.2.1 Landschaftsmodelle

Ein Modell wird allgemein als abstrakte Repräsentation eines Systems oder Prozesses definiert (TURNER et al. 2001). Landschaftsmodelle sind somit formale Darstellungen einer Landschaft und ihrer Dynamik.

Der jüngste Fortschritt in der Computertechnologie und die Anfänge spezifischer Sprachen (wie z.B. SELES s. Kap 2.4) zur räumlichen Modellierung haben die Entwicklung einer Fülle von räumlich expliziten Modellen entfacht (SOARES-FILHO et al. 2002), so dass Landschaftsmodelle als Werkzeuge der Landschaftsökologie zur Untersuchung der Beziehung zwischen Landschaftsmustern und ökologischen Prozessen innerhalb der letzten 10 bis 20 Jahre zunehmend an Bedeutung gewonnen haben. Sowohl in der theoretischen als auch in der angewandten Landschaftsökologie finden sie vielseitige Anwendung (Studien epidemischer Ausbreitung, Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen, Sukzession, Feuerausbreitung, Küstenökosystemdynamik, Energie- und Stoffflüsse, Planungsszenarien etc.). Landschaftsmodelle ermöglichen es, den Status quo einer Landschaft in die Zukunft zu extrapolieren und somit Szenarien zu erstellen, die als Bezugsrahmen der Bewertung alternativer Managementstrategien dienen oder zum Testen von Hypothesen verwendet werden können (BAKER 1989, GERGEL & TURNER 2002). Zudem unterstützen sie eine präzise strukturierte Formulierung von Konzepten und Theorien zum besseren Verständnis natürlicher und anthropogen induzierter Prozesse der Landschaftsveränderung und bieten Vorteile bei Landschaftsstudien in großem räumlichem und zeitlichem Maßstab, deren experimentelle Untersuchung mit erheblichem Zeit- und Kostenaufwand verbunden wäre (SOARES-FILHO et al. 2002, BAKER 1989, SKLAR & CONSTANZA 1991). Über Koppelungen von Landschaftsmodellen mit Ausbreitungs- und Populationsmodellen lassen sich Aussagen über den Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Populationsdynamik treffen. Landschaftsindizes und andere Bewertungsmethoden können mithilfe von Landschaftsmodellen auf ihre Sensitivität gegenüber Landschaftsveränderungen überprüft werden. Zudem sind Landschaftsmodelle in Kombination mit Bewertungsalgorithmen sinnvolle Werkzeuge, um die Auswirkungen verschiedener Szenarien des Landschaftswandels zu testen (ZEBISCH 2002).

Eine Modellierung ist immer ein Kompromiss zwischen Realismus, Präzision und Generalität (CONSTANZA et al. 1993), wobei versucht werden muss, die „Balance zu halten zwischen pauschalen Annahmen und einer Überparametrisierung, die zu Transparenzverlust und mathematischer Instabilität führt“ (ZEBISCH 2002). Ein Modell soll also gerade so komplex sein, wie es die Fragestellung erforderlich macht. Die entscheidende Herausforderung liegt in der Auswahl der für den Landschaftswandel verantwortlichen Größen. Vor allem

sozioökonomische Parameter müssen oft aus externen Modellen abgeleitet werden (ZEBISCH 2002).

„Generell darf nicht vergessen werden, dass Modelle nicht die „Wahrheit“ vorhersagen, sondern allenfalls das derzeit beste Wissen über die Wirkungsweise von Prozessen und Faktoren eines Systems quantitativ repräsentieren“ (STARFIELD 1997: in SCHADT 2002).

2.2.2 Klassifikation von Landschaftsmodellen

Eine Klassifikation von Landschaftsmodellen kann nach unterschiedlichen Gesichtspunkten vorgenommen werden.

Nach der Art der Datengrundlage werden **räumlich explizite** Modelle von solchen **ohne räumlichen Bezug** (z.B. einfache Markov-Modelle, s. Kap. 2.2.3) unterschieden (s. Abb. 3). Die meisten räumlichen Landschaftskarten sind Mosaik von Untereinheiten, die entweder Rasterzellen oder Polygone sind (HUNSAKER et al. 1993). Die Datengrundlage bei räumlich expliziten Modellen kann also **raster-** oder **vektor-basiert** sein, wobei raster-basierte Modelle am häufigsten verwendet werden, da die Modellumsetzung hier einfacher ist und Fernerkundungs- und GIS-Daten ohne weiteres integriert werden können.

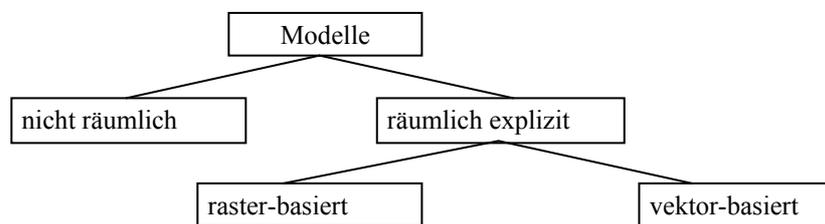


Abb. 3: Modellklassifikation nach Art der Datengrundlage

Nach der Art der Zustandsänderungen lassen sich grundsätzlich statische von dynamischen Modellen unterscheiden (s. Abb. 4). **Statische** Modelle beschreiben dabei konstante Beziehungen ohne zeitliche Dimension, während **dynamische** Modelle Systeme oder Phänomene repräsentieren, die entlang der Zeitachse einer Veränderung unterliegen (= Simulationsmodelle), welche auf verschiedene Weisen darstellbar ist. So bildet eine Differentialgleichung eine Veränderung **kontinuierlich** ab, so dass sie für beliebig kleine Zeitschritte bewertet werden kann. Modelle mit **diskreten** Zeitschritten bewerten die bestehenden Bedingungen in vorbestimmten Zeitschritten, die entweder konstant (regelmäßige Intervalle) oder ereignisabhängig (unregelmäßige Intervalle) sind. Zeitlich diskrete und kontinuierliche Modelle können entweder **deterministisch** oder **stochastisch** sein. Wenn das Ergebnis einer Simulation durch die Eingabe, die spezifizierten Parameter und Variablen eindeutig vorgegeben ist (keine Variabilität), handelt es sich um ein deterministisches Modell.

Enthält das Modell dagegen ein Zufallselement, so dass wiederholte Ausführungen des Modells abweichende Ergebnisse erzeugen, spricht man von einem stochastischen Modell (TURNER et al. 2001). Veränderungen basieren dabei auf Übergangswahrscheinlichkeiten (z.B. Markov-Modell, s. Kap. 2.2.3).

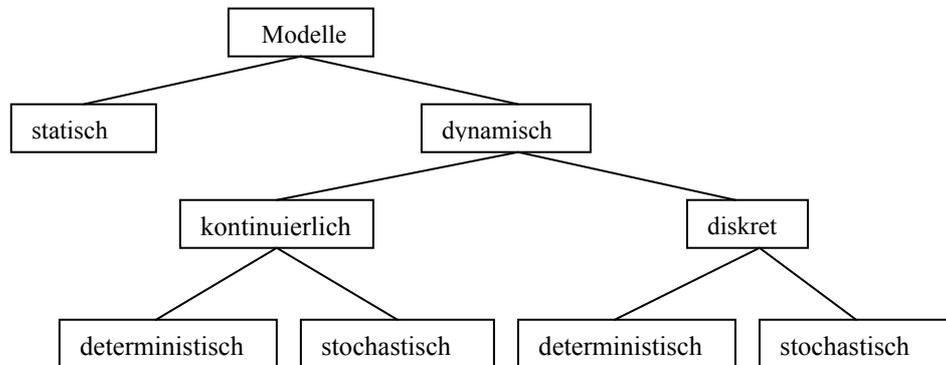


Abb. 4: Modellklassifikation nach Art der Zustandsübergänge verändert nach SYRJAKOW (2002)

SKLAR & CONSTANZA (1991) unterscheiden nach der theoretischen Annäherung an die Modellierung **empirische** von **prozess-basierten** Modellen (s. Abb. 5). Dabei beschreiben empirische Modelle (z.B. Markov-Modelle, s. Kap. 2.2.3) generelle Strukturen und Muster mithilfe von Wahrscheinlichkeitsfunktionen, ohne dass das Wirkungsgefüge mit einbezogen wird, während mechanistische, prozess-basierte Modelle versuchen, die in der Landschaft wirksamen Prozesse (biotische und abiotische Flüsse) so realitätsgetreu wie möglich nachzuvollziehen (z.B. Feuerökosystem-Modelle).

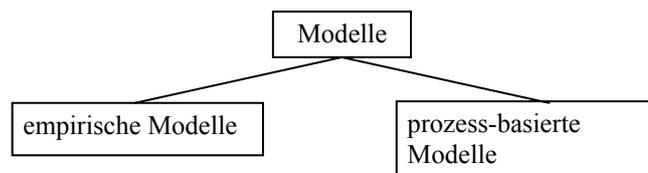


Abb. 5: Modellklassifikation nach Art der theoretischen Annäherung

2.2.3 Ansätze der Landschaftsmodellierung

Es existiert eine Vielfalt von Ansätzen zur Landschaftsmodellierung, was durch die große Anzahl an möglichen Fragestellungen gerechtfertigt ist (FRITSCH 2002). Im Folgenden sollen nur die Ansätze näher erläutert werden, die in dieser Arbeit Anwendung finden.

Markov-Modelle

Ein Markov-Modell oder eine Markovkette ist ein mathematisches Modell zur Beschreibung einer räumlichen oder zeitlichen Folge von Zustandsänderungen (RADEBERGER 2001). Häufig wird es zur Simulation von Sukzessionsprozessen oder Landnutzungsänderungen verwendet.

Nach BEHRENS (2000) besteht eine Markovkette aus:

- einem endlichen Zustandsraum S , wobei die Elemente aus S die Zustände (z.B. Landnutzungsklassen) sind,
- einem Wahrscheinlichkeitsvektor $(p_i)_{i \in S}$ mit $p_i \geq 0$ für alle i und $\sum p_i = 1$ und
- einer stochastischen Übergangsmatrix $P = (p_{ij})_{i,j \in S}$, in der alle Übergangswahrscheinlichkeiten zusammengefasst sind und bei der für alle i $p_{ij} \geq 0$ und $\sum_j p_{ij} = 1$ gilt.

Mithilfe einer Markovkette (s. Gl. 1) kann also der Zustand des Systems zum Zeitpunkt $t+1$ ausgehend vom Systemzustand zum Zeitpunkt t durch Iteration der Matrixoperation in die Zukunft extrapoliert werden.

$$x_{t+1} = x_t P \quad (\text{Gl. 1})$$

wobei

$P =$ Übergangsmatrix

$x =$ Zustandsvektor, der Systemzustand beschreibt (z.B. Verteilung der Landnutzungen)

$t =$ Anfangszeitpunkt

Langfristig nähert sich das System dabei asymptotisch einem Gleichgewichtszustand an, der durch den Eigenvektor repräsentiert wird:

$$\tilde{x} = \tilde{x} P \quad (\text{Gl. 2})$$

Das Markov-Modell ist ein stochastisches Verteilungsmodell ohne räumlichen Bezug. Daher eignet es sich in erster Linie zu Vorhersagen von Veränderungen der nicht-räumlichen Komponente der Landschaftsstruktur (Komposition), wobei die Prozesse, die die Landschaftsveränderung im Einzelnen herbeigeführt haben, unberücksichtigt bleiben (HSU & CHENG 1999). Räumlich explizite Vorhersagen lassen sich also nicht treffen. Nachteilig ist weiterhin bei diesem Modellansatz, dass vorhergegangene Zustände, die für die Vorhersage entscheidend sein können (z.B. Zeit seit einer Störung), unberücksichtigt bleiben. Zudem wird vernachlässigt, dass die Übergangswahrscheinlichkeiten im realen System nicht immer über die Zeit konstant bleiben (URBAN & WALLIN 2002, URBAN 1981).

Um diesen Nachteilen des einfachen Markov-Modells entgegenzutreten, lassen sich verschiedene Erweiterungen vornehmen. So können zur Berücksichtigung räumlicher Effekte

vielschichtige Matrizen verwandt werden, die alle wichtigen Standortverhältnisse und Nachbarschaftseffekte (z.B. durch Kombination mit Zellulären Automaten, s.u.) mit einbeziehen (URBAN & WALLIN 2002, TURNER 1987). Die räumliche Dimension kann aber auch über eine Gewichtung der Übergangswahrscheinlichkeiten durch die jeweiligen Standortfaktoren (Temperatur, Boden etc.) in Markov-Modelle integriert werden (BALZTER et al. 1997). Als Erweiterung zur Modellierung von nicht-konstanten Übergängen können getrennte Übergangsmatrizen für verschiedene Zeiträume berechnet werden oder die Übergänge als Funktion der Zeit spezifiziert werden (RICHTER et al. 1997). Einfache Markov-Modelle bieten so eine Grundlage für weiterführende, komplexere Modellierungen.

Zelluläre Automaten

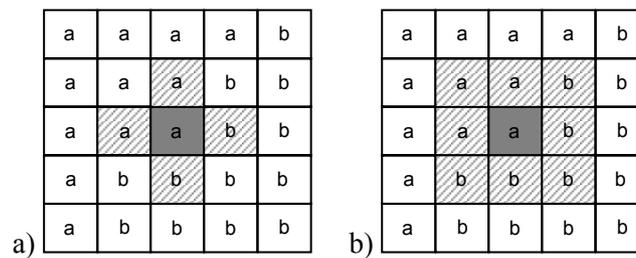
Zelluläre Automaten (engl.: *Cellular Automata*) sind dynamische Modelle, die diskret in Zeit, Raum und Zustand sind (BALZTER 1997) und Zustandsänderungen in Abhängigkeit von der Nachbarschaft einer Zelle ausführen. Der zukünftige Zustand einer Zelle ist dabei von ihrem aktuellen Zustand und dem der Nachbarzellen abhängig.

Nach WHITE et al. (2000) besteht ein Zellulärer Automat aus:

- einem Euklidischen Raum, der in ein Array identischer Zellen geteilt ist,
- einer Zellnachbarschaft definierter Größe und Form,
- einem Satz diskreter Zellzustände,
- einem Satz von Übergangsregeln, die den Zustand einer Zelle als eine Funktion der Zustände der Nachbarzellen festlegt und
- diskreten Zeitschritten, zu denen alle Zellzustände simultan neu berechnet werden.

Verschiedene Nachbarschaftsschablonen, verschiedene Zustände und verschiedene Übergangsregeln produzieren dabei unterschiedliche Zelluläre Automaten (WILSON 1988). Häufig verwendete Nachbarschaftsschablonen sind die Moore-Nachbarschaft – bestehend aus der Zentralzelle und den 8 nächsten Nachbarn (Nachbarschaft zweiter Ordnung) – und die Neumann-Nachbarschaft – bestehend aus der Zentralzelle und den 4 nächsten Nachbarn (Nachbarschaft erster Ordnung). Die Übergangsregeln können sowohl deterministisch als auch stochastisch sein (s. Abb. 6). Nach PHIPPS (1992) bieten dabei stochastische Regeln bessere Analogien zu natürlichen Systemen als deterministische.

Anwendung finden Zelluläre Automaten zum Beispiel bei der Simulation von chemischen Reaktionen mit räumlicher Diffusion, von Kristallwachstum, der Entwicklung von Spiralgalaxien, von Phasenübergängen und schließlich auch für biologische und ökologische Phänomene wie Ausbreitung von Feuer, Epidemien, Individuen und Landnutzungsänderungen (BALZTER 1997, GREEN 1994).



Stochastische Übergangsfunktion: $p_{ab} = \frac{\text{Anzahl der Nachbarzellen}_b}{\text{Anzahl der Nachbarzellen}_{\text{gesamt}}}$

(p_{ab} = Übergangswahrscheinlichkeit von Zustand a zu b)

für a): $p_{ab} = 2/4 = 0.5$

für b): $p_{ab} = 5/8 = 0.625$

Abb. 6: Zelluläre Automaten mit a) Neumann-Nachbarschaftsschablone, b) Moore-Nachbarschaftsschablone und dem Beispiel einer stochastischen Übergangsfunktion

Um die Vorteile dieser beiden Ansätze zu verbinden, werden häufig hybride Ansätze verwendet (JENERETTE & WU 2001, SILVERTOWN et al. 1992, LI & REYNOLDS 1997). Aspekte von Markovketten und Zellulären Automaten lassen sich aber auch in prozess-orientierte Modelle integrieren (vgl. Kap. 2.4). Zudem können Zelluläre Automaten mit einem Fuzzy-Logik-Ansatz kombiniert werden (WU 1998).

Im Gegensatz zu diesen raster-basierten Modellen verwendeten WU & LEVIN (1997) ein patch-basiertes Modell der Landschaftsveränderung, das sich an der Mosaik-Zyklus-Theorie nach REMMERT (1992) orientiert.

2.3 Habitatmodellierung

2.3.1 Habitatmodelle

Ein Habitatmodell oder Habitateignungsmodell ist ein Mittel zur Betrachtung und Bewertung eines Gebietes aus der Perspektive einer ausgewählten Zielart. Es formalisiert die Beziehung zwischen Umweltbedingungen und Habitatansprüchen, indem es auf Grundlage einfach zu erhebender biotischer und abiotischer Schlüsselfaktoren (z.B. Landnutzung, Boden, Geologie, Topographie, Nähe zu Straßen etc.) die Habitatqualität von Biotopen für ausgewählte Arten quantifiziert (KLEYER et al. 1999/2000, SCHRÖDER & RICHTER 1999/2000, SCHRÖDER 2000a). Es kann somit die Habitateignung (indirekte Bewertung) sowie – mit Einschränkungen in der Aussagefähigkeit – die Zielartenvorkommen (direkte Bewertung) prognostizieren (ALTMOOS 1999). Das Ergebnis einer Habitatmodellierung ist eine Habitateignungskarte, in der jede Rasterzelle mit einem Eignungswert belegt ist.

Mithilfe der ausgewählten Umweltparameter gelingt aber immer nur eine mehr oder weniger sinnvolle Annäherung an die real wirksamen Prozesse (SMITH 1994, SCHRÖDER 2000a, SCHRÖDER 2000b), insbesondere da durch sie oft nur ein bestimmter Teil der im gesamten Lebenszyklus der Arten wichtigen Habitateigenschaften abgebildet werden kann. Die Genauigkeit des Modells ist zudem noch durch den Zeit- und Kostenaufwand bei der Datenerhebung sowie beim Modellierungsverfahren selbst eingeschränkt.

Die Modellierung beruht daher auf der Prämisse, dass die ausgewählten Schlüsselfaktoren die realen Habitatfaktoren, die für die Habitatwahl der Art wichtig sind und den Ansprüchen der Art an ihren Lebensraum entsprechen, hinreichend gut charakterisieren (SCHRÖDER 2000a).

Es handelt sich bei Habitatmodellen grundsätzlich um statische Modelle, da die Habitateignung aus dem Zustand einer Landschaft abgeleitet wird. Durch eine Koppelung an ein dynamisches Modell, das die Ausgangsdaten für das Habitatmodell liefert, lässt sich aber dennoch die zeitliche Veränderung eines Habitats simulieren, so dass mögliche Auswirkungen unterschiedlicher Entwicklungspfade ermittelt werden können (LUTZE et al. 2002, KLEYER et al. 1999/2000).

Aussagen zur Populationsgröße werden erst durch eine Verknüpfung mit populationsdynamischen Ansätzen zu räumlich expliziten Simulationsmodellen möglich (z.B. AKÇAKAYA et al. 1995, SCHRÖDER 2000a).

Nach der Methode ihrer Parametrisierung werden grundsätzlich zwei Arten von Habitateignungsmodellen voneinander unterschieden:

Empirische bzw. statistische Modelle beruhen auf Feldstudien zum tatsächlichen Auftreten bzw. Nichtauftreten der Zielart (Präsenz- und Absenzdaten) und einer darauf aufbauenden statistischen Habitatanalyse mithilfe verschiedener Verfahren (z.B. logistische Regression, Diskriminanzanalyse, etc.) (SCHADT 2002, KLEYER et al. 1999/2000). Nicht-quantitative Expertenmodelle dagegen stützen sich auf Literaturangaben, Freilanddaten aus vergleichbaren Gebieten oder Expertenbefragungen (SCHADT 2002). Weitergehend können Ansätze aus dem Bereich der künstlichen Intelligenz, wie z.B. die Fuzzy Logik (SCHRÖDER 1997) oder künstliche Neuronale Netze (z.B. MASTRORILLO et al. 1997) zur Habitatmodellierung verwendet werden (SCHRÖDER 2000a).

2.3.2 Anwendbarkeit von Habitatmodellen

Habitatmodelle bieten neue Möglichkeiten der modellgestützten komplexen Landschaftsanalyse sowohl im wissenschaftlichen Bereich als auch im Bereich der praktischen Anwendungen (LUTZE et al. 2002). Sie ermöglichen die Analyse und Prognose der Umweltauswirkungen von Eingriffen und Kompensations- und Pflegemaßnahmen in Umweltplanung und Naturschutzmanagement. So lassen sie sich z.B. zur Charakterisierung von Optimalhabitaten (z.B. SCHRÖDER 2000a) verwenden oder können als Entscheidungshilfe bei der Entwicklung geeigneter Managementmaßnahmen zum Schutz einer bestimmten Art dienen (SCHRÖDER 2000a, LUTZE et al. 2002). Als Bestandteile komplexer Entscheidungsunterstützungssysteme (DSS = decision support system) ermöglichen sie in direkter Kopplung mit Modellen für abiotische Zustandsvariablen und ökonomische Parameter eine komplexe Landschaftsanalyse (LUTZE et al. 2002).

Für Prognosen in der Planung (z.B. UVP, PEPL) wird durch Habitatmodelle die Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Objektivität erhöht, was sie zu einem wichtigen Bestandteil moderner Naturschutzbiologie und des Umweltmanagements machen kann (SCHRÖDER 2000a). Gegenwärtig sind die realen Anwendungsmöglichkeiten jedoch zum einen noch durch die geringe Anzahl verfügbarer Habitatmodelle und den abgestuften Stand ihrer Validation, zum anderen durch die relativ hohen Anforderungen an großräumige, möglichst flächendeckende Bestandsdaten der wichtigsten Arten sowie Daten zur Landschafts- und Landnutzungsstruktur begrenzt (LUTZE et al. 2002). Da sich das Angebot an hochwertigen GIS-Daten in den nächsten Jahren aber aufgrund der zunehmenden Verbreitung von leistungsfähigen GIS-Systemen Schritt für Schritt verbessern wird, sind in Zukunft günstigere Anwendungsbedingungen für Habitatmodelle zu erwarten (LUTZE et al. 2002).

2.3.3 Methode der Habitatmodellierung

Ein standardisiertes Verfahren zur Habitatmodellierung stellt das Habitateignungsindex-Modell (habitat suitability index model = HSI model) des U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICES (1980) dar, das Bestandteil des nach BROOKS (1997) gebräuchlichsten Bewertungsverfahrens im Naturschutzmanagement der USA – des *habitat evaluation procedure* (HEP) – ist. Die HSI-Werte werden dabei als arithmetische Mittelwerte aus einer Menge auf das Intervall [0,1] skaliert Umweltvariablen berechnet, die die wesentlichen Komponenten des Habitats repräsentieren (SCHRÖDER 2000b). Die verschiedenen Variablen können entsprechend ihrer Wichtigkeit durch ganze Zahlen gewichtet werden. Zusätzlich kann es Ausschlussfaktoren geben, die bei Unterschreitung eines bestimmten Schwellenwertes alle anderen Habitatvariablen unabhängig von ihrer Eignung bedeutungslos werden lassen. Sowohl die Gewichtung der

einzelnen Variablen als auch die Festlegung der Schwellenwerte sind fachlich zu begründen (ALTMOOS 1999). Die gesamte Habitateignung wird dann durch folgende Formel berechnet:

$$\text{HSI} = \frac{(G * V_1) + (G * V_2) + \dots (G * V_n)}{\sum G} \quad (\text{Gl. 3})$$

Ausschlussbedingung: $V_1 > x$ UND $V_2 > y$, sonst $\text{HSI} = 0$

,wobei

HSI = gesamter Habitateignungsindex

V_1, V_2, \dots, V_n = Eignungswerte für Standortvariablen 1, 2, ..., n

G = ganzzahlige Gewichtung für jede Variable

x, y = Schwellenwerte von Ausprägungen einzelner Habitatvariablen, unterhalb derer

$$\text{HSI} = 0$$

(ALTMOOS 1999)

Die Indexbildung über den arithmetischen Mittelwert findet unter der Annahme Verwendung, dass die einzelnen Modellvariablen kompensatorisch zusammenwirken. Ist dagegen jede einzelne Variable von essentieller Bedeutung für die gesamte Habitateignung, wird der HSI über ein geometrisches Mittel gebildet (U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE 1980).

Nach der Wahl der Habitatvariablen sowie ihrer Gewichtungen und Eignungsverläufe wird eine Kalibrierung des Habitatmodells durchgeführt mit dem Ziel, dass der komplette Bereich zwischen 0 und 1 durch die HSI-Werte abgedeckt wird. Die Rangordnung der Habitatpräferenzen und ihrer Eignungsverläufe darf dabei aber nicht verändert werden, sondern das Modellverhalten soll nur dahingehend modifiziert werden, dass Unterschiede in der Habitatqualität besser herausgestellt werden (BROOKS 1997).

Eine Überprüfung der Zuverlässigkeit der Modellaussagen und des Gültigkeits- und adäquaten Anwendungsbereichs (Modellvalidierung) ist insbesondere bei einer Anwendung des Habitateignungsmodells als Prognose- und Entscheidungsunterstützungsinstrument von großer Bedeutung (CASWELL 1976, SCHRÖDER 2000a, LUTZE et al. 2002). Betrachtet man das Modell allerdings nur als komplexe Hypothese, die das bekannte biologisch-ökologische Wissen zu einem biologischen Objekt zusammenfasst und ausschließlich der Theoriebildung dient, kann auf einen Praxisvergleich verzichtet werden (LUTZE et al. 2002).

2.4 Modellierungsumgebung SELES

Die Umsetzung der Modelle zur Bearbeitung der Fragestellung dieser Arbeit erfolgte mithilfe der Modellierungsumgebung SELES (FALL 2002). Zum besseren Verständnis der Realisierung der konzeptionellen Modelle werden im Folgenden kurz die wesentlichen Grundlagen dieses Programms erläutert.

SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator) ist ein Werkzeug zur strukturierten Entwicklung von räumlich expliziten Landschaftsmodellen auf Rasterbasis. Es bietet eine deklarative Modellierungssprache (domain specific language = DSL) zur Spezifikation der landschaftsverändernden Prozesse in Teilmodellen und eine diskrete Ereignissimulationsmaschine (discrete-event simulation engine), durch die diese Teilmodelle interpretiert und sequentiell ausgeführt werden. Die Modellierungssprache SELES ermöglicht es, das konzeptionelle Modell (Spezifikation) von seiner Implementierung zu trennen und die Modellentwicklung stärker am konzeptionellen Modell zu orientieren. So kann die Methode der Landschaftsmodellierung einem größeren Nutzerkreis eröffnet werden. Dennoch ist die Modellierungssprache flexibel genug, verschiedene Modellansätze umsetzen zu können. SELES ermöglicht so die Konstruktion von quasi-kontinuierlichen und zeitlich diskreten Modellen mit festen oder variablen Zeitabschnitten. Deterministische, stochastische oder prozess-orientierte Veränderungen können lokal, regional oder global stattfinden und dabei ausbreitend oder nicht-ausbreitend sein.

Das Modellierprogramm SELES ist im Wesentlichen für die Ereignis-orientierte Simulation konzipiert, wobei jeder Prozess, der den Zustand der Landschaft verändert, in einem Teilmodell, einem sog. *Landscape Event* (LSE) oder Ereignis, beschrieben wird. Ein Landschaftsmodell setzt sich dann aus mehreren solcher Teilmodelle zusammen, die untereinander kommunizieren können und innerhalb derer auch Aspekte Zellulärer Automaten und Markovketten realisiert werden können. SELES stellt verschiedene Prototypen von LSE's zur Verfügung, die für den eigenen Gebrauch modifiziert werden können. Zur Erstellung der LSE-Dateien wird der LSEditor verwandt, in den ein Parser zum Überprüfen der Syntax integriert ist.

2.4.1 Dynamisches SELES-Modell

Ein dynamisches SELES-Modell besteht aus einem Satz von Rasterkarten als Eingabedaten, einer Szenario-Datei (*.scn), einer Modell-Datei (*.sel) und verschiedenen Teilmodell-Dateien (*.lse). Innerhalb der Szenario-Datei wird die Modellgröße definiert, die Eingabedaten und die Modell-Datei werden geladen und durch verschiedene *Display*-Kommandos lässt sich die Anordnung der einzelnen Fenster im Programm bestimmen (s. Abb. 7). Innerhalb eines Szenarios kann nur ein dynamisches Modell, aber beliebig viele statische Modelle ausgeführt werden. In der Modell-Datei wird erneut die Modellgröße angegeben und es werden alle zugehörigen Teilmodelle (LSE's) geladen. Außerdem werden alle Eingabe- und Ausgabedaten sowie die globalen Variablen des Modells spezifiziert und es lässt sich festlegen, wann welche Ausgabe wo gespeichert werden soll. Innerhalb der Teilmodell-Dateien (*.lse) werden zunächst unter DEFINITIONS alle verwendeten Rasterkarten und Variablen deklariert und schließlich die Wirkungsweise der einzelnen Prozesse durch die Spezifikation bestimmter Ereigniseigenschaften (*event properties*) beschrieben (s. Tab. 1).

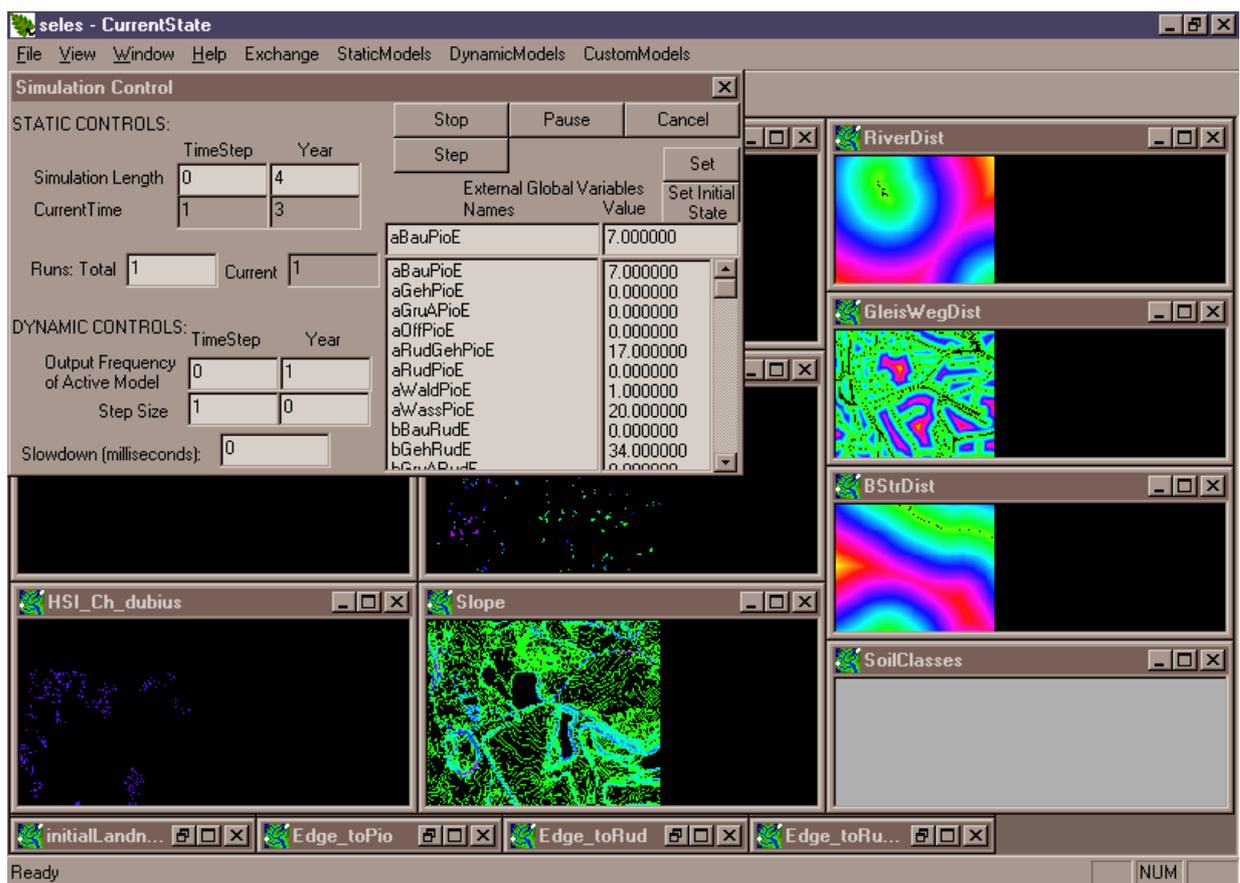


Abb. 7: Screen Shot der Benutzeroberfläche von SELES mit dem gekoppelten Landschaftsmodell

Tab. 1: *event properties* und ihre Beschreibungen (nach FALL 2002)

Event Property	Beschreibung
INITIALSTATE	definiert Anzahl an Ereignisinstanzen zu Beginn der Simulation und wird nur einmal zum Zeitpunkt 0 ausgewertet (zur Festlegung von Anfangsbedingungen für ein Ereignis) Default: 1
RETURNTIME	definiert Zeitpunkt bzw. Zeitintervall der Ausführung des Ereignisses Default: 0 (Ereignis tritt nur einmal zum Zeitpunkt 0 auf)
EVENTLOCATION	definiert für nicht-ausbreitende Ereignisse, wo diese vorkommen können und für ausbreitende, wo Ausbreitung beginnen kann Default: komplette Karte
PROBINIT	definiert Wahrscheinlichkeit, mit der das Ereignis in bestimmten Zellen auftritt bzw. beginnt (so kann die räumliche Verteilung des Ereignisses beeinflusst werden) Default: 1
EVENTOPENINGS	definiert für Ausbreitungseignisse die Anzahl der Zellen, von denen die Ausbreitung ausgehen kann (Initialzellen) Default: undefiniert
TRANSITIONS	entscheidet, ob ein Ereignis in einer Zelle auftritt Default: TRUE
SPREADTIMESTEP	definiert bei Ausbreitungseignissen das Zeitintervall, das ein Ereignis benötigt, um auf Nachbarzellen überzugehen Default: 0 (Ereignis breitet sich nicht aus)
SPREADLOCATION	definiert bei Ausbreitungseignissen (analog zu EVENTLOCATION) Zellen, auf die sich das Ereignis potentiell ausbreiten kann Default: 4 nächste Nachbarn (Neumann-Nachbarschaft)
SPREADPROBINIT	definiert bei Ausbreitungseignissen (analog zu PROBINIT) die Wahrscheinlichkeit, mit der sich das Ereignis auf bestimmte Zellen ausbreitet Default: 1
SPREADOPENINGS	definiert bei Ausbreitungseignissen (analog zu EVENTOPENINGS) die Anzahl der Nachbarzellen, auf die sich ein Ereignis ausbreiten kann Default: undefiniert

Zur Spezifikation dieser Ereignisseigenschaften stellt die Modellierungssprache SELES verschiedene mathematische Ausdrücke und Funktionen zur Verfügung, die sich in 12 Gruppen einteilen lassen:

- Konstanten (z.B. ONE, ZERO)
- arithmetische und trigonometrische Funktionen
- Wertetabellen (für kategorische Daten)
- Boolesche Operatoren (z.B. !=, ==, >, <)
- Bedingungs- oder Kontrollfunktionen (z.B. IF...THEN...)
- kombinatorische Funktionen (z.B. SUM, MAX, AND zwischen Ausdrücken)
- Wahrscheinlichkeitsverteilungen und -dichten (z.B. Normal-, Weibull-, negative Exponentialverteilung)
- Bit-Operatoren (behandeln Integer-Wert als Bit-Sequenz, so dass ein einzelnes Layer verschiedene Boolean-Informationen beinhalten kann, auf die unabhängig zugegriffen werden kann)
- Ausgabefunktionen (bewerkstelligen Ausgabe in Dateien)
- Regionsbezogene Funktionen (definieren Raum für andere Funktionen)
- Matrixfunktionen (definieren Operationen für eindimensionale Vektoren und zweidimensionale Matrizen)
- Mengen-, Listen- und Graphenfunktionen (definieren Operationen für verbundene Strukturen und Sammlungen)

Verwendet werden dabei verschiedene Typen von Variablen, die nach ihrem Gültigkeitsbereich unterschieden werden:

- **Globale Variablen** (*global variables*) definieren nicht-räumliche Werte, auf die durch alle LSE's zugegriffen werden kann. Sie dienen auch als Modellparameter zur Kontrolle des Modellverhaltens oder als Ausgabewerte, da ihre Werte im Verlauf der Simulation beobachtet werden können.
- **Ereignisvariablen** (*event variables*) definieren Werte für einzelne aktive Instanzen eines Events.
- **Cluster-Variablen** (*cluster variables*) definieren Werte für einzelne aktive Cluster eines Events (wenn FireSize z.B. als Cluster Variable definiert ist, bezieht sich ihr Wert auf ein einzelnes Cluster, während er bei einer Definition als Event Variable für alle Cluster gilt, die durch eine Instanz eines Events erzeugt wurden).
- **Zellvariablen** (*cell variables*) definieren Werte für einzelne Zellen, in denen die Eventinstanz gerade aktiv ist.
- **Ausgabewariablen** (*output and display variables*) definieren Werte, die in einer Datei oder während der Simulation auf dem Bildschirm ausgegeben werden.

Die Definition eines Landscape Events (LSE) ist jedoch von seiner Instanzierung zu unterscheiden. Nach der Initiierung einer Zelle wird eine Instanz eines LSE's erzeugt. Weiterhin ist eine Unterscheidung zwischen der Initiierung und dem Erscheinen eines Events zu treffen. Zum Beispiel initiiert ein Blitzschlag Feuer, das Auftreten des LSE's „Feuer“ hängt jedoch von den jeweiligen Standortverhältnissen ab.

Jedes Event hat einen bestimmten Satz an Eventvariablen und einen oder mehrere Cluster. Innerhalb eines aktiven Clusters sind bestimmte Clustervariablen gültig und er besteht aus einer oder mehreren aktiven Zellen, wobei jede Zelle einen bestimmten Satz an Zellvariablen hat (s. Abb. 8).

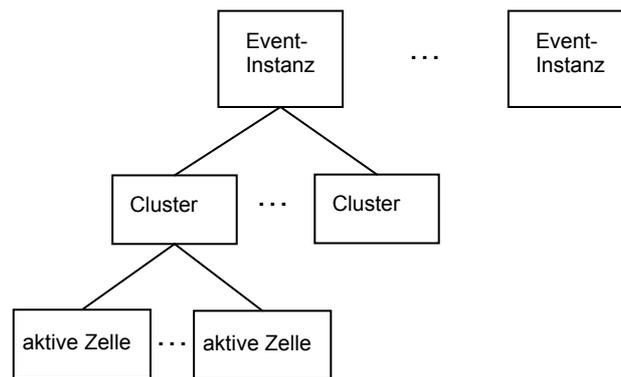


Abb. 8: Hierarchische Struktur des dynamischen Zustands (nach FALL 2002)

Neben diesen dynamischen Modellen lassen sich in SELES auch statische Modelle (neutrale, fraktale und standortspezifische Modelle) erstellen. Diese produzieren räumliche Muster ohne dynamischen Hintergrund. Sie sind damit zeitunabhängig und ihr Ergebnis ist eine einzelne Karte. Weiterhin können statistische Auswertungsmodelle erstellt werden, die verschiedene statistische Werte ausgeben (FALL 2002).

3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den „Südraum Leipzig“ mit einer Fläche von ~ 600 km² (s. Abb. 9). Dieser von HÖNSCH (1992) und RING (1997) eingeführte Begriff bezeichnet die Region zwischen Leipzig, Naunhof, Frohburg und Pegau, die sehr ähnlichen naturräumlichen, gesellschaftspolitischen und historischen Bedingungen unterliegt. Der „Südraum“ (Raum Leipzig-Borna-Altenburg) mit seinen sechs stillgelegten und zwei zum Teil noch aktiven Tagebauen (Zwenkau, Schleenhain) ist ein bedeutendes Teilrevier des Mitteldeutschen Fördergebiets und als solches großflächig und irreversibel durch den Braunkohletagebau überformt worden. Administrativ ist das Untersuchungsgebiet dem Kreis „Leipziger Land“ im nordwestlichen Teil Sachsens zuzuordnen. Im Süden grenzt es an die thüringische Landesgrenze.

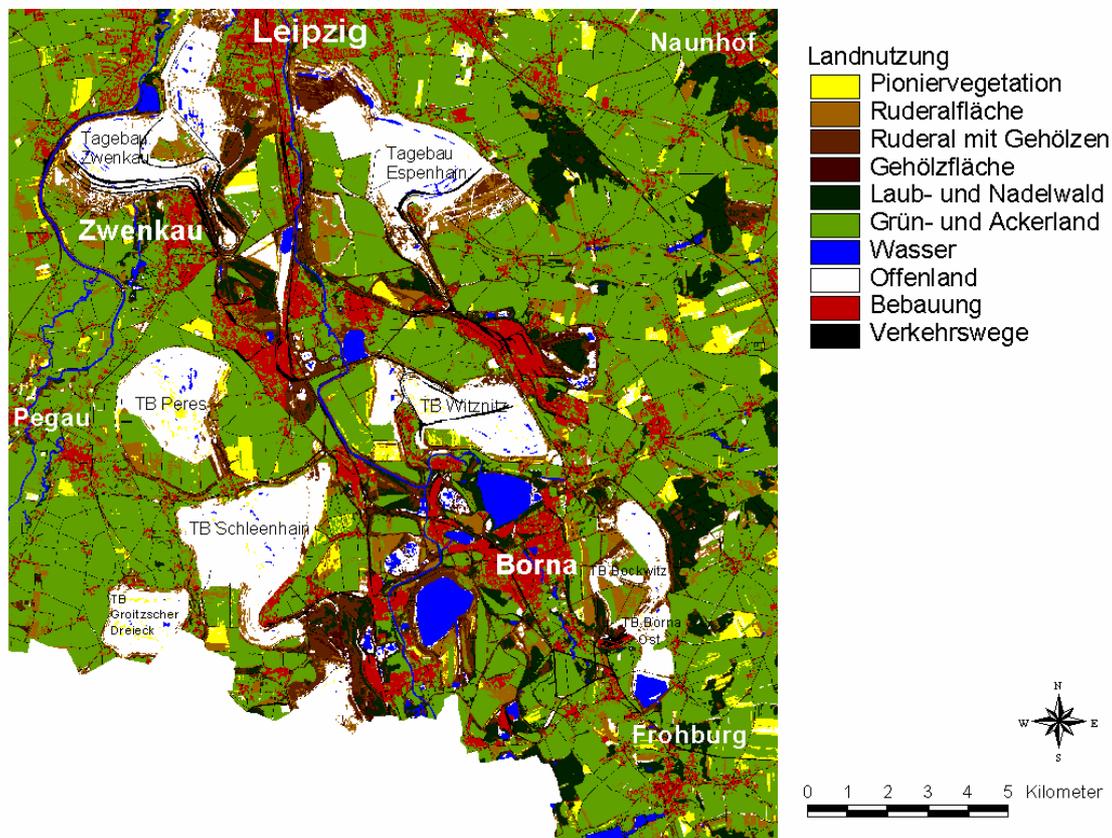


Abb. 9: Landnutzungen im Untersuchungsgebiet „Südraum Leipzig“ 1990 (LAUSCH 2000)

Die folgenden Ausführungen zur Einordnung des Untersuchungsgebietes stützen sich auf die Literaturquellen: WÜNSCHE et al. (1970), WÜNSCHE et al. (1998), MANNSFELD & RICHTER (1995), BERKNER (1998), NEEF (1960), BERNHARDT et al. (1986).

3.1 Naturraum

Der „Südraum Leipzig“ nimmt als Teil des Leipziger Landes den südöstlichen Teil der größeren und naturräumlich vielgestaltigeren Leipziger Tieflandsbucht ein. Nach Nordosten schließt sich an das Leipziger Land das Altmoränengebiet der Düben-Dahlener Heide an (entspricht der nördlichen Lössgrenze), im Osten folgt das Nordsächsische Platten- und Hügelland und im Süden grenzt es an das Altenburger-Zeitzer Lösshügelland. Weiter westlich schließt sich bei gleich bleibendem Plattenrelief das Hallesche Lösshügelland an das Leipziger Land an (BERNHARDT et al. 1986).

Naturräumlich bestimmende Merkmale sind das geringe Relief der elster- und saalezeitlichen Grundmoränenplatten (Geschiebelehm), die geringmächtige geschlossene Sandlössdecke, die von den großen Flusstälern der Weißen Elster und Pleiße zerschnitten wird, sowie die beachtliche Heterogenität der Bodendecke. Heute ist nur noch ein Teil dieser Landschaftseinheiten erhalten, da große Flächen durch den Tagebau bis zu 50 m tief abgetragen wurden.

3.2 Geologie

Geologisch nimmt das Untersuchungsgebiet einen zentralen Teil der tertiären Binnensenke des Weißelsterbeckens ein. Das Grundgebirgsstockwerk gehört zur saxothuringischen Zone des variszischen Gebirges und besteht größtenteils aus dem proterozoischen Leipziger Grauwackenkomplex, aber auch aus paläozoischen Gesteinen. Im Tertiär kam es zwischen Miozän und Mitteloligozän zur Bildung der vier Braunkohlehauptflöze im „Südraum“, die anschließend im Süden von fluvialtil-limnischen Sedimenten und im Norden von vollmarinen Ablagerungen des Mitteloligozänmeeres überdeckt wurden. Gegen Ende des Mitteloligozäns wurde der nordwestliche Teil Sachsens weiträumig herausgehoben, das Meer wurde zurückgedrängt und weite Flächen wurden der Erosion preisgegeben. Im Pleistozän lagerten Inlandeis Massen der Elster- und Saalezeit Schotterterrassen, Moränen und glazifluviatile Sedimente ab. Die Gletschervorstöße der Weichsel-Eiszeit stießen nicht bis in den „Südraum“ vor, und so kam es im Periglazialgebiet zur Bildung einer etwa 1 m mächtigen Sandlössdecke, die einen entscheidenden Einfluss auf die Bodenbildung hat. Während des Holozäns waren Ablagerungen im Wesentlichen an rezente Flussauen der Weißen Elster und Pleiße gebunden (Auenlehm und Flussschotter).

3.3 Relief

Die Oberfläche der zertalten Grundmoränenplatten des Leipziger Landes bleibt relativ reliefarm und steigt vom südlichen Rand der Stadt Leipzig (110 m ü. NN) bis in den Raum Borna (160 m ü. NN) nur geringfügig an. Der Gesamthöhenunterschied auf ~ 45 km Entfernung beträgt nur 130 m (BERKNER 1998). Allerdings ist das altpleistozäne Relief durch bergbauliche Eingriffe sehr stark verändert worden. Zu den anthropogenen Reliefformen gehören Übertiefungen bis zu Sohlenhöhen von 40-80 m ü. NN und steilwandige Böschungssysteme, Abraumhalden mit relativen Höhen von 20-68 m (z.B. Halde Trages bei Borna) und Nivellierung der ursprünglichen Reliefunterschiede im Bereich jüngerer, landwirtschaftlich wieder nutzbar gemachter Kippenflächen.

3.4 Böden

Die Bodenbildung war in hohem Maße von der Mächtigkeit der weichselzeitlichen Deckschicht (Sandlöss, Löss) und den anstehenden Lehmen der Grundmoräne einschließlich der Sande und Kiese aus pleistozänen Flussschottern und Schmelzwassersanden abhängig. Es dominieren daher Löss-Parabraunerde, Sandlöss-Parabraunerde und -Pseudogley sowie Auenlehm-Gley und -Vega. Nordwestlich von Pegau tritt lokal auch Löss-Schwarzerde auf. Da die natürlichen Böden des Untersuchungsgebiets sehr ertragreich sind, werden sie hauptsächlich agrarisch genutzt. Im Bereich der Tagebaue herrschen Kippenböden vor, die durch bergmännische Umlagerung der Abraumschichten entstanden sind und sich wesentlich von natürlichen Böden unterscheiden. Konkret handelt es sich dabei um sehr junge Bodenbildungen, für die folgende Merkmale charakteristisch sind:

- Substratheterogenität (tertiäre nährstoffarme, z.T. stark saure Mischsubstrate aus Sand, Schluff und Kies)
- lokale Kohle- und Schwefelgehalte
- niedrige Mengen an biologisch umsetzbarer organischer Substanz
- Mangel an Dauerhumus und Ton-Humuskomplexen
- niedriger Anteil an pflanzenverfügbaren Nährstoffen
- Gefügelabilität
- Erosionsanfälligkeit
- geringe biotische Aktivität

Zur Rekultivierung stillgelegter Tagebaubereiche wurde insbesondere Quartärmaterial verwendet, welches ein hochwertiges Abraummateriale darstellt. Wo solches Quartärmaterial

nicht mehr vorhanden war wurde eine Grundmelioration (Kalkung, Aschedüngung und mineralische Volldüngung) durchgeführt (BRÜNING et al. 1965: in LAUSCH 2000).

3.5 Klima

Das Klima im Leipziger Land ist wegen des ausklingenden Lee-Einflusses des Harzes (Föhnwirkung) und der beginnenden Stauwirkung vor dem Nordrand des Erzgebirges stärker differenziert als nach dem Relief zu erwarten wäre. So steigt der mittlere Jahresniederschlag von NW nach SE von 500 auf 620 mm/a an (RICHTER et al. 1997). Insgesamt ist das Klima im „Südraum“ kontinental beeinflusst und somit relativ warm und trocken, wobei die Windrichtung aus dem Westsektor überwiegt. An der Klimastation Leipzig (113 m ü. NN) wurde eine Jahresdurchschnittstemperatur von 9,3 °C mit einer Amplitude von 18,5 °C ermittelt. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt etwa 545 mm/a (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Das spezifische Tagebauklima zeichnet sich durch starke mikroklimatische Standortunterschiede (z.B. expositionsbedingte Schwankungen der Sonneneinstrahlung, hohe Verdunstungsraten über den großen Wasserflächen oder wechselnde Windzirkulationen) aus (KÖCK 1999).

3.6 Hydrologie

Entwässert wird das Untersuchungsgebiet durch die Weiße Elster und die Pleiße einschließlich ihrer Nebenflüsse Schnauder, Wyhra, Eula und Gösel. Dabei ist die Weiße Elster ein rechter Nebenfluss der Saale, der als Hauptvorfluter im Raum Leipzig-Borna-Altenburg fungiert. Die Pleiße ist der größte Nebenfluss der Weißen Elster. Im Zuge des Braunkohlebergbaus wurde das Wasserregime durch Flussverlegungen und Grundwasserabsenkungen entscheidend verändert. Die Talauen mit ihrer typischen Auwaldvegetation fielen dabei fast vollständig dem Braunkohleabbau zum Opfer.

3.7 Ursprüngliche Vegetation

Die ursprüngliche Vegetation setzt sich im Untersuchungsgebiet nach NEEF (1960) aus einem winterlindenreichen Eichen-Hainbuchen-Mischwald zusammen, welcher im Untersuchungsgebiet heute nur noch in Relikten vorhanden ist. In der feuchteren Stufe der unteren Lagen geht die ursprüngliche Walddecke in einen Eichen-Buchen-Wald über. Verbleibende Waldbestände

in der flussnahen Weichholzaue bestehen aus Erlen, Schwarzpappeln und verschiedenen Weidenarten. In der flussferneren Hartholzaue treten dagegen Eschen, Stieleichen und Feldulmen auf. Zu großen Teilen wurde die ursprüngliche Vegetation in landwirtschaftliche Nutzung überführt und im Bereich der durch den Tagebau irreversibel geschädigten Landschaftsteile hat sie heute nur noch eine historische Bedeutung (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999).

4 Flussregenpfeifer

4.1 Beschreibung des Flussregenpfeifers



Flussregenpfeifer

Charadrius dubius (Scopoli 1786)

Familie: *Charadriidae* (Regenpfeifer)

Ordnung: *Charadriiformes* (Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel)

Abb. 10: Flussregenpfeifer ♂ aus SVENSSON et al. (1999)

Status: Der Flussregenpfeifer gilt derzeit weder in Sachsen noch in der gesamten BRD als gefährdet (RAU et al. 1999, WITT et al. 1998).

Verbreitung: In drei Unterarten ist der Flussregenpfeifer über das gesamte Gebiet Eurasiens von den Kanarischen Inseln bis Japan verbreitet. Ferner findet man ihn auf den Philippinen und Neuguinea sowie in Nordafrika. Dabei sind erhebliche Arealverschiebungen und Bestandsfluktuationen charakteristisch (BAUER & BERTHOLD 1996).

Er besiedelt ganz Mitteleuropa unter Ausschluss von Höhenlagen über 600 m ü. NN und unter weitgehender Meidung von Börde- und Waldlandschaften, Löss-, weiten Sand und Solonetzgebieten sowie alluvialen Marschböden (s. Abb. 11, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001).

In Sachsen ist er als Brutvogel lückig über das gesamte Gebiet bis in Höhenlagen von ca. 900m ü. NN verteilt (STEFFENS et al. 1998).

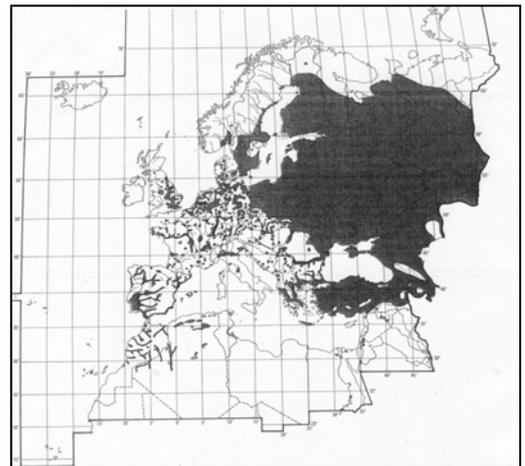


Abb. 11: Verbreitung des Flussregenpfeifers aus CRAMP et al. (1990)

Habitatansprüche zur Brutzeit: Der Flussregenpfeifer ist ein ursprünglicher Bewohner von Kies- und Schotterbänken aller größeren Flüsse außerhalb der Mittelgebirgszone (STEFFENS et al. 1998, ZANG & SEITZ 1995, BAUER & BERTHOLD 1996). Diese Strukturen sind jedoch durch rücksichtslosen Gewässerausbau an Fließgewässern weitgehend verschwunden (FLADE 1994) und stehen in Sachsen nur noch an Elbe, Mulde und Neiße und an anderen Flüssen kurzzeitig nach Hochwassern als Bruthabitat zur Verfügung (STEFFENS et al. 1998). In neuerer Zeit hat der Flussregenpfeifer sein Bruthabitat auf vegetationsarme, künstliche Bodenaufschlüsse (Ersatzhabitate) verlagert, deren strukturelle Eigenschaften im Wesentlichen denen des

ursprünglichen Habitats entsprechen (geringe Vegetationsbedeckung, grobkörniges Substrat, nahe gelegene Wasserstelle, Übersichtlichkeit). Er ist deshalb heute häufig in Tagebauen, Ton- und Kiesgruben, Steinbrüchen, flachen Abraum- und Müllhalden, Kläranlagen, abgelassenen Fisch- und Bergwerksteichen, Spülfeldern, Bauplätzen, Schwemm-, Nass- oder Silagestellen auf Feldern, sandigen Flächen im Wald, Kahlschlägen in Kiefernforsten, Flug- und Exerzierplätzen etc. anzutreffen (STEFFENS et al. 1998, FLADE 1994, DATHE 1953). Da seine Fluchtdistanz mit < 10-30 m (FLADE 1994) nur gering ist, kommt er gelegentlich auch auf landwirtschaftlichen Flächen, Ruderal- und Brachflächen in Siedlungen oder sogar auf kiesbedeckten Flachdächern vor (FLADE 1994, ZANG & SEITZ 1995). Die Brutplätze bestehen oft nur kurze Zeit, was die unstete Verbreitung bedingt (STEFFENS et al. 1998). Der Flussregenpfeifer verfügt über eine große Anpassungsfähigkeit, die es ihm ermöglicht, neu entstandene Plätze, die annähernd seinen Anforderungen entsprechen, verblüffend schnell zu besiedeln (vgl. DATHE 1953).

Nach BOMHARD (2002) zeichnen sich im Regierungsbezirk Leipzig die Tagebauflächen sowie die Flussauen von Mulde und Elbe als Verbreitungsschwerpunkte des Flussregenpfeifers aus. Bezüglich der Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers konnte im Rahmen seiner Arbeit festgestellt werden, dass Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen stark bevorzugt werden. Auch wird bei der Brutplatzwahl die Nähe zu flachgründigen Süßwasserstellen favorisiert, da nahe gelegene Wasserstellen eine große Bedeutung für die Nahrungssuche haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001). Die Nähe zu Gewässern stellt jedoch keine Bedingung dar (STEFFENS et al. 1998), so dass der Flussregenpfeifer nicht selten auch weiter entfernt von Gewässern (4-5km) anzutreffen ist (DATHE 1953, ZANG & SEITZ 1995).

Wegen einer besseren Tarnwirkung des Geleges und der Gefiederzeichnung brütet er bevorzugt auf Böden mit heterogenem, grobkörnigem Substrat. Er meidet dagegen feinkörnige homogene Böden und ist nur selten auf Torfflächen anzutreffen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001, ZANG & SEITZ 1995). BOMHARD (2002) zeigte, dass der Flussregenpfeifer im Regierungsbezirk Leipzig eine deutliche Habitatpräferenz für die Bodenartklasse „fehlende bzw. andere Daten“ aufweist, die durch grobkörniges, heterogenes Substrat gekennzeichnet ist (s. Kap.5.2). Relativ häufig konnten Brutvorkommen auch auf Sandflächen (OSING 1993) und sogar auf Ton- oder Lehm Böden festgestellt werden. DATHE (1953) berichtet sogar von Gelegen auf schwarzen Schlackenböden.

Bei der Bruthabitatwahl zieht der Flussregenpfeifer weiterhin übersichtliche Gebiete vor, ist aber Geländeunebenheiten gegenüber tolerant und besiedelt auch verschieden hohe Abbausohlen und Kiesgruben mit hohen Steilwänden, soweit eine gewisse Weiträumigkeit gegeben ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001).

Brutbiologie: Der Flussregenpfeifer ist ein Freibrüter und Bodenbrüter, der mehr oder weniger ungedeckt auf Schlamm, Sand oder Kies brütet (FLADE 1994). Seine Jungen sind Nestflüchter (DATHE 1953). Als Nahrung bevorzugt er zur Brutzeit Insekten, insbesondere Käfer, Zweiflügler und Ameisen oder auch Spinnen, die er im Kies oder am Spülsaum findet (FLADE 1994, vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001).

Zugstrategie: Die Überwinterungsquartiere des Flussregenpfeifers befinden sich hauptsächlich südlich der Sahara (Transsaharazieher), in kleiner Zahl aber auch im Mittelmeergebiet (FLADE 1994, ZANG & SEITZ 1995, BAUER & BERTHOLD 1996).

Bestandsentwicklung: Aufgrund der Kurzlebigkeit der Mehrzahl der (früher vom Hochwasser, heute von Menschen beeinflussten) Brutplätze, des hohen Nichtbrüteranteils und der Vagilität der Art ergeben sich erhebliche Bestandsschwankungen. Gegen Ende des 19. Jahrhunderts kam es zu einem Bestandsrückgang, der vor allem auf die Lebensraumzerstörung (Verlust natürlicher Fließgewässer) und klimatische Veränderungen (regenreiches, nasskaltes atlantisches Klima) zurückzuführen ist. Während einer Erholungsphase in den 1930er Jahren, die durch kontinentaleres Klima gekennzeichnet war, wuchs die Art zunehmend in anthropogene Lebensräume aus. In den 1950er Jahren folgte wieder ein Rückgang in Teilen Mitteleuropas, aber schon in den 1960er Jahren bedingte ein vermehrtes Angebot an Kiesgruben eine Bestandszunahme, die gebietsweise bis heute anhält (BAUER & BERTHOLD 1996, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001).

Es ist zu betonen, dass der Flussregenpfeifer heute, nachdem sein natürliches Habitat durch anthropogene Tätigkeit weitgehend zerstört wurde, nahezu völlig auf vom Menschen geschaffene und immer wieder neu zu schaffende Sekundärlebensräume angewiesen ist (ZANG & SEITZ 1995).

In Sachsen zeigt der Bestand heute offenbar eine langfristige Zunahme (STEFFENS et al. 1998).

Gefährdungsursachen: Obwohl der Bestand des Flussregenpfeifer in Deutschland zur Zeit nicht gefährdet ist und sogar eine Zunahme zu verzeichnen hat, ist seine Situation insgesamt als labil zu bezeichnen, da seine ursprünglichen Lebensräume seit dem Ende des 19. Jahrhunderts im Zuge wasserbaulicher Maßnahmen weitgehend zerstört wurden. Bei der Bruthabitatwahl ist er deshalb heute fast ausschließlich auf künstlich geschaffene Lebensräume wie Bodenaufschlüsse aller Art angewiesen, die wiederum nach kurzer Zeit infolge der Sukzession, Verfüllung oder Rekultivierung aufgegeben werden müssen und darum anderenorts ständig neu zu schaffen sind. Darüber hinaus kann der Bruterfolg – sowohl in den Sekundärhabitaten als auch in den Primärhabitaten – durch vielfältige Störungen des Menschen (z.B. Abbaubetrieb, Freizeitbetrieb) gemindert werden (ZANG & SEITZ 1995, BAUER & BERTHOLD 1996, GLUTZ VON

BLOTZHEIM et al. 2001). Auch spielt die Eutrophierung ehemals oligo- bis dystropher Bruthabitate, die zu Verschilfung und Verkrautung infolge der Ablagerung organischen Materials führen, eine wesentliche Rolle. Eine weitere Gefährdungsursache kann die direkte Verfolgung (meist Abschuss) in den Rast- und Überwinterungsquartieren sein. Außerdem kann das Angebot besiedelbarer Uferabschnitte durch ein zunehmend ozeanisches Klima mit nasskalten, regenreichen Sommern beschränkt werden (Hochwasser, Verdichtung der Vegetation), was dann zu einer erhöhten Jungensterblichkeit und zu Gelegeverlusten führt (BAUER & BERTHOLD 1996).

Schutzmaßnahmen: Zum Schutz des Lebensraums des Flussregenpfeifers sind Maßnahmen, wie z.B. Kiesaufschüttungen, nur bedingt geeignet, da das bevorzugte Bruthabitat in der Regel einer raschen Veränderung unterliegt. Bedeutsamer sind Wiederherstellung, Schutz und Renaturierung natürlicher Fließgewässersysteme, Verhinderung weiterer Regulierung und Verbauung verbliebener naturnaher Flüsse, die Beschränkung von Entwässerungsmaßnahmen und Wasserverbrauch (Einfluss auf ursprüngliches Wasserregime) sowie die Erhaltung von Brach- und Ödlandflächen (vgl. OSING 1993, ZANG & SEITZ 1995). Um den Naturschutzbelangen in Abbaugeländen gerecht zu werden, ist bei einer Folgenutzung eine Reduktion menschlicher Störungen durch intensive Freizeitnutzung sowohl in den Primär- als auch in den Sekundärlebensräumen anzustreben. Dazu können Schutzzonen ausgewiesen werden oder sogar vollständige Sperrungen sensibler Kernbereiche im Brutgebiet vorgenommen werden (BAUER & BERTHOLD 1996).

4.2 Kriterien zur Auswahl der Modellzielart

Der Flussregenpfeifer würde als Modellzielart ausgewählt, weil er auf das Kleintierleben vegetationsfreier Flächen in Wassernähe angewiesen ist. Damit ist er in eine bestimmte Lebensgemeinschaft eingebunden, auf deren Arten er eine „Mitnahmewirkung“ ausübt. Als Vogel des Jahres 1993 ist er in vielen Abgrabungsstellen zu einem Symbol von Magerstandorten geworden, die im Zeitalter der Eutrophierung besonders wertvolle Plätze für viele Pflanzen und Tiere darstellen (BEZZEL 1994). Der Flussregenpfeifer zeigt zudem einen Verbreitungsschwerpunkt im Untersuchungsgebiet, er ist in der Landschaft leicht erfassbar und seine Habitatansprüche sind gut untersucht.

5 Datengrundlage und Datenaufbereitung

Sämtliche Grundlagedaten wurden durch das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) zur Verfügung gestellt. Dieses Kapitel geht auf den Ursprung der verwendeten Daten und ihre Aufbereitung ein.

5.1 Reliefdaten

Das digitale Geländemodell im Maßstab 1:25.000 (DGM 25) vom LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (2001) weist als Bestandteil des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) eine Grundgitterweite von 20 m und einen Punkthöhenfehler von < 2m auf (Genehmigungsnummer DN V 53/00). Im Bereich des Tagebaus Zwenkau entspricht das Höhenmodell nicht den Landschaftszuständen 1990, 1994 und 1996, weil der Tagebaubetrieb im Südwesten des Tagebaus auch nach 1996 weitergeführt wurde und das Höhenmodell auf Grundlage von Luftbildern der Befliegungen 3/98 und 1/99 erstellt worden ist.

Die Auflösung des DGM's wurde in dieser Arbeit von 20 auf 10 m herabgesetzt, um das Höhenmodell an die übrige Datengrundlage anzugleichen (s. Kap. 5.4). Daran anknüpfend wurde mithilfe der Software ArcView GIS 3.3 eine Karte der Hangneigung für das Untersuchungsgebiet erzeugt.

5.2 Bodendaten

Da für das Untersuchungsgebiet keine digitale Bodenkarte zur Verfügung stand, musste auf einen aus der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung im Maßstab 1:25.000 (MMK 25) und der Waldbodenkarte aus der Forstlichen Standortkartierung im Maßstab 1:25.000 (WBK 25) zusammengesetzten Datensatz zurückgegriffen werden. Die Datenverschneidung wurde in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ auf Grundlage der MMK 25 und WBK 25 des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) durchgeführt. Mit Ausnahme bebauter Flächen und einiger Sonderflächen (z.B. Braunkohlentagebaue) sind die Daten somit flächendeckend (BOMHARD 2002).

5.3 Biotoptypendaten

Die Biotoptypenkartierung wurde vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) auf Grundlage von Color-Infrarot (CIR)-Luftbildern im Maßstab 1:10.000 durchgeführt

und stand als Vektordatensatz zur Verfügung. Die Basisdaten entstammten einer Luftbildbefliegung aus den Jahren 1992/93 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994).

Aus der Biotoptypenkartierung wurden für die Habitatmodellierung naturnahe Fließgewässerabschnitte ausgewählt. Die Selektion erfolgte anhand eines Vergleichs mit der historischen Fließgewässerkarte von 1944 und der Hangneigungskarte, die auf eine Kanalisierung bestimmter Flussabschnitte schließen ließ. Anschließend wurden mithilfe der SpatialAnalyst-Extension für die Software ArcView die Entfernungen zu diesen naturnahen Fließgewässerabschnitten berechnet.

5.4 Landnutzungsdaten

Die Landnutzungskarten 1990, 1994 und 1996 basieren auf SPOT-XS-Daten mit 20m-Auflösung, die von LAUSCH (2000) klassifiziert und aufbereitet wurden (s. Karten 1 – 3 im Anhang). Dazu wurden die Landnutzungskarten in ein 10m-Rasterformat überführt und mit den Verkehrswegen aus der Biotoptypenkartierung verschnitten. Zur Erstellung des Datensatzes für den Planungszustand 2020 wurde von LAUSCH (2000) ausgehend vom Entwicklungskonzept Landschaft (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 2001) die Planungsvariante mit dem höchsten Waldanteil digitalisiert und zu einer Rasterkarte mit 10m-Auflösung konvertiert. Anschließend wurde dieser Datensatz mit der klassifizierten Landnutzungskarte 1996 und den Straßen aus der Biotoptypenkartierung verschnitten (s. Karte 4 im Anhang). Dabei zeigen die Verkehrswege im Planungszustand 2020 geringfügige Abweichungen im Vergleich zu den Landnutzungskarten 1990, 1994 und 1996, die durch das Resampling-Verfahren entstanden sind. Alle vier Landnutzungskarten weisen die gleichen zehn Landnutzungsklassen auf, die im Folgenden beschrieben werden:

Pioniervegetation	Offenlandflächen mit einem geringen Anteil an Vegetation
Ruderalfläche	Bereiche mit lückigen und sporadisch auftretenden Vegetationsbedeckungen bis hin zu älteren und dichteren Fluren mit hoher Vegetationsbedeckung
Ruderalfläche mit Gehölzen	Bereiche mit Kraut- und Strauchvegetation, lockere Bestände spontaner Gehölze sowie Gehölze forstlicher Rekultivierung
Gehölzfläche	Vegetationselemente wie Hecken und Gehölze mit einer Mindestgröße von 0,5 ha; schließt neben solitär stehenden

	Gehölzen oder Gehölzgruppen in der Agrarlandschaft auch Waldsaumbereiche, Vorwälder, Schlagfluren, Wiederaufforstungsbereiche der Tagebaurekultivierung als auch Baumschulen mit ein
Laub- und Nadelwald	Baumbestände mit relativ geschlossenem Kronendach (zusammengelegt aus den ursprünglichen Klassen „Laubwald“ und „Nadelwald“)
Grün- und Ackerland	Weide, Mähwiese, Wiese, brachgefallene Feuchtwiese sowie ackerbauliche Kultur- und Fruchtarten (zusammengelegt aus den ursprünglichen Klassen „Grün- und Ackerland“ und „Grün- und Ackerland in Bebauung“)
Wasser	Tagebaurestseen, Stillgewässer und temporäre Kleingewässer
Offenland	vegetationsfreie und unverbaute Bereiche, die im Untersuchungsgebiet den Tagebaugebieten entsprechen
Bebauung	alle städtischen und ländlichen Siedlungsstrukturen
Verkehrswege	zusammengelegt aus den ursprünglichen Klassen „Wirtschaftswege“, „Bundesstrassen“, „sonstige Strassen“ und „Gleisanlagen“

Ausgehend von den ursprünglichen Klassen „Wirtschaftswege“, „Bundesstrassen“, „sonstige Strassen“ und „Gleisanlagen“ wurde mit ArcView die Berechnung der Entfernungen zu Bundesstraßen und Gleisen, Wirtschaftswegen und sonstigen Straßen für die Habitatmodellierung vorgenommen.

5.5 Vogeldaten

Die punktgenauen Angaben zu den Brutvorkommen des Flussregenpfeifers im Freistaat Sachsen zwischen 1993 und 1996 wurden dem UFZ vom Staatlichen Umweltfachamt Leipzig (StUFA) zur Verfügung gestellt und am UFZ in ein digitales Vektorformat überführt.

Für diese Arbeit wurden nur die Brutvorkommen des Flussregenpfeifers im Südraum Leipzig ausgewählt.

6 Methoden

6.1 Vorgehensweise

Um festzustellen, wie sich die Entwicklungstendenz zwischen 1990 und 1994 im Vergleich zu der zwischen 1994 und 1996 auf die Habitateignung für den Flussregenpfeifer auswirkt, wurde mithilfe des Programms SELES (s. Kap. 2.4) zunächst ein dynamisches Landschaftsmodell entwickelt. Dieses wurde dann für beide Entwicklungstendenzen angepasst, so dass die Entwicklung zwischen 1990 und 1994 im Landschaftsmodell I simuliert wurde und die zwischen 1994 und 1996 im Landschaftsmodell II (s. Abb. 12). Die Evaluation beider Modelle erfolgte mithilfe eines Satzes von ausgewählten Landschaftsstrukturmaßen. Auf Klassenebene waren dies die Flächenmaße CA (engl. *class area* = Fläche jeder Klasse in ha) und NP (engl. *number of patches* = Anzahl der Patches jeder Klasse), das Kantenmaß ED (engl. *edge density* = Dichte der Eckzellen) sowie das Formmaß SHAPE_AM (engl. *area weighted mean shape index* = über die Fläche gewichteter mittlerer Formindex). Auf Klassenebene wurde zusätzlich zu den Maßen NP, ED und SHAPE_AM der Contagion-Index (CONTAG) zur Beschreibung der Aggregation der Klassen ausgewählt. Die Berechnung dieser Maße erfolgte mit dem Programm FRAGSTATS (MCGARIGAL & MARKS 1995), wobei zur Patch-Identifikation die acht nächsten Nachbarzellen Berücksichtigung fanden. Die Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße sind im Anhang aufgeführt.

Zur Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Veränderungen der Landschaftsstruktur und der Habitateignung wurde – ebenfalls mit SELES – ein statisches Habitateignungsmodell entwickelt, das an das dynamische Landschaftsmodell koppelbar ist, wodurch quasi-dynamische Aussagen zur Habitatqualität möglich waren (s. Abb. 12). Zunächst wurden aber ausgehend von den Grundlegungskarten 1990, 1994 und 1996 sowie dem Planungszustand 2020 statische Habitateignungskarten erstellt, anhand derer die Veränderung der Habitateignung sichtbar gemacht werden konnte. Die mit dem gekoppelten Landschaftsmodell I ausgehend vom Landschaftszustand 1990 simulierte Habitateignung für 1994 wurde mit der statischen Habitateignungskarte von 1994 verglichen, um festzustellen, in wie weit sich die Modellgenauigkeit auf die Simulation der Habitateignung auswirkt. Ebenso geschah es mit der ausgehend vom Landschaftszustand 1994 simulierten Habitateignung von 1996 (Landschaftsmodell II, s. Abb. 12).

Anschließend wurden mit dem gekoppelten Landschaftsmodell I auf Basis des Landschaftszustandes 1990 zwei Szenarien für 1996 und 2020 (Szenario 2020a) erstellt. Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte im Vergleich mit der Referenzkarte 1996 und dem Planungszustand 2020 (s. Abb. 12). Um die Entwicklung zwischen 1994 und 1996 weiter zu analysieren, wurde das gekoppelte Landschaftsmodell II verwendet, mit dem ausgehend vom

Zustand 1994 ein Szenario für den Zeitpunkt 2020 (Szenario 2020b) erstellt wurde, das dann ebenfalls mit dem Planungszustand und zusätzlich mit dem Szenario 2020a verglichen werden konnte. Zur Auswertung der Szenarien der Landnutzung fand der gleiche Satz von Landschaftsstrukturmaßen Verwendung wie schon bei der Evaluation.

Auf diese Weise konnte der Einfluss der beiden unterschiedlichen Entwicklungstendenzen auf die Landschaftsstruktur und damit auch auf die Habitateignung des Gebietes für den Flussregenpfeifer analysiert werden.

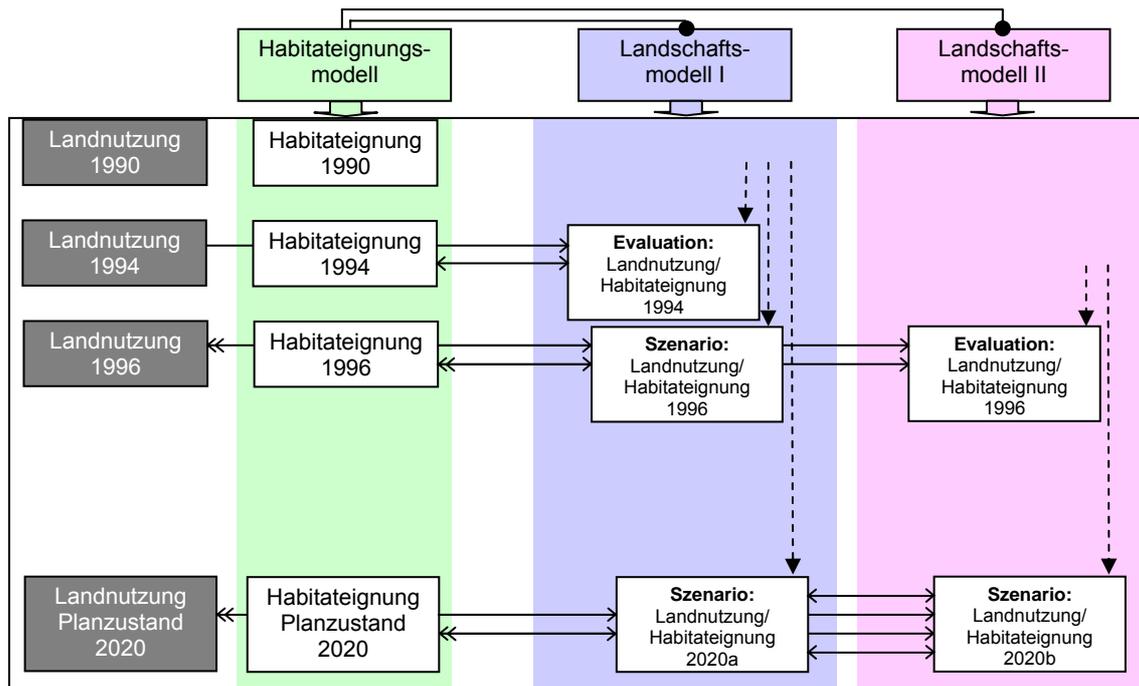


Abb. 12: Schematische Darstellung der Vorgehensweise (Simulationen symbolisiert durch gestrichelte Pfeile; auswertende Vergleiche symbolisiert durch waagerechte Pfeile)

6.2 Habitatmodell

6.2.1 Habitatmodellkonzept

Zur Untersuchung der Einflüsse des Landschaftsmusters auf das potentielle Habitat des Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) im Untersuchungsgebiet Südraum Leipzig wurde nach dem Standard des U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE (1980) ein Modell der Bruthabitateignung erstellt (vgl. Kap. 2.3.3).

Da die Datengrundlage für die Erstellung eines statistischen Modells nicht ausreichend war, erfolgte die Auswahl der Habitatvariablen und die Parametrisierung des Modells auf Grundlage einer Literaturrecherche, deren Ergebnisse im Kapitel 4.1 zusammengefasst sind.

Als ausschlaggebende Schlüsselfaktoren für eine Eignung als Bruthabitat wurden Landnutzung, Bodenart, Entfernung zu Straßen und die Nähe sowohl zu naturnahen Fließgewässerabschnitten

als auch zu flachen ($<15^\circ$) und damit für die Nahrungssuche geeigneten Uferstellen stehender Gewässer ausgewählt. Für jede dieser Habitatvariablen wurde eine ganzzahlige Gewichtung vergeben, die der Wichtigkeit dieses Faktors entspricht (s. Tab. 15 im Anhang).

Den mit Abstand größten Einfluss auf die Habitateignung übt für die Offenlandart sicherlich die Struktur des Lebensraums aus, die am besten durch die Variable „Landnutzung“ repräsentiert wird. Es ist daher sinnvoll, diese mit 10 am stärksten zu gewichten. In Abhängigkeit vom Grad der Vegetationsbedeckung wird jeder Landnutzungsklasse ein Eignungswert zugewiesen (s. Tab. 15 im Anhang). „Offenland“ eignet sich am besten als Bruthabitat, da hier so gut wie keine Vegetation auftritt. In der Klasse „Pioniervegetation“ sind Flächen mit spärlicher Vegetation zusammengefasst, für die hier ein Eignungswert von 0.6 angenommen wird. In den Klassen „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ steigt der Deckungsgrad zunehmend an, wodurch die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Flussregenpfeifers weiter abnimmt. Dies wird durch den Eignungsverlauf von 0.5 über 0.4 zu 0.1 ausgedrückt. „Grün- und Ackerland“ erhält den Eignungswert 0.3, da die Vegetation hier zum Teil noch verhältnismäßig niedrig ist. Verschiedene Beobachtungen (FLADE 1994, NICOLAI 1993) bestätigen vereinzelte Vorkommen besonders auf brachliegendem Grünland und Ackerland. Auch in bebautem Gebiet konnten einzelne Brutvorkommen festgestellt werden (FLADE 1994). Hier wird die Habitateignung mit 0.2 jedoch etwas geringer eingeschätzt als bei der Klasse „Grün- und Ackerland“, da der störende menschliche Einfluss hier höher ist. Die Nutzungsklassen „Laub- und Nadelwald“, „Wasserflächen“ und „Verkehrswege“ schließen eine Eignung als Bruthabitat völlig aus.

Auch die Bodenart hat mit ihrer Bedeutung für die Tarnwirkung von Gelege und Gefieder einen Einfluss auf die Habitateignung. Deshalb wird hier für alle feinkörnigen Böden ein relativ geringer Eignungswert von 0.2, für Flächen mit Sand ein mittlerer von 0.4 und für Flächen mit Lehm-Sand oder Lehm-Schluff-Sand ein Eignungswert von 0.3 festgelegt, während der Klasse „fehlende bzw. andere Daten“, die sich durch Böden mit heterogenen grobkörnigen Substraten auszeichnet, der Eignungswert 1 zugewiesen wird. Die Bodenart Torf erhält den Eignungswert 0.1. Insgesamt war aus der Literatur abzuleiten, dass die Variable „Bodenart“ einen weniger großen Einfluss auf die gesamte Habitateignung ausübt als die Landnutzung und sie kann deshalb mit 4 deutlich schwächer gewichtet werden.

Die Variable „Nähe zu Verkehrswegen“ repräsentiert den Einfluss von Störungen auf die Bruthabitate. Da der Flussregenpfeifer als nicht sehr störungsanfällig beschrieben wird, fällt die Gewichtung vergleichsweise schwach aus. Der Einfluss von Bundesstraßen ist jedoch stärker einzuschätzen als der von Gleisen, Wirtschaftswegen und sonstigen Straßen, die in der Regel weniger frequentiert sind. Deshalb wird die „Entfernung zu Bundesstraßen“ mit 4 höher gewichtet als die „Entfernung zu Gleisen und sonstigen Straßen und Wegen“ (2). Da die Fluchtdistanz nach FLADE (1994) unter 10-30 m liegt, wird angenommen, dass die

Habitat­eignung in Bezug auf Störungen bei einer Entfernung von über 30 m von Verkehrswegen optimal (Eignungswert = 1), bei unter 10 m Entfernung jedoch unzureichend (Eignungswert = 0) ist. Zwischen 10 und 30 Metern dient die Division der Entfernung zu Verkehrswegen durch 30 dazu, einen annähernd linearen Eignungsverlauf in diesem Bereich festzulegen.

Die Zuweisung der Eignungswerte erfolgte bei der Variablen „Nähe zu Gewässern“ in ähnlicher Weise wie für die Variable „Nähe zu Verkehrswegen“. Da ein Brutplatz nach DATHE (1953) bis zu 4-5 km von einer geeigneten Wasserstelle entfernt sein kann, gelten Flächen mit Entfernungen von über 5000 m von Wasserstellen als ungeeignete Bruthabitate (Eignungswert = 0) und solche, die weniger als 200 m von einer geeigneten Wasserstelle entfernt sind, als optimal (Eignungswert = 1). Ein annähernd linearer Eignungsverlauf zwischen 200 und 5000 m wird hier durch die Division von 200 durch die Entfernung zum nächsten Gewässer erzielt. Als geeignete Wasserstellen werden zum einen Uferbereiche von Gewässern mit Hangneigungen unter 15° und zum anderen naturnahe Fließgewässerabschnitte betrachtet. Steil abfallende Ufer sowie begradigte Teile von Fließgewässern werden dagegen ausgeschlossen. Aufgrund der Bedeutung von Gewässern als Nahrungsquelle hat die Variable „Nähe zu Gewässern“ einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamteignung und wird mit 7 höher gewichtet als „Bodenart“ und „Entfernung zu Straßen“.

Von der Bewertung ausgeschlossen werden Flächen mit den Landnutzungen „Laub- und Nadelwald“, „Wasser“ oder „Verkehrswege“ sowie mit Hangneigungen von über 15°, da sie als Bruthabitat ungeeignet sind (s. Tab. 16 im Anhang).

6.2.2 Spezifizierung des Habitat­eignungsmodells

Das Habitatmodell kann als statisches Modell auf Grundlage einer einzelnen Landnutzungskarte ausgeführt werden, beim gekoppelten Landschaftsmodell dient dagegen die Ausgabekarte des Landschaftsmodells als Eingabekarte der Landnutzung für das Habitat­eignungsmodell.

Der eigentlichen Berechnung der Habitat­eignungsindizes (HSI) im LSE „HSI_Ch_dubius“ sind im Habitatmodell zwei Arbeitsschritte vorgeschaltet (s. Abb. 13). Zunächst wählt das LSE „water“ basierend auf der Landnutzungskarte alle Zellen der Klasse „Wasser“ aus, die mindestens eine Nachbarzelle anderer Nutzung haben und eine Hangneigung von <15° aufweisen. Auf diese Weise wird eine Karte erzeugt, die geeignete Wasserstellen ausweist und damit die Grundlage für das LSE „waterDist“ bildet, durch das im Anschluss die Entfernungen zu diesen Wasserstellen berechnet werden.

Als statische Eingangskarten zur Berechnung der Habitat­eignungsindizes dienen die Karten der Bodenarten, der Entfernung zu naturnahen Fließgewässerabschnitten, der Entfernung zu

Bundesstraßen, der Entfernung zu Gleisen und sonstigen Straßen und Wegen sowie die Karte der Hangneigung. Dynamische Eingangskarten sind die Karte der Landnutzung und die der daraus resultierenden Nähe zu geeigneten Wasserstellen. Zur Berechnung der HSI-Werte werden dann im LSE „HSI_Ch_dubius“ pro Rasterzelle für jeden Schlüsselfaktor die entsprechenden Eignungswerte in den Variablen $vLanduse$, $vSoilClass$, $vBStrDist$, $vGleisWegDist$, $vWaterDist$, $vRiverDist$ gespeichert. Die Variablen $vWaterDist$ und $vRiverDist$ werden in der Variable $vHydroDist$ zusammengefasst. Entsprechend der Formel

$$HSI = \frac{10 * vLanduse + 4 * vSoilClass + 4 * vBStrDist + 2 * vGleisWegDist + 7 * vWaterDist}{27} \quad (\text{Gl. 4})$$

wird dann für jede Zelle, die weder der Nutzung „Wasser“ noch „Laub- und Nadelwald“ angehört noch eine Hangneigung von über 15° hat, die gesamte Habitateignung aus den gewichteten Einzeleignungswerten errechnet und im Layer „HSI_Ch_dubius“ gespeichert. Dabei musste der Verlauf der Habitateignungsindizes auf Werte zwischen 0 und 100 festgelegt werden anstatt auf Werte zwischen 0 und 1. Dies war nötig, weil SELES das Speichern von Dezimalzahlen in einem neuen Layer nicht erlaubt. Durch eine anschließende Division des Ergebnisses durch 100 ist der Verlauf von 0 bis 1 mit 2 Nachkommastellen jedoch leicht wieder herzustellen.

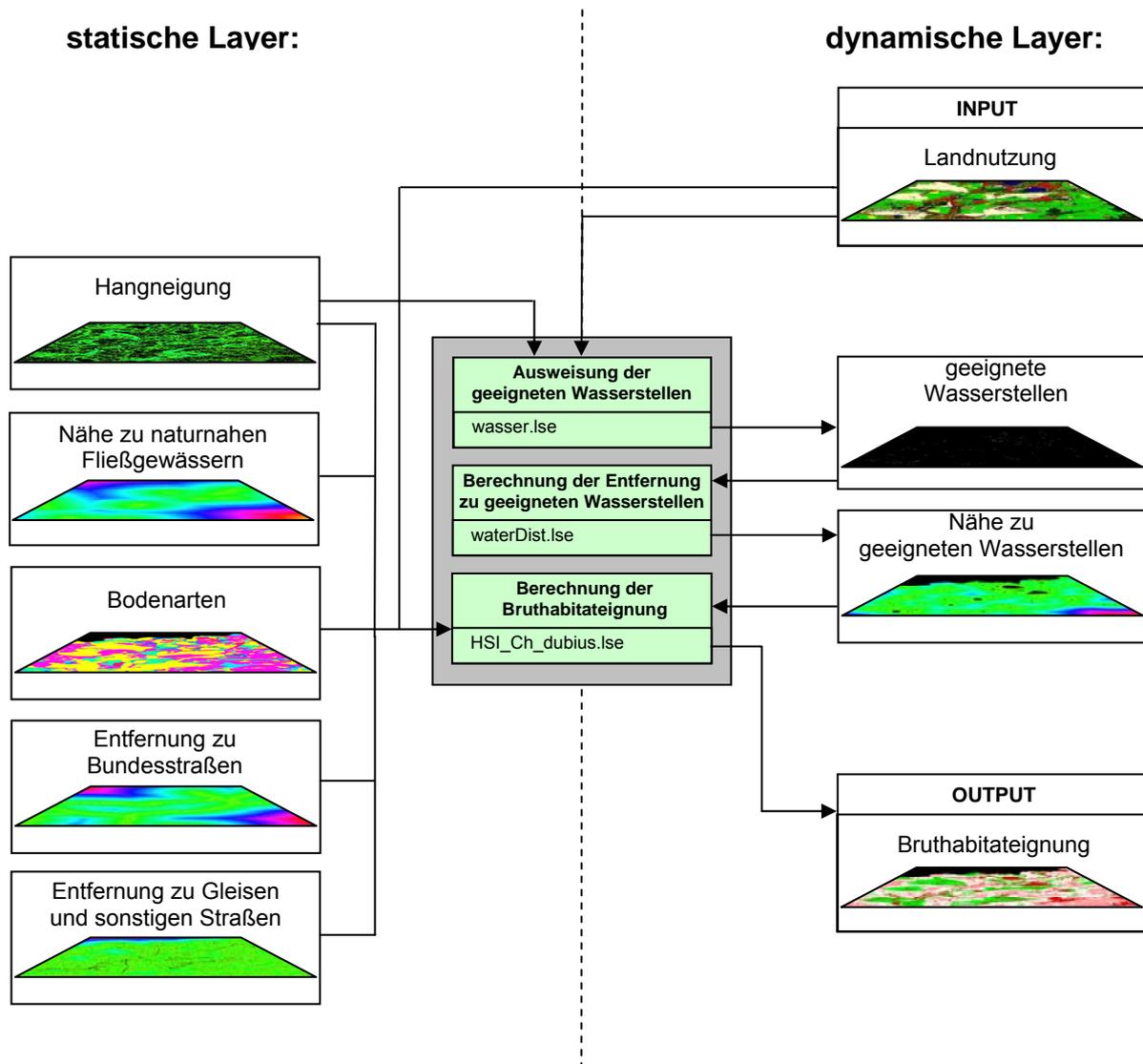


Abb. 13: Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Bruthabitateignungsmodells

6.2.3 Kalibrierung des Habitatmodells

Eine Kalibrierung des Habitatmodells wurde mit dem Ziel durchgeführt, den kompletten Wertebereich an Habitateignungsindizes (HSI) zwischen 0 und 1 abzudecken, damit Unterschiede in der Habitatqualität verschiedener Flächen sich optimal abzeichnen. Die Rangordnung der Habitatpräferenzen sowie die Eignungsverläufe der Habitatvariablen blieben dabei unverändert.

Abb. 14 zeigt, wie sich der über die gesamte Landschaft gemittelte Habitateignungsindex verändert, wenn die Gewichtungen der einzelnen Habitatvariablen variiert werden, während die Gewichtungen der jeweils anderen Variablen konstant bei 2 bleiben. Eine Erhöhung der Gewichtung für die Habitatvariablen „Entfernung zu Bundesstraßen“ und „Entfernung zu Gleisen und sonstigen Straßen“ bewirkt eine Erhöhung des mittleren Habitateignungsindex,

während bei einer Erhöhung der Gewichtung für die Variablen „Landnutzung“, „Bodenart“ und „Nähe zu Gewässern“ eine Abnahme des mittleren HSI zu verzeichnen ist. Die stärkere Zunahme für die Variable „Entfernung zu Bundesstraßen“ ist dadurch zu erklären, dass in der Landschaft weniger Bundesstraßen als Gleise und andere Straßen vorkommen. So ist ein größerer Flächenanteil über 30 m von Straßen entfernt und erhält dementsprechend den Eignungswert 1. Die Erhöhung der Gewichtung für die Variable „Nähe zu Gewässern“ bewirkt die stärkste Abnahme des mittleren HSI, weil der Anteil der Landschaft, der nicht in der Nähe von Gewässern liegt, viel größer ist als der Flächenanteil in der Nähe von Gewässern. Auf diese Weise überwiegt bei Erhöhung der Gewichtung der Effekt der Verschlechterung des Habitateignungsindex.

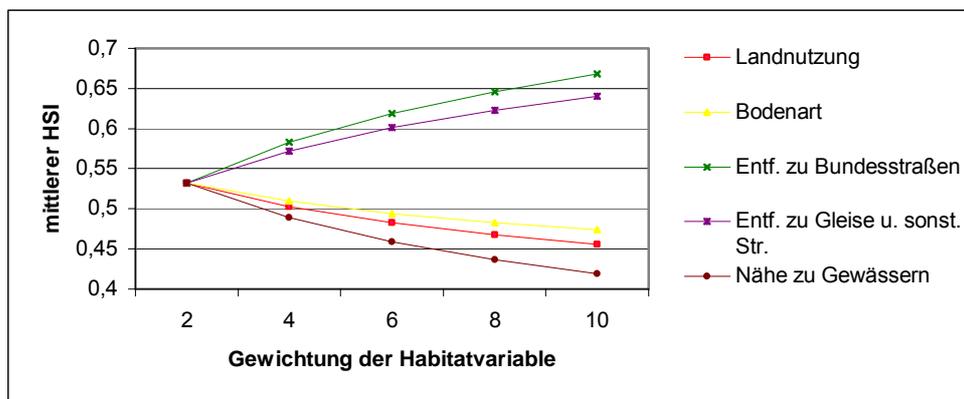


Abb. 14: Änderung des mittleren Habitateignungsindex (HSI) bei unterschiedlicher Gewichtung der einzelnen Habitatvariablen; Gewichtung der jeweils anderen Habitatvariablen blieb = 2

6.2.4 Evaluation des Habitateignungsmodells

Eine Evaluation des Habitatmodells konnte aufgrund unzureichender Daten nicht durchgeführt werden. Die Gültigkeit der Habitatmodellierung ließ sich lediglich anhand eines Vergleichs der statischen Habitateignungskarte 1994 mit den Brutvorkommen des Flussregenpfeifers zwischen 1993 und 1995 abschätzen (s. Kap. 7.1.1).

6.3 Landschaftsmodell

6.3.1 Landschaftsmodellkonzept

Zur Modellierung der Landnutzungsänderungen wurde ein stochastisches Modell entwickelt, das unterschiedliche Modell-Ansätze (Markov-Modell, Zelluläre Automaten, s. Kap. 2.2.3) miteinander verbindet. Da die Veränderung der Landschaft durch eine Vielzahl verschiedener natürlicher und anthropogener Prozesse verursacht wurde, ist es schwierig, die ermittelten

Veränderungsraten auf unterschiedliche Prozesse zurückzuführen bzw. aufzuteilen. Das Landschaftsmodell für den Südraum Leipzig simuliert deshalb nur eine generelle Tendenz der Landschaftsentwicklung, ohne die landschaftsverändernden Prozesse und Abhängigkeiten von Standortfaktoren zu berücksichtigen.

Ein einfaches Markov-Modell wird zur Vorhersage der Komposition (Zusammensetzung) verwendet. Dies lässt jedoch keine räumlich-explicite Prognose der Landschaftsveränderung zu (SKLAR & CONSTANZA 1991). Um die Konfiguration (räumliche Verteilung der Landnutzungsklassen) der Landschaft modellieren zu können, bedarf es deshalb einer Erweiterung, die bestimmt, wo die durch das Markov-Modell vorhergesagten Übergänge stattfinden. In Anlehnung an das Landschaftsmodell DINAMICA (SOARES-FILHO et al. 2002) wird dazu die vorhergesagte Anzahl an Übergängen zu verschiedenen Anteilen durch eine Expander- und eine Patcher-Funktion ausgeführt.

Die **Expander-Funktion** führt Übergänge zusammenhängend, ausgehend von Eckzellen² und nachbarschaftsabhängig durch. Auf diese Weise werden bestehende Patches entweder vergrößert oder verkleinert. Findet zum Beispiel an einer Grenze zwischen „Offenland“ und „Pioniervegetation“ ein Übergang zu „Pioniervegetation“ statt, so vergrößert sich das bestehende Patch der Klasse „Pioniervegetation“, während das „Offenland“-Patch an dieser Stelle kleiner wird. Da aber entsprechend der Landschaftsdynamik auch Übergänge von „Pioniervegetation“ zu „Offenland“ stattfinden, muss dafür Sorge getragen werden, dass an einer Grenze, an der zu einer Seite bereits eine Veränderung stattgefunden hat, in die andere Richtung keine Veränderung mehr stattfinden kann, da die Übergänge sonst nicht mehr zusammenhängend wären (s. Abb. 15).

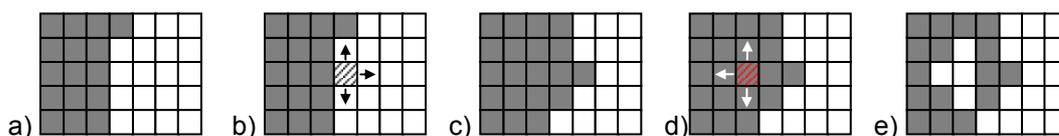


Abb. 15: Darstellung des Problems der komplementären Übergänge

- a) Anfangszustand
- b) die schraffierte Zelle wird initiiert
- c) das Ereignis breitet sich auf die drei nächsten weißen Nachbarn aus
- d) die rot schraffierte graue Zelle, die noch immer als Eckzelle zu Weiß definiert ist, wird initiiert
- e) ein Übergang zu Weiß findet statt und breitet sich nach links aus, wodurch hier ein neuer Patch entsteht, was nicht im Sinne der Expander-Funktion ist

² Eine Eckzelle ist dadurch definiert, dass mindestens eine der 8 Nachbarzellen einer anderen Nutzungsklasse angehört.

Übergänge sollen also nur dann stattfinden, wenn keine der Nachbarzellen bereits in eine andere Klasse übergegangen ist. Für jeden einzelnen Übergangstyp soll eine Nachbarschaftsabhängigkeit festlegbar sein, wodurch die Komplexität des entstehenden Musters differenziert steuerbar ist.

Die für die **Patcher-Funktion** vorgesehenen Überganganteile finden zusammenhängend und unabhängig von Eckzellen statt, was in der Landschaft zur Bildung neuer Patches führt. Bei Übergängen der Klasse „Wasser“ zu anderen Klassen muss allerdings berücksichtigt werden, dass solche Veränderungen nur am Ufer sinnvoll sind. Eine weitere Ausnahme bilden Übergänge zur Klasse „Bebauung“, da die Bildung neuer Patches dieser Klasse entlang von Verkehrswegen am wahrscheinlichsten ist.

6.3.2 Spezifikation des Landschaftsmodells

Für das Landschaftsmodell I wurde durch eine „*cross-tabulation*“ der Landnutzungskarten 1990 und 1994 die Anzahl der jeweiligen Zellzustandsänderungen festgestellt. Daraus wurden die Übergangswahrscheinlichkeiten für den 4-Jahres-Abschnitt abgeleitet und anschließend durch vier geteilt, um eine zeitliche Interpolation zu ermöglichen (s. Tab. 9 im Anhang). Zur Festlegung der Übergangswahrscheinlichkeiten für den Zeitabschnitt zwischen 1994 und 1996 (Landschaftsmodell II) wurde ebenso verfahren mit dem Unterschied, dass die Übergangswahrscheinlichkeiten hier durch zwei geteilt werden mussten, um 1-Jahres-Abschnitte simulieren zu können (s. Tab. 10 im Anhang).

Die Übergangswahrscheinlichkeiten wurden zur Festlegung der auszuführenden Übergänge und damit zur Vorhersage der Komposition der Landschaft verwendet. Dazu wurden die Wahrscheinlichkeiten mit der Summe der Zellen der jeweiligen Landnutzungs-kategorie multipliziert. Wenn also die Wahrscheinlichkeit eines Übergangs von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ für einen 1-jährigen Zeitschritt 0.03757 beträgt, heißt das, dass nach einem Jahr 3,757 % der Zellen mit Nutzungskategorie „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ übergegangen sein müssen.

Die Funktionsweise des dynamischen Landschaftsmodells ist in Abb. 16 schematisch dargestellt. Ein 1-jähriger Simulationsschritt wird dabei in drei Arbeitsschritten durch fünf verschiedene Module ausgeführt.

Als Grundlage für die Übergangsfunktionen findet zunächst die Ausweisung der Eckzellen als mögliche Initialzellen statt. Gleichzeitig wird zu Beginn jedes Zeitschrittes die Anzahl der von

jeder Funktion durchzuführenden Übergänge neu berechnet. Erst dann können Expander-Funktion, Patcher-Funktion und daran anschließend die Filter-Funktion ausgeführt werden.

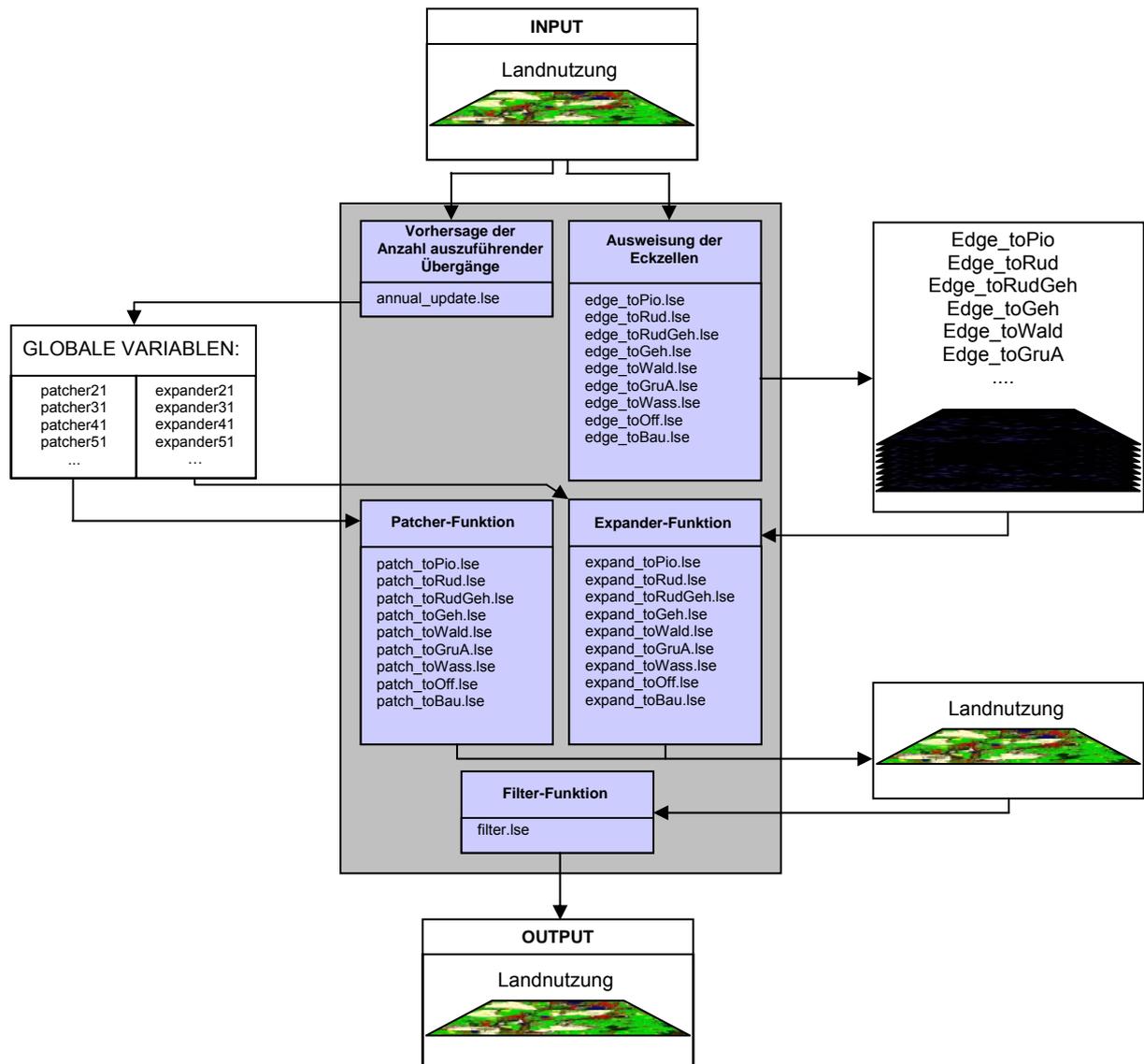


Abb. 16: Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Landschaftsmodells

Im Folgenden soll nun die Funktionsweise aller im Modell wirksamen Module erläutert werden.

Ausweisung der Eckzellen:

Die Ausweisung der Eckzellen wird durch zehn verschiedene LandscapeEvents (eins für jede Landnutzungs-kategorie) bewerkstelligt. In einzelnen Layern werden dann die Zellen gespeichert, die an die jeweilige Klasse grenzen. So speichert z.B. das LSE „edge_toPio“ all die Zellen im Layer „Edge_toPio“, bei denen mindestens eine der acht Nachbarzellen der Klasse „Pioniervegetation“ angehört. Die Definition der Eckzellen erfolgt für alle veränderlichen Klassen in jährlichem Abstand zu Beginn jedes Zeitschrittes. Für die unveränderliche Klasse „Verkehrswege“ ist die Ausweisung dagegen nur einmal zu Beginn der Simulation nötig.

Vorhersage der Anzahl auszuführender Übergänge:

Zu Beginn jedes Zeitschrittes werden durch das LSE „annual_update“ mithilfe der Übergangswahrscheinlichkeiten die gesamten Anzahlen an Übergängen vorhergesagt und zu verschiedenen Anteilen den beiden Übergangsfunktionen zugeteilt. Diese Werte werden in globalen Variablen (expander21,... für die Expander-Funktion; patcher21,... für die Patcher-Funktion) gespeichert, was dann den Zugriff durch die LSE's der Expander- und Patcher-Funktion erlaubt.

Expander-Funktion:

Die Expander-Funktion des Modells setzt sich aus neun verschiedenen LSE's (eins für jede veränderliche Landnutzungs-kategorie) zusammen, die nach dem gleichen Schema aufgebaut sind. Jedes dieser Teilmodelle führt dabei die Übergänge zu einer Klasse durch. Der Ablauf innerhalb der Expander-Funktion soll hier exemplarisch anhand des Events „expand_toPio“ aus dem Landschaftsmodell I erläutert werden.

Die Verarbeitung der Übergangsfunktion erfolgt in jährlichen Abständen im Anschluss an die Festlegung der Variablen und die Eckzellenausweisung. Zunächst wird eine festgelegte Anzahl an Initialzellen zufällig auf alle Eckzellen verteilt, die an „Pioniervegetation“ grenzen. In diesem Fall entspricht die Anzahl der Initialzellen der vorhergesehenen Anzahl an Übergängen der Expander-Funktion zu „Pioniervegetation“. Die Wahrscheinlichkeit einer Initiierung verschiedener Klassen hängt dabei vom Verhältnis der Anzahl durchzuführender Übergänge zur Anzahl der potentiell für eine Initiierung geeigneten Zellen ab. Für „Offenland“ wäre das beispielsweise die Anzahl an vorhergesagten Übergängen zu „Pioniervegetation“, geteilt durch die Anzahl an Zellen der Klasse „Offenland“, die an „Pioniervegetation“ grenzen und somit potentiell für eine Initiierung eines Übergangs von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ geeignet sind. Nacheinander geht dann von jeder Initialzelle eine Ausbreitung des Ereignisses bis maximal zu einer durch die Variable *ClusterSize* festgelegten Größe aus. Das Event wird nur an Zellen weitergegeben, die einer veränderlichen Landnutzungs-kategorie angehören mit Ausnahme der Klasse „Pioniervegetation“ selbst. Durch die Festlegung der Anzahl an Nachbarzellen, zu denen sich der Übergang ausbreitet, kann das entstehende Muster beeinflusst werden. Dazu wird hier ein zufälliger Wert aus einer Normalverteilung mit dem Mittelwert 3, der Standardabweichung 2, einem Minimalwert von 1 und einem Maximalwert von 6 gewählt. Die so entstehenden Muster haben dann eine unregelmäßigere und dadurch natürlichere Form. Bei Herabsetzen des Mittelwertes steigt der Grad der Komplexität; wird er dagegen heraufgesetzt, so finden Übergänge zusammenhängender statt (s. Kap. 6.3.3). Jede Zelle, die so von einem Ereignis getroffen wird, geht dann in „Pioniervegetation“ über, wenn die maximale Ausdehnung ausgehend von der Initialzelle noch nicht erreicht wurde, wenn in der betreffenden

Zelle noch kein Übergang stattgefunden hat, wenn nicht schon an der gegenüberliegenden Seite der Grenze ein Übergang anderen Typs stattgefunden hat (also die entsprechende Zelle nicht an eine Zelle grenzt, die bereits in eine andere Klasse übergegangen ist; vgl. Abb. 15) und wenn die vorhergesehene Anzahl der Übergänge noch nicht erreicht wurde. Eine Nachbarschaftsabhängigkeit kann für jeden einzelnen Übergangstyp gesondert definiert werden, wodurch die Komplexität des entstehenden Musters genauer steuerbar wird. Legt man zum Beispiel fest, dass für einen Übergang von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ mindestens drei Nachbarzellen der Klasse „Pioniervegetation“ angehören müssen, finden Übergänge nur sehr zusammenhängend statt. Sind nicht alle Bedingungen für einen Übergang erfüllt, verändert sich die Nutzungsklasse der Zelle nicht. Im Layer „Transition“ werden alle Zellen, in denen innerhalb dieses Zeitschrittes ein Übergang stattgefunden hat, mit einem Wert zwischen 1 und 9 (Übergänge zu veränderlichen Klassen) gekennzeichnet. Zellen, die zu „Pioniervegetation“ übergegangen sind, werden dabei mit dem Wert 1 belegt. Dadurch ist es erstens möglich, Zellen, in denen bereits eine Veränderung stattgefunden hat, von weiteren Änderungen innerhalb dieses Zeitschrittes auszuschließen. Zweitens kann dadurch die Veränderung von Zellen ausgeschlossen werden, an deren Grenzen bereits ein Übergang anderen Typs stattgefunden hat (s. Abb. 15).

Patcher-Funktion:

Ebenso wie die Expander-Funktion setzt sich auch die Patcher-Funktion aus neun LSE's mit ähnlichem Aufbau zusammen. Der Ablauf sei auch hier nur exemplarisch am Beispiel des Teilmodells „patch_toPio.lse“ beschrieben.

Zunächst werden die Initialzellen zufällig auf die Fläche aller veränderlichen Klassen verteilt mit Ausnahme der Klasse „Pioniervegetation“ selbst. Die Anzahl an Initialzellen entspricht der Summe an Übergängen, die von der Patcher-Funktion auszuführen sind. Die Wahrscheinlichkeit einer Initiierung hängt hier davon ab, wie hoch der Anteil durchzuführender Übergänge – ausgehend von der jeweiligen Klasse – an der Gesamtheit der von der Patcher-Funktion durchzuführenden Übergänge ist. Für die Klasse „Wasser“ sind Übergänge nur am Rand sinnvoll, so dass die Wahrscheinlichkeit einer Initiierung hier für alle Eckzellen = 1 ist und für Nicht-Eckzellen = 0. Nach dem gleichen Prinzip wie bei der Expander-Funktion breitet sich dann nacheinander ausgehend von jeder einzelnen Initialzelle ein Übergang aus. In den so von einem Ereignis betroffenen Zellen findet dann ein Übergang statt, wenn die maximale Ausdehnung noch nicht erreicht wurde, in der bearbeiteten Zelle bisher noch kein Übergang stattgefunden hat und wenn noch nicht alle vorhergesagten Übergänge dieses Typs ausgeführt wurden. Die maximale Ausdehnung wird hier nicht wie in der Expander-Funktion durch die Konstante *ClusterSize*, sondern durch die beiden Konstanten *MeanClusterSize* und

StDevClusterSize festgelegt. Die tatsächliche Clustergröße wird hier also zufällig aus einer Normalverteilung mit dem Mittelwert 60 und der Standardabweichung 10 gewählt. Dadurch entsteht eine gewisse Variabilität in der Größe der neuen Patches. Grundsätzlich werden Zellzustandsänderungen durchgeführt, solange der vorgegebene Sollwert an Übergängen dieses Typs noch nicht erreicht wurde.

Der wesentliche Unterschied zur Expander-Funktion besteht darin, dass sich ein Übergang generell von jeder Zelle der Ausgangsklasse nachbarschaftsunabhängig ausbreiten kann und so ein neues Patch bildet. Eine Ausnahme bilden dabei Patcher-Übergänge zu „Bebauung“, da Übergänge hier nicht frei innerhalb von Flächen ausgeführt werden, sondern sich ausgehend von den Grenzen zu „Verkehrswegen“ ausbreiten. Zudem können Patcher-Übergänge von „Wasser“ zu anderen Klassen nur in den Randzellen der Klasse „Wasser“ initiiert werden.

Fehlerreduktion:

Bei der Ausbreitung von Übergängen kann es zur Abtrennung einzelner Pixel und kleiner Pixelgruppen kommen, wodurch sich die Anzahl der Patches der entsprechenden Klasse unvorhergesehen erhöht. (s. Abb. 17). Die Filterfunktion (*filter.lse*) korrigiert im Anschluss an die Übergangsfunktionen einen Teil dieser Fehler, indem für alle Klassen, in denen NP deutlich zu hoch ist, die Pixel, die komplett von einer anderen Nutzung eingeschlossen sind, in die benachbarte Klasse überführt werden. Dadurch entsteht eine quantitative Ungenauigkeit, die jedoch nicht wesentlich ins Gewicht fällt (s. Tab. 18, Tab. 19, Tab. 21, Tab. 22 im Anhang). Im Landschaftsmodell I wird sie für die Klassen „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Grün- und Ackerland“, „Offenland“ und „Bebauung“ und im Landschaftsmodell II für die Klassen „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche“, „Offenland“ und „Bebauung“ ausgeführt.

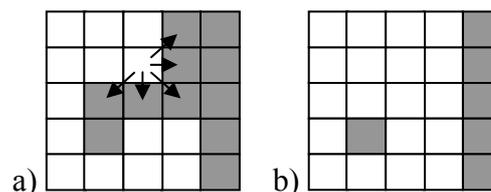


Abb. 17: Unvorhergesehene Erhöhung der Anzahl an Patches: zusammenhängendes Patch (a) wird durch Ausbreitung eines Übergangs in zwei Patches aufgespalten (b)

6.3.3 Kalibrierung des Landschaftsmodells

Das Modell bietet verschiedene Möglichkeiten zur Kalibrierung, mithilfe derer das Simulationsergebnis in Bezug auf die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße (s. Kap. 6.1) an die Referenzkarte angeglichen werden kann. Dies geschieht für Landschaftsmodell I und

Landschaftsmodell II in einem iterativen Prozess durch Variation der Muster-bestimmenden Parameter. Zunächst können die durchzuführenden Übergänge zu unterschiedlichen Anteilen auf die beiden Übergangsfunktionen aufgeteilt werden. Durch Ausführung der Patcher-Funktion kann die Anzahl der Patches (NP) gesteigert werden, wobei gleichzeitig die Dichte der Eckzellen (ED) zunimmt, während der Contagion-Index (CONTAG) als Maß für die Aggregation der Klassen abnimmt (s. Abb. 18 a, b, d; vgl. SOARES-FILHO et al. 2002).

Innerhalb beider Übergangsfunktionen lässt sich mit der Variablen *ClusterSize* die maximale Ausbreitung eines Übergangs ausgehend von einer Initialzelle festlegen. Setzt man *ClusterSize* bei der Patcher-Funktion herab, ist die entstehende Anzahl der Patches (NP) bei gleichem Anteil an Übergängen größer. Wird dagegen ein sehr hoher Wert für die maximale Ausdehnung des Patches festgelegt (z.B. 1000), steigt NP nur gering an (s. Abb. 18 a) und kann sogar abnehmen, weil bestehende Patches verbunden werden.

Mit steigendem Anteil an Patcher-Übergängen nimmt mit NP auch die Eckzellendichte (ED) zu. Die zunehmende Tendenz ist dabei umso stärker, je geringer der Wert der Variablen *ClusterSize* gewählt wurde (s. Abb. 18 b).

Innerhalb der Expander-Funktion hat die Festlegung der maximalen Ausdehnung eines Übergangs lediglich einen Einfluss auf die Komplexität des Musters. Bei *ClusterSize* = 1000 und einem Expander-Patcher-Verhältnis von 1:0 ist der Shape-Index (SHAPE_AM) höher, als bei gleichem Verhältnis und kleinerer *ClusterSize* (s. Abb. 18 c). Dies ist dadurch zu erklären, dass bei groß gewählter *ClusterSize* nur an wenigen Stellen großflächige Übergänge stattfinden und das ursprünglich komplexere Muster (SHAPE_AM = 2,61) größtenteils erhalten bleibt. Mit Zunahme des Patcher-Anteils an Übergängen sinkt SHAPE_AM bei *ClusterSize* = 1000, weil immer mehr großflächige neue Patches mit minimaler Komplexität entstehen. Für *ClusterSize* 10 und 100 nimmt die Komplexität der Flächen dagegen mit steigendem Patcher-Anteil an Übergängen zu.

Die Aggregation der Klassen (CONTAG) nimmt mit zunehmender Ausführung von Patcher-Übergängen ab. Diese Abnahme ist umso stärker, je kleiner *ClusterSize* gewählt wurde (s. Abb. 18 d).

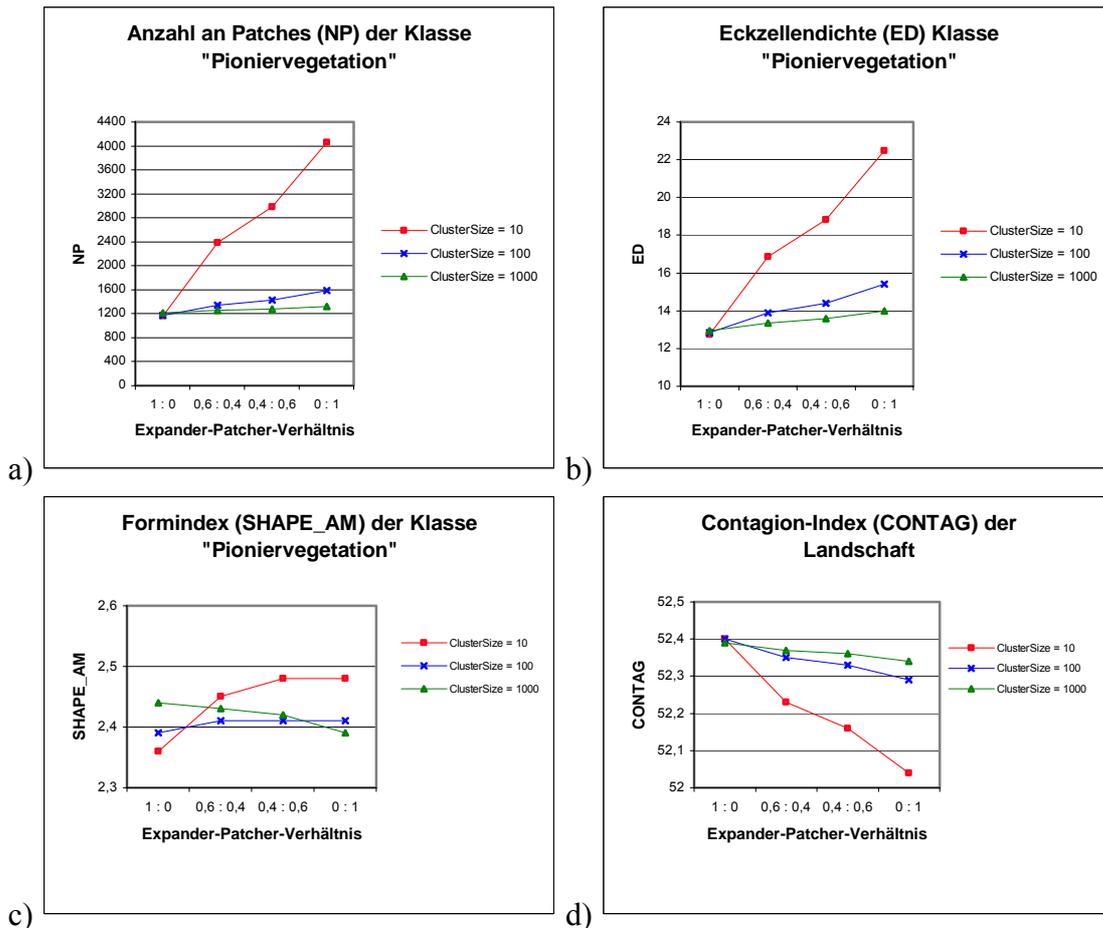


Abb. 18: Veränderung der Landschaftsstrukturmaße NP, ED, SHAPE_AM der Klasse „Pioniervegetation“ sowie des Contagion-Index auf Landschaftsebene bei unterschiedlicher Verteilung der Übergänge von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ auf Expander- und Patcher-Funktion mit verschiedener festgelegter maximaler Ausdehnung ausgehend von einer Initialzelle (ClusterSize); konstant blieb dabei die Nachbarschaftsabhängigkeit der Expander-Funktion ($NP_{io} > 2$) und die Anzahl an Nachbarzellen, zu denen eine Ausbreitung erfolgen kann (Spreadopenings für beide Übergangsfunktionen konstant = 3)

Die Komplexität des entstehenden Musters lässt sich in beiden Übergangsfunktionen durch Festlegung der SPREADOPENINGS (Anzahl an Nachbarzellen, zu denen eine Ausbreitung erfolgen kann) steuern (s. Abb. 19). Durch eine geringere Anzahl an SPREADOPENINGS entstehen komplexere Formen, was zu einer Erhöhung der Maße ED und SHAPE_AM führt (s. Abb. 19 a, b). Bei der Expander-Funktion kann die Komplexität des entstehenden Musters durch die Festlegung einer Nachbarschaftsabhängigkeit für jeden einzelnen Übergangstyp differenzierter beeinflusst werden als durch SPREADOPENINGS allein. Zu beachten ist dabei, dass eine geringe Nachbarschaftsabhängigkeit nur dann zu komplexen Mustern führen kann, wenn SPREADOPENINGS nicht zu hoch gewählt wurde. Umgekehrt lässt eine niedrig gewählte Anzahl an Nachbarzellen, zu denen die Ausbreitung erfolgen kann, nur dann komplexere Formen entstehen, wenn die Nachbarschaftsabhängigkeit ebenfalls gering ist. Bei der Expander-Funktion wird SPREADOPENINGS also entsprechend der maximalen

Komplexität gewählt, während eine differenziertere Steuerung des Musters mithilfe der Nachbarschaftsabhängigkeiten möglich ist.

Der Contagion-Index steigt bei einer Erhöhung der Nachbarschaftsabhängigkeit von >2 auf >3 Nachbarzellen mit „Pioniervegetation“ deutlich an, da Übergänge dann sehr viel zusammenhängender ausgeführt werden (s. Abb. 19 c).

Generell hat die Nachbarschaftsabhängigkeit einen größeren Einfluss auf die Landschaftsstrukturmaße als SPREADOPENINGS. Eine durch diese Kalibrierungsmöglichkeit hervorgerufene deutliche Änderung zeigt sich nur bei einer Nachbarschaftsabhängigkeit von $\text{NPio}>0$ und mit $\text{SPREADOPENINGS} = 2$ (s. Abb. 19 a-c).

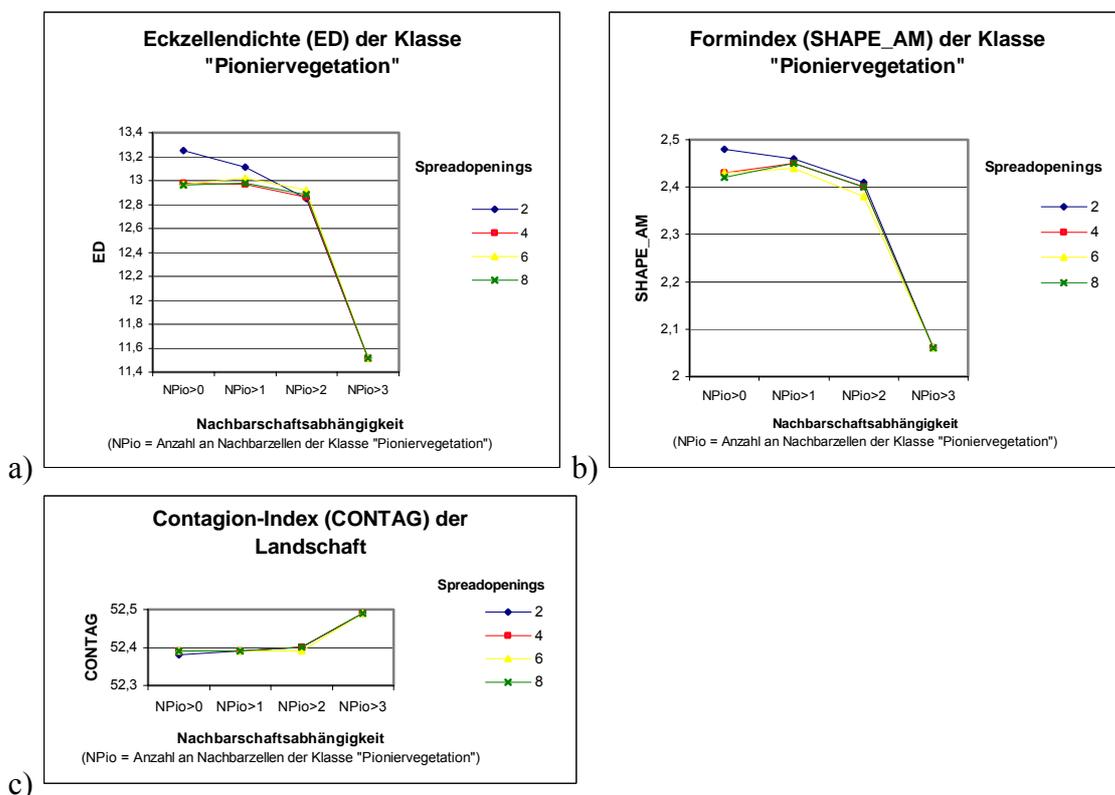


Abb. 19: Veränderung der Landschaftsstrukturmaße ED, SHAPE_AM der Klasse „Pioniervegetation“ sowie des Contagion-Index auf Landschaftsebene bei unterschiedlicher Nachbarschaftsabhängigkeit des Expander-Übergangs von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ (NPio) mit verschieden festgelegter Anzahl an Zellen, zu denen die Ausdehnung des Übergangs erfolgen kann (Spreadopenings) bei einer max. Ausdehnung (ClusterSize) von 100 Pixeln

Bei der Kalibrierung ist zu beachten, dass die Landschaftsstrukturmaße verschiedener Landnutzungsklassen nicht getrennt voneinander behandelt werden können, da die Beziehungen zwischen ihnen sehr komplexer Natur sind. So wird zum Beispiel durch eine komplexere Form der Übergänge zu einer Klasse nicht nur der Formindex (SHAPE_AM) dieser Klasse, sondern auch der der angrenzenden Klasse verändert. Zudem ist die Wahrscheinlichkeit höher, dass die Klasse, von der ein Übergang ausgeht, durch diesen zerschnitten wird (vgl. SOARES-FILHO et al. 2002) oder einzelne Pixel oder kleine Pixelgruppen im Zuge der Ausbreitung des Übergangs

eingeschlossen werden, wodurch NP überbewertet wird (s. Abb. 17). Dies gilt sowohl für die Ausführung der Expander- als auch für die Patcher-Funktion. Die Wahrscheinlichkeit solcher Fehler ist umso höher, je geringer die Anzahl an SPREADOPENINGS und die Nachbarschaftseinschränkung sind. Schmale Verbindungen zwischen Patches werden leicht unterbrochen, weil die verbindenden Zellen nur wenige Nachbarzellen gleicher Nutzung haben. Dieses Problem ergibt sich besonders für Klassen, die in ihrem Ausgangsmuster viele linienhafte Elemente aufweisen (z.B. „Ruderalfläche“).

Die Nachbarschaftsabhängigkeit kann bewirken, dass die vorhergesagte Anzahl an Übergängen des speziellen Typs nicht ausgeführt werden kann und das Modell an quantitativer Genauigkeit einbüßt. Um dem entgegenzuwirken, kann man also die Nachbarschaftsabhängigkeit verringern, was aber unter Umständen eine zu starke Erhöhung der Anzahl an Patches der Klasse, von der die Übergänge ausgehen, zur Folge hat. Die Annäherung an NP ist umso besser, je größer die Nachbarschaftsabhängigkeit der Übergänge ist. Zugleich werden aber dadurch ED und der SHAPE_AM stark unterschätzt, weil die Form der Patches zu aggregiert ist und ihre Grenzen zu stark geglättet sind. Durch eine Herabsetzung der Nachbarschaftsabhängigkeit und eine geringere Anzahl an Nachbarzellen, zu denen sich das Ereignis ausbreiten kann, gelingt eine bessere Annäherung an die erwartete Eckzellendichte (ED) und den Formindex (SHAPE_AM), wobei aber die Anzahl der Patches (NP) wieder stärker abweicht.

Die Parameter müssen bei der Kalibrierung also so gewählt werden, dass die Abweichungen der einzelnen Landschaftsstrukturmaße nicht zu groß werden (s. Tab. 11 - Tab. 14 im Anhang). In dieser Arbeit wurde sich dazu am Wert der mittleren Abweichung aller LSM auf Klassenebene orientiert.

Für das angekoppelte Habitateignungsmodell ist in erster Linie die Simulation der Komposition der Landschaft ausschlaggebend. Die Konfiguration der Landschaft wirkt sich nur bei der Klasse „Wasser“ in geringem Maße auf den mittleren Habitateignungswert aus. So ergibt sich bei Ausführung der Übergänge von „Offenland“ zu „Wasser“ durch die Expander-Funktion nach einem Jahr (ausgehend vom Zustand 1990) ein mittlerer Habitateignungsindex von 0.45. Werden all diese Übergänge dagegen durch die Patcher-Funktion ausgeführt, bei einer maximalen Ausdehnung von zehn Pixeln, so beträgt der mittlere Habitateignungsindex 0.48. Dies ist dadurch zu erklären, dass viele kleine Wasserflächen im Offenlandbereich entstehen, die umliegende Bereiche aufwerten. Bei den Übergängen von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ ist es dagegen unerheblich für den mittleren Habitateignungsindex, ob die Übergänge durch die Expander- oder die Patcher-Funktion ausgeführt werden.

6.3.4 Evaluation des Landschaftsmodells

Zur Evaluation wurden zunächst mit dem Landschaftsmodell I ausgehend von der Landnutzungskarte 1990 zwanzig Modelldurchläufe bis 1994 ausgeführt. Für jede Ergebniskarte wurden dann die Landschaftsstrukturmaße (s. Kap. 6.1) errechnet, anschließend gemittelt und mit der Referenzkarte 1994 verglichen. Mit dem Landschaftsmodell II wurden ausgehend vom Landschaftszustand 1994 zwanzig Durchläufe bis 1996 ausgeführt, mit deren Ergebnissen ebenso verfahren wurde.

7 Ergebnisse und Interpretation

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Gültigkeitsabschätzung bzw. Evaluation von Habitatmodell und Landschaftsmodell sowie die Ergebnisse der statischen Habitatmodellierung und die der Szenarien vorgestellt und interpretiert.

7.1 Habitatmodell

7.1.1 Ergebnisse der Gültigkeitsabschätzung des Habitatmodells

Beim Vergleich der auf Grundlage des Landschaftszustands 1994 modellierten Habitateignungskarte mit den Brutvorkommen des Flussregenpfeifers zwischen 1993 und 1995 zeigte sich, dass von den 51 Brutvorkommen im Untersuchungsgebiet neun in Bereichen liegen, die durch das Habitatmodell als ungeeignet eingestuft wurden (s. Abb. 20 u. Karte 9 im Anhang). Vier davon liegen im Bereich der Nutzungsklasse „Wasser“ in unmittelbarer Nähe zu „Offenland“ oder „Ruderalfläche“. Es ist deshalb wahrscheinlich, dass sie eher diesen angrenzenden Nutzungen mit deutlich höheren Eignungswerten zuzuordnen sind. Zwei der Vorkommenspunkte liegen im „Laub- und Nadelwald“, wobei sie vermutlich eher zur angrenzenden „Ruderalfläche“ bzw. „Ruderalfläche mit Gehölzen“ gehören. Ein anderer Vorkommenspunkt fällt in den Bereich einer Straße in direkter Umgebung zu „Ruderalfläche“ mit einem Eignungswert von 0.58, und zwei weitere Punkte liegen in Bereichen des „Offenlands“ bzw. des „Grün- und Ackerlands“ mit Hangneigungen über 15°. In ihrer direkten Umgebung finden sich jedoch höhere Eignungswerte von 0.5 auf „Grün- und Ackerland“ und 0.78 auf „Offenland“. Die widersprüchlichen Zuordnungen der Habitateignungswerte bei diesen neun Vorkommenspunkten sind also mit großer Wahrscheinlichkeit auf Ungenauigkeiten der Datengrundlage zurückzuführen. Vier weitere Brutvorkommen, für die nur relativ geringe Habitateignungen modelliert wurden (Eignungswerte zwischen 0.35 bis 0.48), liegen im Bereich von „Bebauung“, „Grün- und Ackerland“ und „Ruderalfläche mit Gehölzen“ in einiger Entfernung zu „Wasser“. Allen übrigen Lokalitäten wurden durch die Habitatmodellierung Eignungswerte von über 0.5 zugewiesen, so dass anzunehmen ist, dass die Bruthabitateignung verhältnismäßig passend modelliert wird.

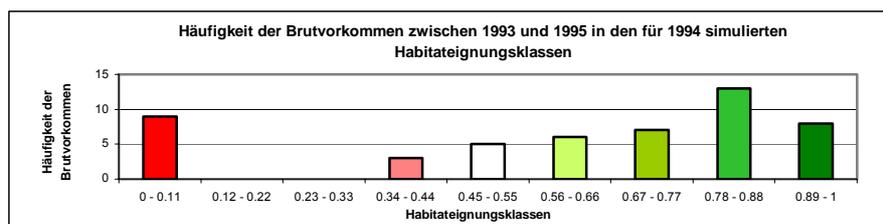


Abb. 20: Vergleich der Brutvorkommen zwischen 1993 und 1995 mit der für 1994 modellierten Habitateignungskarte

7.1.2 Ergebnisse der statischen Habitatmodellierung

Die Ergebnisse der statischen Habitatmodellierung für die Zeitschnitte 1990, 1994, 1996 sowie für den Planungszustand 2020 sind in Tab. 2 zusammenfassend dargestellt. Die Habitateignungskarten sind im Anhang dieser Arbeit zu finden (s. Karten 5-8 im Anhang). Um Veränderungen der Habitatqualität analysieren zu können, wurden die modellierten Habitateignungswerte in neun Klassen eingeteilt, denen dann jeweils eine bestimmte Fläche zugeordnet werden konnte. So war für jede Klasse ein Entwicklungstrend feststellbar. Zur Normierung der verschiedenen langen Zeitabschnitte wurden die prozentualen Zu- bzw. Abnahmen durch den entsprechenden Zeitabschnitt geteilt. Die Entwicklung der Habitatqualität der gesamten Fläche lässt sich am besten anhand der über die gesamte Fläche der Landschaft gemittelten Habitateignungsindizes (HSI) nachvollziehen.

Tab. 2: Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlere Habitateignungswerte (HSI) der statisch modellierten Habitateignungskarten 1990, 1994, 1996 und den Planungszustand 2020 mit Änderungsraten

HSI-Klassen	Flächenanteil 1990 [ha]	Trend 1990-1994	Flächenanteil 1994 [ha]	Trend 1994-1996	Flächenanteil 1996 [ha]	Trend 1996-2020	Flächenanteil 2020plan [ha]
0 - 0.11	9251,10	↑ 3,23% /Jahr	10445,34	↑ 2,48% /Jahr	10963,64	↑ 3,02% /Jahr	18913,90
0.12 - 0.22	6,38	↑ 23,20% /Jahr	12,30	↑ 4,80% /Jahr	13,48	↔ -0,54% /Jahr	11,73
0.23 - 0.33	758,66	↑ 2,17% /Jahr	824,39	↔ -0,12% /Jahr	822,35	↔ -0,15% /Jahr	792,41
0.34 - 0.44	20956,07	↔ 0,1% /Jahr	21039,19	↔ -0,57% /Jahr	20800,68	↔ -0,45% /Jahr	18559,10
0.45 - 0.55	14007,40	↔ 0,14% /Jahr	14087,64	↔ -0,45% /Jahr	13960,61	↔ -0,46% /Jahr	12426,74
0.56 - 0.66	5867,45	↑ 1,23% /Jahr	6156,86	↑ 2,68% /Jahr	6487,39	↔ -0,79% /Jahr	5265,05
0.67 - 0.77	2670,49	↔ -0,84% /Jahr	2760,26	↑ 1,28% /Jahr	2831,12	↓ -1,32% /Jahr	1937,17
0.78 - 0.88	3717,93	↓ -3,72% /Jahr	3164,69	↓ -9,04% /Jahr	2592,64	↓ -2,43% /Jahr	1080,47
0.89 - 1	2953,09	↓ -10,63% /Jahr	1697,90	↔ 0,55% /Jahr	1716,66	↓ -1,25% /Jahr	1202,00
mittlerer HSI	0,4474	↓ -1,24% /Jahr	0,4252	↓ -0,59% /Jahr	0,4202	↓ -0,79% /Jahr	0,3407

Wie aus den Mittelwerten der Habitateignungsindizes abzulesen ist (s. Tab. 2), nimmt die Habitatqualität im Untersuchungsgebiet insgesamt ab. Die Abnahme zwischen 1990 und 1994 ist dabei auch nach Normierung der Zeitabschnitte stärker als die zwischen 1994 und 1996. Von 1996 bis 2020 ist weiterhin eine Abnahme zu verzeichnen, die sich in einer prozentualen Änderung von 18,9% (pro Jahr 0,79%) ausdrückt.

Bei Betrachtung der Habitateignungsklassen ist im ersten Zeitabschnitt (1990-1994) ein Zuwachs von Flächen mit Eignungswerten zwischen 0 und 0.33 feststellbar, der vornehmlich daher rührt, dass die Anteile an „Laub- und Nadelwald“, „Wasser“, „Gehölzfläche“ und „Bebauung“ in diesem Zeitabschnitt zunehmen. Die leichte Zunahme des Anteils an „Grün- und Ackerland“ äußert sich in geringfügigen Änderungen in den HSI-Klassen 0.34-0.44 und 0.45-0.55. Auch der Flächenanteil mit Eignungswerten zwischen 0.56 und 0.77 nimmt etwas zu, was auf das Aufkommen von „Pioniervegetation“ auf „Offenland“ in unterschiedlicher Entfernung zu „Wasser“ zurückzuführen ist. Der Flächenanteil mit bester Habitateignung nimmt zwischen 1990 und 1994 ab, weil der Anteil an „Offenland“ in direkter Umgebung von „Wasser“ abnimmt.

Zwischen 1994 und 1996 nimmt durch den Zuwachs an „Laub- und Nadelwald“, „Wasser“ und „Gehölzfläche“ auch der Flächenanteil mit Eignungswerten zwischen 0 und 0.22 weiter zu. In den Eignungsklassen 0.23-0.33, 0.34-0.44 und 0.45-0.55 zeigen sich dagegen leichte Abnahmen, weil Flächen dieser Klassen durch neu entstandene Wasserstellen aufgewertet wurden. In den Klassen besserer Eignung nimmt der Flächenanteil auf diese Weise zu. Der Anstieg des Flächenanteils in den HSI-Klassen 0.56-0.66 und 0.67-0.77 ist allerdings nicht allein darauf zurückzuführen, sondern es spielt hier auch der Rückgang von „Offenland“ zugunsten von „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche“ und „Ruderalfläche mit Gehölzen“ eine große Rolle. Die Abnahme des Flächenanteils der HSI-Klassen 0.78-0.88 und 0.89-1 ist – wie schon im ersten Zeitabschnitt – größtenteils auf den Verlust von „Offenland“ in direkter Umgebung von „Wasser“ zurückzuführen. Dabei ist die Abnahme in der HSI-Klasse 0.78-0.88 zwischen 1994 und 1996 stärker, als zwischen 1990 und 1994, weil der Anteil an „Pioniervegetation“ in unmittelbarer Nähe zu Wasserstellen – aus der sich diese HSI-Klasse im Wesentlichen zusammensetzt – zwischen 1994 und 1996 abnimmt, während er zwischen 1990 und 1994 ansteigt. In der HSI-Klasse 0.89-1 ist die Abnahme des Flächenanteils zwischen 1994 und 1996 dagegen geringer, weil es durch die höhere Anzahl an Wasserstellen zu einer Aufwertung des „Offenlands“ kommt.

Im Vergleich zum Zustand 1996 ist der Flächenanteil der HSI-Klasse 0-0.11 im Planungszustand 2020 deutlich höher, was durch den sehr viel höheren Anteil an „Laub- und Nadelwald“ und „Wasser“ zu erklären ist. Weil diese Nutzungen größtenteils auf Kosten von „Offenland“ und „Pioniervegetation“ zugenommen haben, ist der Flächenanteil in den HSI-Klassen 0.67-0.77, 0.78-0.88 und 0.89-1 im Planungszustand geringer als 1996. In allen übrigen Eignungsklassen zeigen sich nur unwesentliche Änderungen im Vergleich zu 1996, was darauf zurückzuführen sein könnte, dass bei der Erstellung des Datensatzes für den Planungszustand 2020 die digitalisierten Planungen mit der Landnutzungskarte 1996 verschnitten wurden (s. Kap. 5.4).

7.2 Landschaftsmodell

7.2.1 Ergebnisse der Evaluation des gekoppelten Landschaftsmodells I

Als Ergebnis der Evaluation des Landschaftsmodells I auf Landschaftsebene zeigt sich in Tab. 3, dass die Anzahl an Patches (NP) durch das Modell überschätzt wird, während die Eckzellendichte (ED) und die Komplexität der Formen (SHAPE_AM) unterschätzt werden. Die positive Abweichung des Contagion-Index (CONTAG) zeigt an, dass die Aggregation der Klassen überschätzt wird. Eine der 20 Ergebniskarten der Simulation von 1990 bis 1994 ist im Anhang zu finden (s. Karte 10 im Anhang).

Tab. 3: Prozentuale Abweichungen der für 1994 simulierten Landschaftsstrukturmaße NP (Anzahl der Patches), ED (Eckzellendichte), SHAPE_AM (Formindex) und CONTAG (Contagion-Index) auf Landschaftsebene von den Referenzwerten 1994

	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	CONTAG [%]
Referenz 1994	20829	184,74	12,91	52,32
Simulation 1994	23856	152,11	12,42	53,72
Abweichung	14,54%	- 17,66%	- 3,82%	2,66%

Beim Vergleich des Simulationsergebnisses mit der Referenzkarte von 1994 mithilfe der Landschaftsindizes CA (Fläche pro Klasse), NP (Anzahl an Patches), ED (Eckzellendichte) und SHAPE_AM (über die Fläche gemittelter Formindex) auf Klassenebene ergibt sich eine mittlere Gesamtabweichung von 13,82% von der Referenzkarte 1994 (s. Tab. 17 im Anhang). Die Vorhersage der Komposition der Landschaft (CA) gelingt dabei mit einer Genauigkeit von etwa 95%. NP wird durch das Modell für die meisten Klassen überschätzt, so dass die mittlere Abweichung hier 15,73% beträgt. Im Gegensatz dazu wird ED für alle veränderlichen Nutzungsklassen unterschätzt, was zu einer mittleren Abweichung dieses Strukturmaßes von 19,39% vom Referenzwert 1994 führt. Auch die Komplexität der Flächen (SHAPE_AM) wird im Mittel um 15,07% unterschätzt.

Betrachtet man die Abweichungen der einzelnen Klassen vom korrekten Flächenanteil (CA), so fällt auf, dass eine Unterschätzung des Referenzwertes in den Klassen auftritt, in denen der Flächenanteil zwischen 1990 und 1994 zunimmt (s. Abb. 21). Eine Abweichung nach oben tritt dagegen nur in den Klassen auf, für die eine Abnahme des Flächenanteils von 1990 bis 1994 zu verzeichnen ist. Die absolute Abweichung ist in der Klasse „Offenland“ am größten (2285,12 ha) und in der Klasse „Bebauung“ am geringsten (45,65 ha).

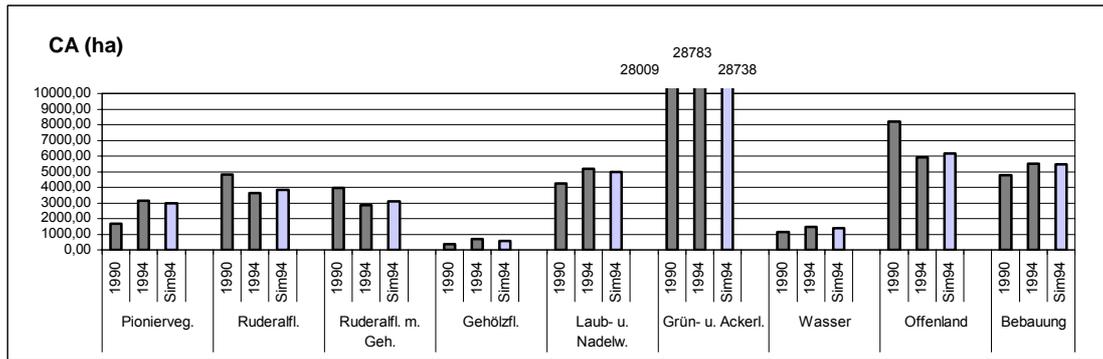


Abb. 21: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994

Die Anzahl an Patches (NP) wird für alle veränderlichen Klassen mit Ausnahme von „Pioniervegetation“ und „Bebauung“ durch das Modell überschätzt (s. Abb. 22). Besonders groß ist die Abweichung in den Klassen „Ruderalfläche“, „Offenland“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Grün- und Ackerland“, da hier die Anzahl an Patches zwischen 1990 und 1994 stark abnimmt. Dies ist auch in der Klasse „Bebauung“ der Fall, allerdings kommt es hier stattdessen zu einer minimalen Unterschätzung des Referenzwertes, weil durch den Flächenzuwachs in dieser Klasse einzelne Patches miteinander verbunden werden. In den Klassen „Pioniervegetation“ und „Gehölzfläche“ gelingt die Annäherung besonders gut, weil NP hier zwischen 1990 und 1994 ansteigt.

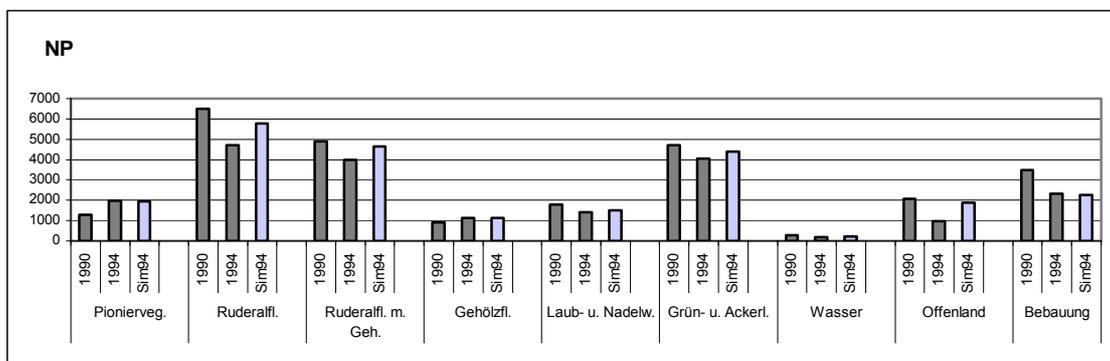


Abb. 22: Anzahl an Patches (NP) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994

Die Eckzellendichte (ED) wird generell unterschätzt (s. Abb. 23). Die absolute Abweichung ist in den Klassen „Grün- und Ackerland“, „Ruderalfläche“, „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Bebauung“ am größten. Für die Klasse „Wasser“ gelingt die Annäherung sehr gut. Die Abweichung beträgt hier nur 0,05 m/ha.

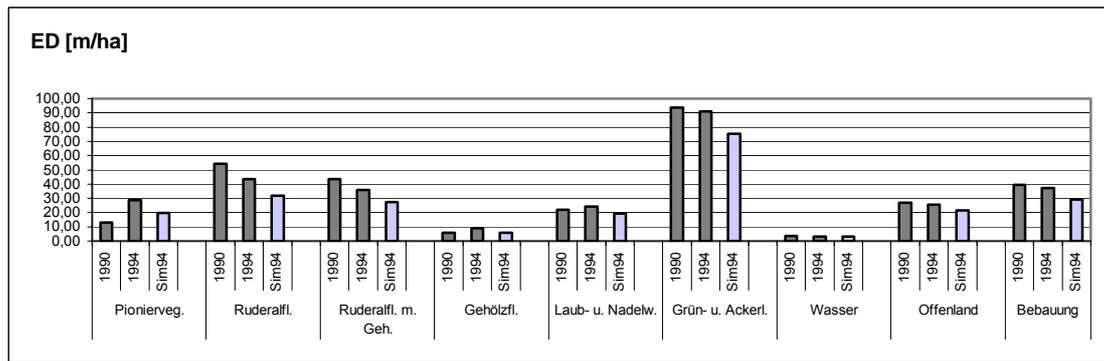


Abb. 23: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994

Ebenso wie ED wird auch die Komplexität der Formen (SHAPE_AM) grundsätzlich zu gering eingeschätzt (s. Abb. 24). Besonders stark ist die negative Abweichung vom Referenzwert in den Klassen „Pioniervegetation“ und „Offenland“.

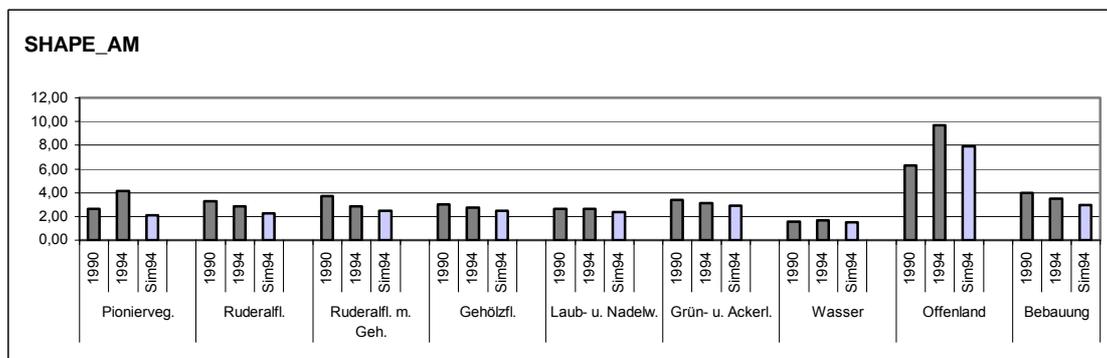


Abb. 24: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zu den Werten von 1990 und 1994

Beim Vergleich der ausgehend vom Landschaftszustand 1990 mit dem gekoppelten Landschaftsmodell I simulierten Habitateignungskarte 1994 (s. Karte 11 im Anhang) mit der statisch modellierten Habitateignungskarte 1994 stellt man fest, dass der über die Fläche der Landschaft gemittelte Habitateignungsindex durch die Simulation um 1,03% überschätzt wird (s. Tab. 4). Positive Abweichungen des Flächenanteils zeigen sich in den Habitateignungsklassen 0.23-0.33, 0.34-0.44, 0.78-0.88 und 0.89-1. Unterschätzt werden dagegen die Flächenanteile der Eignungsklassen 0-0.11, 0.12-0.22, 0.45-0.55, 0.56-0.66 und 0.67-0.77. Die größten prozentualen Abweichungen zeigen sich in den HSI-Klassen 0.12-0.22 und 0.89-1, wobei die absolute Abweichung in der Klasse der besten Habitateignung deutlich größer ist.

Tab. 4: Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) der Simulation 1994 (Sim94) im Vergleich zur statisch modellierten Habitateignung 1994

HSI-Klassen	Flächenanteil Sim1994 [ha]	Flächenanteil 1994 [ha]	proz. Abweichung	abs. Abweichung [ha]
0 - 0.11	10157,01	10445,34	-2,76%	-288,33
0.12 - 0.22	7,88	12,30	-35,93%	-4,42
0.23 - 0.33	852,09	824,39	3,36%	27,70
0.34 - 0.44	21627,32	21039,19	2,80%	588,13
0.45 - 0.55	13729,30	14087,64	-2,54%	-358,34
0.56 - 0.66	5710,87	6156,86	-7,24%	-445,99
0.67 - 0.77	2591,81	2760,26	-6,10%	-168,45
0.78 - 0.88	3284,29	3164,69	3,78%	119,60
0.89 - 1	2228,00	1697,90	31,22%	530,10
mittlerer HSI	0,4296	0,4252	1,03%	

7.2.2 Ergebnisse der Evaluation des gekoppelten Landschaftsmodells II

Als Ergebnis der Evaluation konnte ausgehend vom Vergleich der Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene festgestellt werden, dass durch das Landschaftsmodell II – wie auch durch das Landschaftsmodell I – die Anzahl an Patches (NP) und der Contagion-Index (CONTAG) überschätzt werden, während die Eckzellendichte (ED) und die Komplexität der Formen (SHAPE_AM) unterschätzt werden (s. Tab. 5, Karte 12 im Anhang). Dabei ist die Abweichung der Anzahl an Patches, der Eckzellendichte und des Contagion-Index beim Landschaftsmodell II deutlich geringer als beim Landschaftsmodell I. Die prozentuale Abweichung vom Formindex der Referenzkarte ist dagegen im Landschaftsmodell II unwesentlich größer.

Tab. 5: Prozentuale Abweichungen der für 1996 simulierten Landschaftsstrukturmaße NP (Anzahl der Patches), ED (Eckzellendichte), SHAPE_AM (Formindex) und CONTAG (Contagion-Index) von den Referenzwerten 1996 auf Landschaftsebene

	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	CONTAG [%]
Referenz 1996	22369	188,71	12,83	51,75
Simulation 1996	24263	169,71	12,31	52,48
Abweichung	8,47%	- 10,07%	- 4,09%	1,41%

Bei Betrachtung der prozentualen Abweichungen der Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene (s. Tab. 20) fällt auf, dass die mittlere Gesamtabweichung mit 9,36% geringer ist als beim Landschaftsmodell I (vgl. Kap. 7.2.1). Dabei werden die Flächenanteile der Klassen (CA) mit einer Genauigkeit von nahezu 99% vorhergesagt. Die mittlere Abweichung der Anzahl an Patches (NP) auf Klassenebene beträgt 10,47%. ED wird in allen Klassen unterschätzt, wobei sich eine mittlere Abweichung von 11,94% vom Referenzwert ergibt. Ebenso wird SHAPE_AM für alle Klassen mit Ausnahme von „Wasser“ unterbewertet (mittlere Abweichung 13,99%). Insgesamt fällt auf, dass die mittlere Abweichung aller Landschaftsstrukturmaße beim Landschaftsmodell II geringer ist als beim Landschaftsmodell I.

Besonders gut gelingt mit beiden Modellen die Annäherung an die Maße der Klasse „Wasser“ (s. Tab. 17 u. Tab. 20).

Anders als beim Landschaftsmodell I sind beim Landschaftsmodell II nicht in allen Klassen, in denen der Flächenanteil zwischen 1994 und 1996 abnimmt, positive Abweichungen vom erwarteten Flächenanteil (CA) feststellbar (s. Abb. 25). In der Klasse „Pioniervegetation“ wird die Abnahme des Flächenanteils zwischen 1994 und 1996 überschätzt, was zu einer negativen Abweichung von 1,98% führt (s. Tab. 21 im Anhang). Auch wird die Zunahme des Flächenanteils hier nicht, wie im Landschaftsmodell I, in allen Klassen unterschätzt. CA der Klasse „Laub- und Nadelwald“ steigt zwischen 1994 und 1996 an. Diese Zunahme wird durch das Landschaftsmodell II um 0,35% überschätzt. Die absolute Abweichung ist in der Klasse „Offenland“ am größten (92,73 ha) und in der Klasse „Grün- und Ackerland“ am geringsten (1,32 ha).

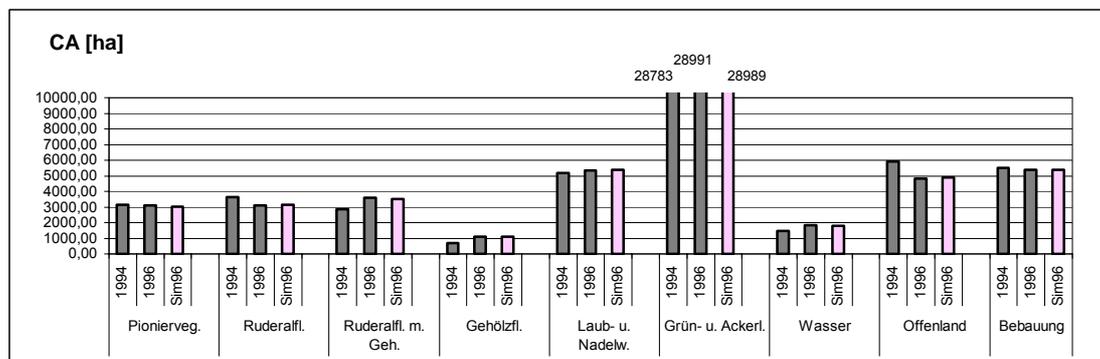


Abb. 25: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996

Die Anzahl an Patches (NP) wird für die Klassen „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Grün- und Ackerland“, „Offenland“ und „Bebauung“ überschätzt (s. Abb. 26). Für die Klassen „Gehölzfläche“, „Laub- und Nadelwald“ und „Wasser“ liegen die Werte dagegen unter denen der Referenzkarte. Die größte Abweichung ist in der Klasse „Ruderalfläche“ zu verzeichnen. Für die Klasse „Wasser“ gelingt die Annäherung an NP mit einer Abweichung von nur 12 Patches am besten.

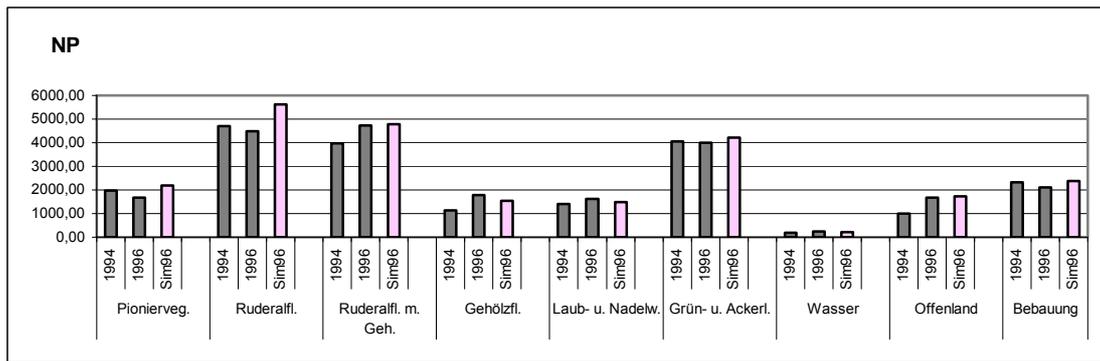


Abb. 26: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996

Die Eckzellendichte (ED) wird in allen Klassen unterschätzt (s. Abb. 27). Am größten ist die absolute Abweichung in der Klasse „Offenland“. Für Wasserflächen wird ED dagegen nahezu perfekt vorhergesagt mit einer absoluten Abweichung von nur 0,03 m/ha (s. Tab. 20).

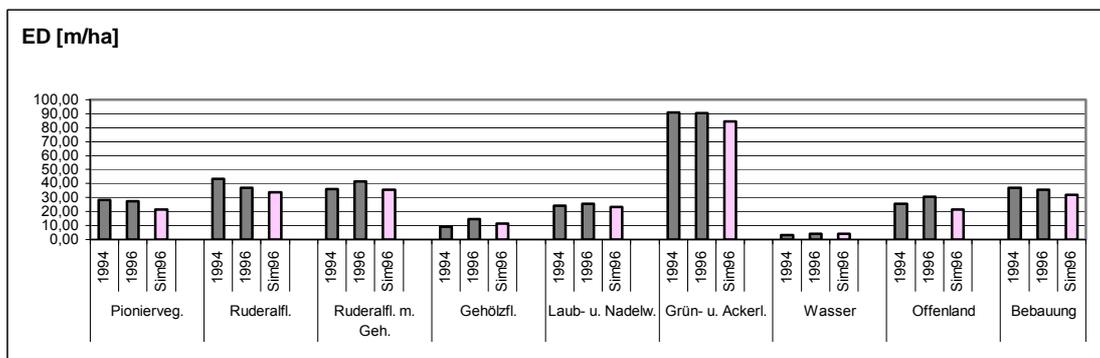


Abb. 27: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996

Der Formindex (SHAPE_AM) wird bis auf eine Ausnahme für alle Klassen unterschätzt (s. Abb. 28). Für die Klasse „Wasser“ liegt der aus dem Simulationsergebnis abgeleitete Wert um 0,01 über dem Referenzwert und zeigt somit die geringste absolute Abweichung. Die größten negativen Abweichungen zeigen sich in den Klassen „Offenland“ und „Pioniervvegetation“.

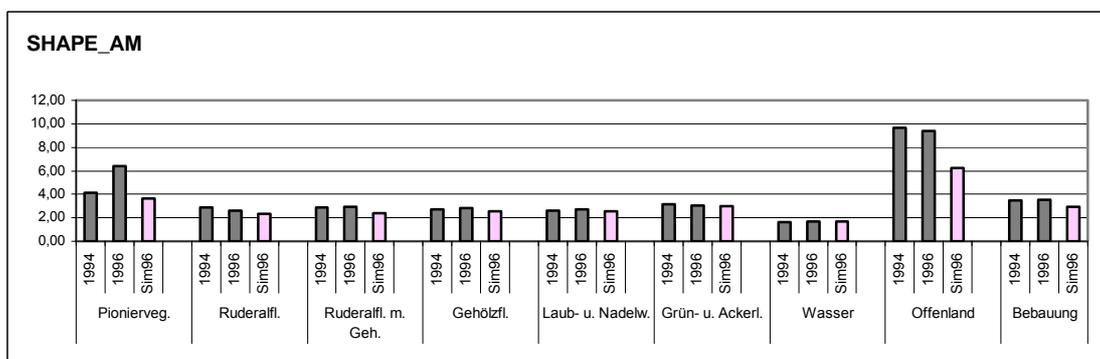


Abb. 28: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zu den Werten von 1994 und 1996

Die mit dem gekoppelten Landschaftsmodell II – ausgehend vom Landschaftszustand 1994 – simulierte Habitataignungskarte 1996 weicht im Mittel nur um 0,11% von der statisch modellierten Habitataignungskarte 1996 ab (s. Tab. 6, Karte 13 im Anhang). Bei den Habitataignungsklassen zeigen sich positive Abweichungen von der Referenz in den HSI-Klassen 0.23-0.33, 0.34-0.44, 0.78-0.88 und 0.89-1, während in den HSI-Klassen 0-0.11, 0.12-0.22, 0.45-0.55, 0.56-0.66 und 0.67-0.77 negative Abweichungen zu verzeichnen sind. Dabei weist die Habitataignungsklasse 0.89-1 mit 8,85% die größte prozentuale Abweichung auf. Absolut weicht der Flächenanteil in der Klasse 0.56-0.66 mit 224,72 ha am stärksten ab.

Tab. 6: Flächenanteile der Habitataignungsklassen und mittlerer Habitataignungswert (HSI) der Simulation 1996 (Sim96) im Vergleich zur statisch modellierten Habitataignung 1996

HSI-Klassen	Flächenanteil Sim1996 [ha]	Flächenanteil 1996 [ha]	proz. Abweichung	abs. Abweichung [ha]
0 - 0.11	10955,03	10963,64	0,08%	-8,61
0.12 - 0.22	12,84	13,48	4,73%	-0,64
0.23 - 0.33	849,97	822,35	3,36%	27,62
0.34 - 0.44	20869,92	20800,68	0,33%	69,24
0.45 - 0.55	13926,49	13960,61	0,24%	-34,12
0.56 - 0.66	6262,67	6487,39	3,46%	-224,72
0.67 - 0.77	2802,96	2831,12	0,99%	-28,16
0.78 - 0.88	2640,14	2592,64	1,83%	47,50
0.89 - 1	1868,55	1716,66	8,85%	151,89
mittlerer HSI	0,4207	0,4202	0,11%	

7.2.3 Interpretation der Evaluationsergebnisse

Aus der Evaluation der beiden Landschaftsmodelle (s. Kap. 7.2.1 u. 7.2.2) geht hervor, dass die Güte des Simulationsergebnisses sehr stark vom Landschaftsmuster der Ausgangsdaten abhängt. Die Annäherung an die Landschaftsstrukturmaße der Referenzkarte gelingt mit dem Landschaftsmodell II besser als mit dem Landschaftsmodell I, weil die Anzahl an Patches in der Landschaft zwischen 1994 und 1996 steigt, während sie zwischen 1990 und 1994 abnimmt. Diese Abnahme von NP ist mit dem Modell kaum steuerbar. Stattdessen werden bestehende Patches durch Übergänge getrennt oder einzelne Pixel bzw. kleine Pixelgruppen bei der Ausbreitung von Übergängen eingeschlossen (s. Kap. 6.3.3). Zum Teil liegt die Abweichung von NP aber auch in der hohen Sensitivität dieses Maßes begründet, das durch geringfügige Veränderungen in der räumlichen Anordnung von Zellen stark beeinträchtigt werden kann. So kann zum Beispiel die Position einer einzelnen Zelle darüber entscheiden, ob eine Fläche zusammenhängt oder in zwei eng beieinander liegende Flächen geteilt ist (vgl. SOARES-FILHO et al. 2002). Die Annäherung an das Maß NP auf Klassenebene gelingt in beiden Landschaftsmodellen für die Klassen besonders gut, in denen NP im simulierten Zeitabschnitt zunimmt. Generell werden durch beide Modelle die Eckzellendichte (ED) und der Formindex (SHAPE_AM) unterschätzt, während der Contagion-Index (CONTAG) überschätzt wird (vgl.

FLAMM & TURNER 1994). Dies ist darauf zurückzuführen, dass durch die nachbarschaftsabhängigen Expander-Übergänge bestehende Grenzen zwischen Landnutzungen geglättet werden, wodurch die Komplexität der Formen abnimmt und die Aggregation der Klassen (CONTAG) erhöht wird (s. Abb. 29). Da NP zwischen 1994 und 1996 ansteigt, wird im Landschaftsmodell II ein höherer Anteil an Übergängen von der Patcher-Funktion ausgeführt und die Nachbarschaftsabhängigkeiten der Expander-Funktion kann weniger hoch gewählt werden. Deshalb sind im Landschaftsmodell II die Abweichungen der Eckzellendichte (ED) und des Contagion-Index (CONTAG) geringer als im Landschaftsmodell I. Die Ursache für die starke Unterschätzung des Formindex auf Landschaftsebene im Landschaftsmodell II ist darin zu suchen, dass SHAPE_AM in der Klasse „Pioniervegetation“ zwischen 1994 und 1996 sehr stark ansteigt, während NP abnimmt (s. Abb. 28). Damit die Anzahl der Patches dieser Klasse bei der Simulation nicht weiter ansteigt, müssen hier – wie im Landschaftsmodell I – nachbarschaftsabhängige Expander-Übergänge stattfinden, durch die die Grenzen zwischen den Landnutzungen geglättet werden (vgl. Abb. 29) und die Komplexität der Formen abnimmt. Da „Offenland“ in der Landschaft im engen Zusammenhang mit „Pioniervegetation“ vorkommt, nimmt SHAPE_AM auch in dieser Klasse im Laufe der Simulation mit dem Landschaftsmodell II ab. Für die Klasse „Wasser“ gelingt die Annäherung an alle Landschaftsstrukturmaße am besten, weil die Klasse in der Landschaft der Ausgangsdaten die geringste Komplexität aufweist. Je höher ED und SHAPE_AM in der Referenzkarte liegen, desto größer ist die Unterschätzung durch das Modell.

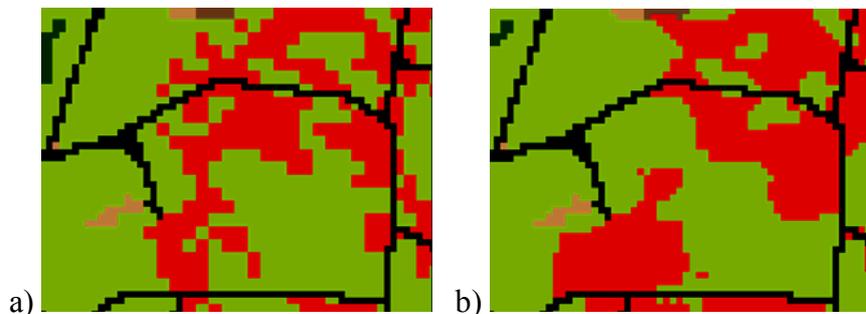


Abb. 29: Auswirkung nachbarschaftsabhängiger Expander-Übergänge: a) Ausgangszustand 1990, b) Simulation 1994 (Landschaftsmodell I)

Mithilfe der ermittelten und zeitlich interpolierten Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten ist mit dem Landschaftsmodell I (1990-1994) eine quantitative Genauigkeit von 95,73% und mit dem Landschaftsmodell II (1994-1996) eine quantitative Genauigkeit von 98,64% erreichbar. Da das Modell aber keine Sicherheit darüber bieten kann, ob die vorhergesagte Anzahl an durchzuführenden Übergängen tatsächlich erreicht wird, sondern lediglich einen Grenzwert festlegt (vgl. Kap. 8.4), kann sich die quantitative Ungenauigkeit durch verschiedene Faktoren erhöhen. Die Wahrscheinlichkeit, dass die vorhergesagte Anzahl an Übergängen tatsächlich

erreicht wird, ist umso höher, je mehr Eckzellen als Initialzellen zur Verfügung stehen, je größer die maximale Ausdehnung des Übergangs (*ClusterSize*) gewählt wurde, je mehr Nachbarzellen für eine Ausbreitung in Frage kommen (SPREADOPENINGS) und je geringer die Einschränkung eines Übergangs durch die Nachbarschaft ist.

Aufgrund der Tatsache, dass Übergänge sowohl von Nutzung *i* zu *j*, als auch von *j* zu *i* stattfinden, ist es jedoch auch möglich, dass die quantitative Genauigkeit – wie es beim Landschaftsmodell II der Fall ist – durch nicht ausgeführte Übergänge sogar höher eingeschätzt wird als erwartet. Dies gilt hier besonders für die Klasse „Gehölzfläche“, deren Flächenanteil mit höherer Genauigkeit simuliert wird als zu erwarten gewesen wäre. Vermutlich ist dies darauf zurückzuführen, dass ausgehend von „Gehölzfläche“ nicht alle Übergänge ausgeführt werden, weil die Anzahl an Eckzellen dieser flächenmäßig kleinen Klasse nur gering ist.

Ein genereller Grund dafür, dass mit dem Landschaftsmodell II eine höhere quantitative Genauigkeit erreicht wurde als mit dem Landschaftsmodell I, ist darin zu suchen, dass der Anteil nachbarschaftsunabhängiger Patcher-Übergänge im Landschaftsmodell II größer ist und die Nachbarschaftsabhängigkeiten der Expander-Übergänge meist geringer gewählt wurden, so dass die vorhergesagte Anzahl an Übergängen mit höherer Wahrscheinlichkeit erreicht werden konnte. Die maximal erreichbare quantitative Genauigkeit ist beim Landschaftsmodell II höher, weil der Fehler, der durch die zeitliche Interpolation der Übergangswahrscheinlichkeiten entsteht, in dem kürzeren Zeitabschnitt zwischen 1994 und 1996 geringer ist. Das Markov-Modell beschreibt keine lineare Veränderung, sondern der Systemzustand nähert sich asymptotisch einem Gleichgewichtszustand an (vgl. Kap. 2.2.3). Bei der zeitlichen Interpolation wird jedoch eine lineare Veränderung des Systemzustands zwischen 1990 und 1994 angenommen (s. Abb. 30). Die absolute Abweichung durch diesen Interpolationsfehler ist in den Klassen am größten, in denen die Veränderung des Flächenanteils im Zeitabschnitt sehr groß ist (im Landschaftsmodell I „Offenland“). Bei Klassen in denen nur geringe Änderungen des Flächenanteils auftreten, bleibt auch der Interpolationsfehler gering.

Im Landschaftsmodell I kommt es durch diesen Interpolationsfehler in den Klassen zu negativen Abweichungen vom korrekten Flächenanteil, in denen der Flächenanteil zwischen 1990 und 1994 zunimmt (s. Abb. 30). Positive Abweichungen treten dagegen nur in Klassen auf, für die eine Abnahme des Flächenanteils von 1990 bis 1994 zu verzeichnen ist (vgl. Abb. 21).

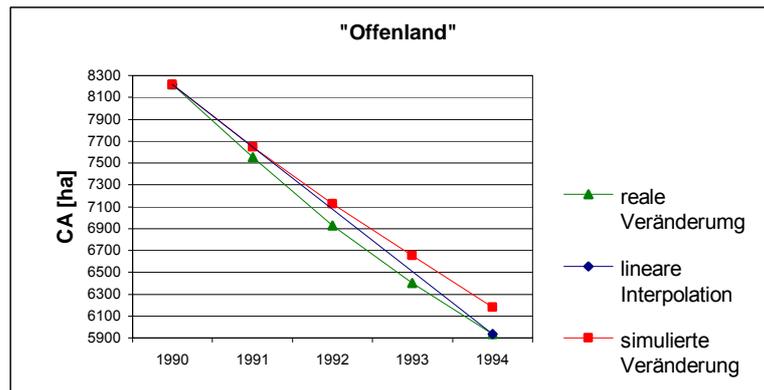


Abb. 30: Abweichung der simulierten Veränderung des Flächenanteils (CA) der Klasse „Offenland“ von der realen Veränderung durch zeitliche Interpolation im Landschaftsmodell I

Bei anderen Kurvenverläufen ist es auch möglich, dass eine Ab- bzw. Zunahme des Flächenanteils – wie in den Klassen „Pioniervegetation“ und „Laub- und Nadelwald“ im Landschaftsmodell II – durch den Interpolationsfehler überschätzt wird (s. Abb. 31).

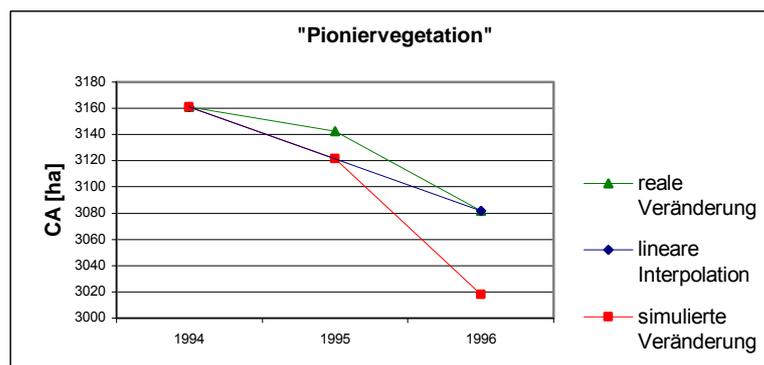


Abb. 31: Abweichung der simulierten Veränderung des Flächenanteils (CA) der Klasse „Pioniervegetation“ von der realen Veränderung durch zeitliche Interpolation im Landschaftsmodell II

Die Abweichungen der simulierten Habitateignung von der statisch modellierten gehen größtenteils auf quantitative Ungenauigkeiten des Modells zurück. Dabei ist vor allem die Überschätzung des Offenlandanteils durch das Landschaftsmodell entscheidend für die Überbewertung des mittleren HSI. Diese Abweichung wird in der HSI-Klasse 0.89-1 am deutlichsten. Aber auch die Unterschätzung der Flächenanteile von „Wasser“ und „Laub- und Nadelwald“, die als Bruthabitat ungeeignet sind, spielt bei der Überschätzung der Habitateignung eine wesentliche Rolle. Andere strukturelle Aspekte der Landschaft wirken sich nur bei der Klasse „Wasser“ auf die Habitateignung aus, da alle Nutzungen in der Umgebung von „Wasser“ aufgewertet werden. Diese Aufwertung ist dabei umso stärker, je mehr Wasserstellen in der Landschaft vorkommen bzw. je komplexer ihre Formen sind (mehr

Uferlinie). Die Tatsache, dass die Flächenanteile der HSI-Klassen 0.45-0.55, 0.56-0.66 und 0.67-0.77 in der Simulation unter denen der HSI-Karte 1990 liegen, könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Anzahl an Wasserflächen zwischen 1990 und 1994 in der Simulation zwar wie im realen Zeitabschnitt abnimmt, aber dabei neben dem Verschwinden von Wasserflächen keine neuen Flächen in direkter Umgebung von „Ruderalfläche“ und „Ruderalfläche mit Gehölzen“ entstehen. Im Landschaftszustand 1994 führt dies in der Umgebung zu einer Aufwertung, während den HSI-Klassen aber gleichzeitig durch Nutzungsänderungen Fläche entzogen wird. Die Abweichung in der Klasse 0.12-0.22 ist wahrscheinlich auf die Unterschätzung der Flächenzunahme an „Gehölzfläche“ zurückzuführen, da sich diese HSI-Klasse hauptsächlich aus „Gehölzflächen“ in unmittelbarer Nähe zu Straßen zusammensetzt.

7.3 Ergebnisse der Szenarien

Zur Auswertung der Szenarien der Landnutzung werden im Folgenden die Landschaftsstrukturmaße des Szenarios 1996 mit denen der Landnutzungskarte 1996 verglichen. Die Landschaftsstrukturmaße der Szenarien 2020a und 2020b werden untereinander und mit denen des Planungszustands 2020 verglichen. Zur Interpretation werden zusätzlich die für die unterschiedlichen Zeitabschnitte ermittelten Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten zu Hilfe genommen (s. Tab. 9 u. Tab. 10 im Anhang).

Die Szenarien der Habitataignung werden zur Auswertung den statisch modellierten Habitataignungskarten für 1996 bzw. dem Planungszustand 2020 gegenübergestellt.

7.3.1 Szenario 1996

Wie schon bei der Evaluation festgestellt wurde, werden die Eckzellendichte (ED) und der Formindex (SHAPE_AM) durch das Modell I unterschätzt (vgl. Kap. 7.2.1). So ist es nicht überraschend, dass die Werte für ED und SHAPE_AM auf Landschaftsebene im Szenario 1996 unter den Werten des Zustands 1996 liegen (s. Abb. 32, vgl. Tab. 23 u. Tab. 24 im Anhang). Der Contagion-Index (CONTAG) wird durch das Modell überschätzt, weshalb der Wert im Szenario über dem des realen Zustands liegt. Die Anzahl an Patches (NP) in der Landschaft wird durch das Modell ebenfalls überschätzt. Im Szenario 1996 ist NP jedoch niedriger als im realen Zustand 1996, weil das Landschaftsmodell I wenig komplexe Übergänge ausführt, um sich der abnehmenden Tendenz der Anzahl an Patches zwischen 1990 und 1994 anzunähern. Im zweiten Entwicklungsabschnitt (1994-1996) erhöht sich NP dagegen, insbesondere deshalb,

weil die großen Offenlandflächen durch das vermehrte Auftreten von Vegetation infolge von Sukzession und Rekultivierungsmaßnahmen zerschnitten werden (vgl. Karte 14 im Anhang).

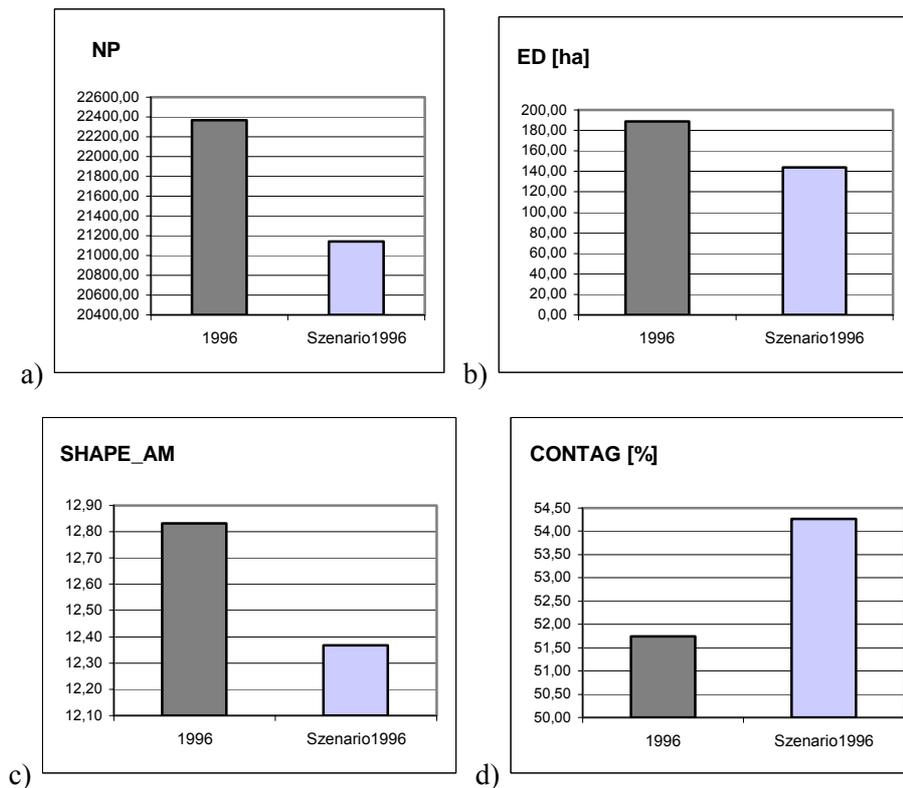


Abb. 32: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996: a) Anzahl an Patches (NP), b) Eckzellendichte (ED), c) Formindex (SHAPE_AM) und d) Contagion-Index (CONTAG)

Die Auswirkungen des stärker durch Sukzession geprägten Entwicklungsabschnitts zwischen 1990 und 1994 zeigen sich darin, dass die Flächenanteile (CA) von „Offenland“ und „Pioniervegetation“ im Szenario höher sind als im realen Zustand 1996 (s. Abb. 33). Die Tatsache, dass die Flächenanteile der Klassen „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ im Szenario unter denen des realen Zustands 1996 liegen, sind zum Teil darauf zurückzuführen, dass im Zeitabschnitt zwischen 1994 und 1996 – anders als zwischen 1990 und 1994 – im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen Anpflanzungen durchgeführt wurden. Die Zunahme an „Ruderalfläche mit Gehölzen“ geht in 1994 und 1996 aber auch auf „Ruderalfläche“ zurück, was darauf schließen lässt, dass auch Sukzessionsprozesse hier eine Rolle spielen (vgl. LAUSCH 2000). Der Anteil an „Ruderalfläche“ ist im Szenario höher, weil die Änderungsrate dieser Klasse zwischen 1990 und 1994 kleiner ist als zwischen 1994 und 1996 und im ersten Zeitabschnitt ein großer Zuwachs aus den Klassen „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ zu verzeichnen ist, der auf anthropogene Eingriffe oder Fehlzurechnungen bei der Klassifikation zurückzuführen sein könnte. Der im Vergleich zum realen Zustand 1996 niedrigere Wasseranteil im Szenario ist dadurch zu erklären, dass – anders als im ersten Zeitabschnitt – zwischen 1994 und 1996 vermehrt Vernässungen infolge von

Grundwasseranstieg auftraten. Der höhere Flächenanteil der Klasse „Bebauung“ im Szenario rührt daher, dass der Trend der Urbanisierung zwischen 1990 und 1994 fortgesetzt wurde. Zwischen 1994 und 1996 war dagegen sogar eine leichte Abnahme des Bebauungsanteils zu verzeichnen, weil für das Jahr 1994 neben bebauten Flächen auch Bereiche der Umwidmung als Klasse „Bebauung“ ausgewiesen waren (LAUSCH 2000). Der Flächenanteil der Klasse „Grün- und Ackerland“ ist im Szenario unwesentlich höher als im realen Zustand 1996, weil er zwischen 1990 und 1994 eine Zunahme zu verzeichnen hat, zwischen 1994 und 1996 aber abnimmt. Die geringe Abweichung in der Klasse „Laub- und Nadelwald“ ist lediglich auf Modellgenauigkeiten zurückzuführen.

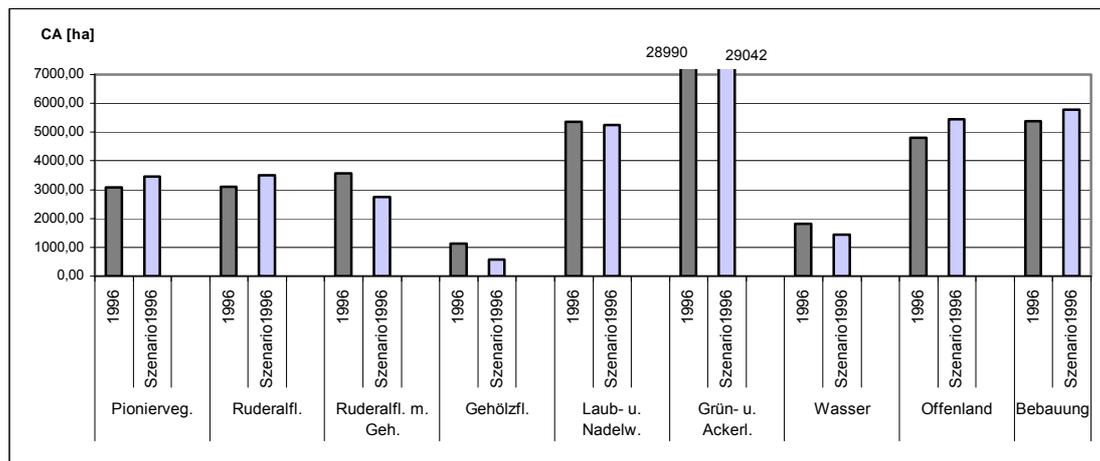


Abb. 33: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996

Die Anzahl an Patches (NP) liegt in der Klasse „Pioniervvegetation“ im Szenario 1996 vermutlich deshalb über dem Wert des Zustands 1996 (s. Abb. 34), weil im Szenario auch der Flächenanteil dieser Klasse höher ist. Die negativen Abweichungen von NP im Szenario 1996 im Vergleich zum realen Zustand 1996 in den Klassen „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Gehölzfläche“ und „Laub- und Nadelwald“ könnten auf Anpflanzungen im Zeitabschnitt 1994-96 zurückzuführen sein, die zu einer Erhöhung der Anzahl an Patches in diesen Klassen beigetragen haben. Da es im zweiten Zeitabschnitt vermehrt zu Vernässungen durch Grundwasseranstieg kam, ist die Anzahl an Wasserflächen im realen Zustand 1996 höher als im Szenario. In der Klasse „Offenland“ liegt NP im Szenario noch über dem Wert des Landschaftszustands 1996, weil es im Offenlandbereich zu Zerschneidungen vor allem durch Übergänge zu „Pioniervvegetation“ (Sukzession) kam. Da ein großer Teil dieser Übergänge durch die nachbarschaftunabhängige Patcher-Funktion ausgeführt wird, ist die Fragmentierung der Ursprungsfläche („Offenland“) recht hoch. Die positive Abweichung von NP der Klasse „Ruderalfläche“ im Szenario ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass sich diese Klasse hauptsächlich aus komplexen, häufig linienhaften Patches zusammensetzt, die durch Übergänge schnell getrennt werden (vgl. Abb. 17), was dann zu einer Zersplitterung führt. In den Klassen

„Grün- und Ackerland“ und „Bebauung“ ist NP im Szenario 1996 geringer ist als im realen Zustand 1996, weil durch die Zunahme des Flächenanteils in diesen Klassen bestehende Patches verbunden wurden.

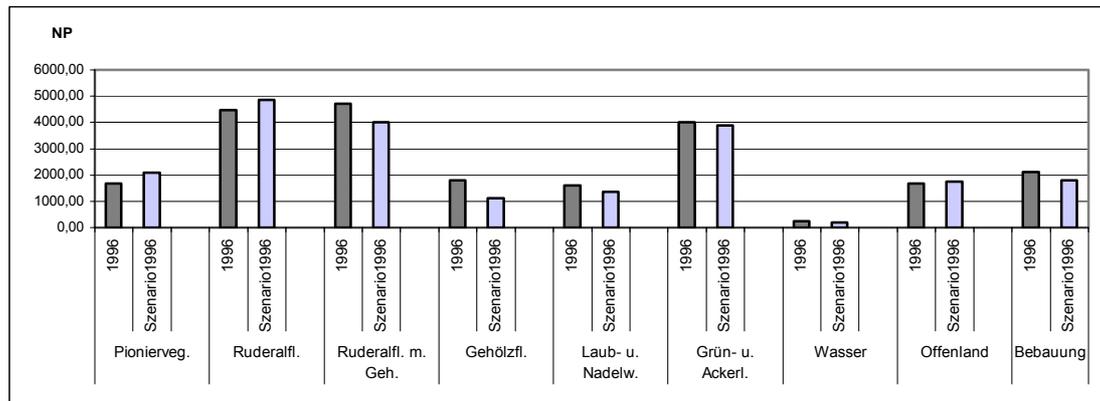


Abb. 34: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996

Die Eckzellendichte (ED) ist im Szenario 1996 in allen Klassen niedriger als im realen Zustand 1996, weil sie durch das Modell unterbewertet wird (s. Abb. 35). Dabei entspricht die Trendumkehrung zwischen erstem und zweitem Zeitabschnitt in den Klassen „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Offenland“ der von NP und hat somit wahrscheinlich dieselbe Ursache.

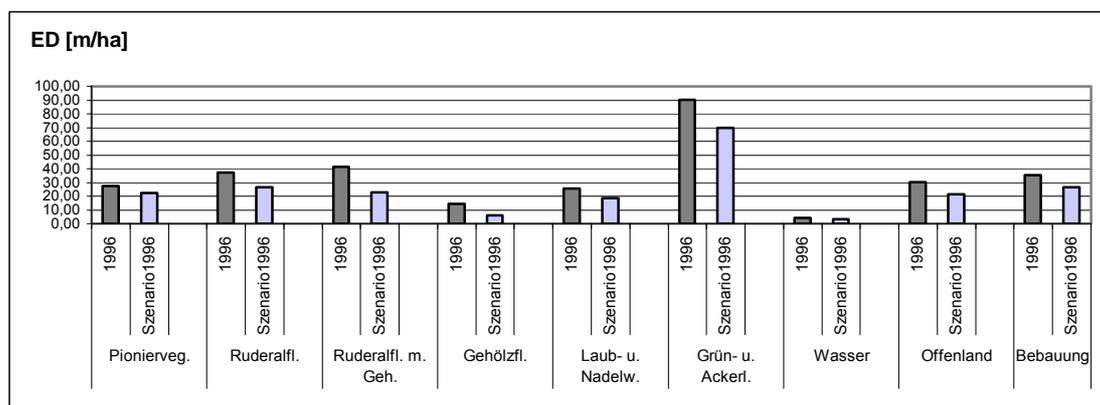


Abb. 35: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996

Ebenso wie bei ED sind auch die im Vergleich zum realen Zustand negativen Abweichungen von SHAPE_AM (über die Fläche gemittelter Formindex) im Szenario 1996 auf eine Unterbewertung durch das Modell zurückzuführen (s. Abb. 36). Bei „Wasser“ ist diese Abweichung am geringsten, weil diese Klasse auch im realen Zustand nur wenig komplexe Formen aufweist. Die besonders große Abweichung in der Klasse „Pionierv egetation“ ist dagegen darauf zurückzuführen, dass diese Klasse in der Landschaft zunehmend komplexe Formen aufweist, die mit dem Modell nicht simuliert werden können (s. Kap. 7.2.3).

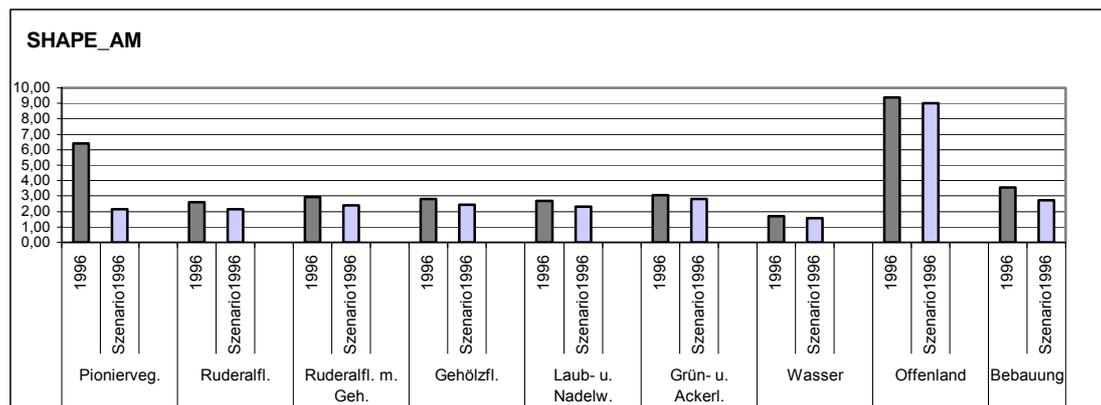


Abb. 36: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen im Szenario 1996 und im realen Zustand 1996

Im Szenario der Habitategnung 1996 ist der mittlere Habitategnungswert um 0,74% höher als im realen Zustand 1996 (s. Tab. 7, vgl. Karte 15 im Anhang). Dabei bewirken die geringeren Anteile an „Laub- und Nadelwald“ und „Wasser“ im Szenario der Landnutzung 1996, dass der Anteil an ungeeigneter Fläche (HSI-Klasse 0-0.11) im Szenario der Habitategnung 1996 geringer ist als im realen Zustand 1996. Der im Vergleich zum realen Zustand geringere Flächenanteil der HSI-Klasse 0.12-0.22 ist auf den geringeren Anteil an „Gehölzfläche“ entlang von Straßen zurückzuführen. Der im Szenario höhere Anteil an „Bebauung“ wirkt sich hingegen leicht positiv auf den Flächenanteil der HSI-Klasse 0.23-0.33 und zusammen mit dem höheren Anteil an „Grün- und Ackerland“ auch auf den der HSI-Klasse 0.34-0.44 aus. In den HSI-Klassen 0.45-0.55, 0.56-0.66 und 0.67-0.77 bewirkt die geringere Anzahl an Wasserflächen im Szenario vermutlich die negativen Abweichungen, weil so der aufwertende Effekt auf die Umgebung ausbleibt. Da der Anteil an „Pioniervegetation“ und „Offenland“ im Szenario noch größer ist als im Zustand 1996, ist auch der Flächenanteil der HSI-Klasse 0.78-0.88 im Szenario höher.

Tab. 7: Flächenanteile der Habitategnungsklassen und mittlerer Habitategnungswert (HSI) des Szenarios 1996 im Vergleich zur statisch modellierten Habitategnung 1996

HSI-Klassen	Flächenanteil Szen.96 [ha]	Flächenanteil 1996 [ha]
0 - 0.11	10457,49	10963,64
0.12 - 0.22	9,10	13,48
0.23 - 0.33	895,00	822,35
0.34 - 0.44	21876,02	20800,68
0.45 - 0.55	13602,29	13960,61
0.56 - 0.66	5669,36	6487,39
0.67 - 0.77	2656,90	2831,12
0.78 - 0.88	3026,26	2592,64
0.89 - 1	1996,13	1716,66
mittlerer HSI	0,4233	0,4202

7.3.2 Szenarien 2020a und 2020b

Die Anzahl an Patches (NP) auf Landschaftsebene ist im Szenario 2020b deshalb höher als im Szenario 2020a, weil die Patcher-Funktion einen größeren Anteil an Übergängen ausführt und die Nachbarschaftsabhängigkeiten der Expander-Funktion im Landschaftsmodell II geringer sind als im Landschaftsmodell I (s. Abb. 37, vgl. Tab. 25, Tab. 26, Tab. 27, Tab. 28, Karte 16 u Karte 18 im Anhang). Aus demselben Grund ist auch die Eckzellendichte (ED) in der Landschaft des Szenarios 2020b höher als im Szenario 2020a und der Contagion-Index (CONTAG) ist geringer. An dem höheren Formindex (SHAPE_AM) im Szenario 2020a sind vor allem die Klassen „Pioniervegetation“ und „Offenland“ beteiligt (vgl. Abb. 41).

Im Planungszustand 2020 liegt die Anzahl an Patches (NP) in der Landschaft zwischen den Werten der beiden Szenarien. Die Eckzellendichte (ED) ist dagegen in beiden Szenarien niedriger als im Planungszustand, weil dieses Maß durch beide Modelle stark unterschätzt wird (vgl. Kap. 7.2.1). Obwohl auch der Formindex (SHAPE_AM) unterschätzt wird, weist der Planungszustand dennoch einen noch geringeren Wert auf. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Karte des Planungszustands 2020 zum Teil aus einer Vektorkarte hervorgeht und nicht nur auf Basis von Satellitendaten entstand (vgl. Kap. 5.4). So sind die Grenzen zwischen den verschiedenen Nutzungen meist glatter und die Formen daher weniger komplex. Der Contagion-Index (CONTAG) wird dagegen durch beide Modelle überbewertet (vgl. Kap. 7.2.1), weshalb der Wert des Planungszustands deutlich niedriger liegt als in den beiden Szenarien.

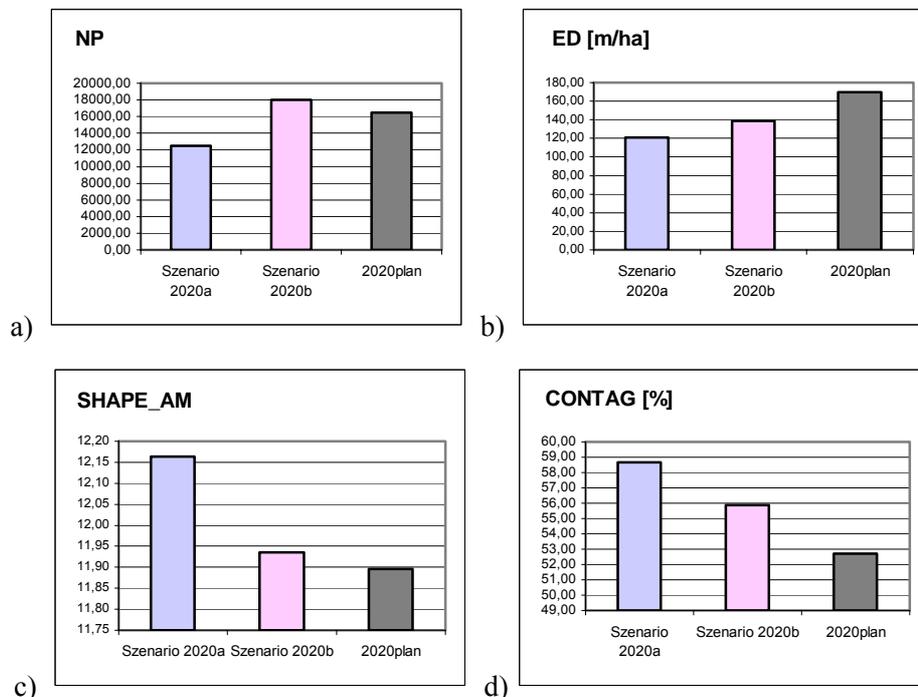


Abb. 37: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020 (2020plan): a) Anzahl an Patches (NP), b) Eckzellendichte (ED), c) Formindex (SHAPE_AM) und d) Contagion-Index (CONTAG)

Der Flächenanteil (CA) an „Pioniervegetation“ ist im Szenario 2020a deshalb höher als im Szenario 2020b und im Planungszustand 2020 (s. Abb. 38), weil „Offenland“ zwischen 1990 und 1994 hauptsächlich in „Pioniervegetation“ übergeht (Sukzession). Zwischen 1994 und 1996 geht „Offenland“ dagegen hauptsächlich in „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Gehölzfläche“ und „Wasser“ über (Rekultivierung und Vernässung), wodurch sich die höheren Anteile dieser Klassen im Szenario 2020b erklären. Allerdings geht ein großer Teil des Zuwachses an „Ruderalfläche mit Gehölzen“ im zweiten Zeitabschnitt auch von „Ruderalfläche“ und „Pioniervegetation“ aus und der Zuwachs an „Gehölzfläche“ geht zum Teil auf „Ruderalfläche“ und „Ruderalfläche mit Gehölzen“ zurück, was darauf schließen lässt, dass die Sukzession auch hier weiter fortschreitet. Die Zunahme an „Wasser“ geht in beiden Szenarien hauptsächlich von „Offenland“ aus und ist auf Vernässungen infolge von Anhebungen des Grundwasserspiegels zurückzuführen. Zwischen 1994 und 1996 ist diese Zunahme jedoch größer, weshalb der Anteil an „Wasser“ im Szenario 2020b größer ist, als im Szenario 2020a. Der im Vergleich zu beiden Szenarien höhere Flächenanteil der Klasse „Wasser“ im Planungszustand ist dagegen auf Flutungen der Tagebaurestlöcher zurückzuführen. Obwohl der Anteil an „Offenland“ zwischen 1990 und 1994 weniger stark abnimmt als zwischen 1994 und 1996, ist er dennoch im Szenario 2020b höher als im Szenario 2020a, weil im Landschaftsmodell II der Zuwachs an „Offenland“ aus anderen Klassen – insbesondere „Pioniervegetation“, „Gehölzfläche“ und „Ruderalfläche“ – größer ist. Dies ist auf Arbeiten zur Bodenverbesserung im Zuge land- und forstwirtschaftlicher Rekultivierung bzw. Maßnahmen der Standortsicherung der Kippenflächen zu erklären, die zwischen 1994 und 1996 zu einer Zerstörung bereits etablierter Sukzessionsvegetation führten (LAUSCH 2000). Im Planungszustand ist der Offenlandanteil höher als in beiden Szenarien, weil die digitalisierte Planung mit dem Zustand 1996 verschnitten wurde, so dass unbeplante Offenlandbereiche unverändert sind. Der größere Flächenanteil der Klasse „Laub- und Nadelwald“ im Szenario 2020b ist durch den größeren Zuwachs dieser Klasse ausgehend von „Grün- und Ackerland“, „Gehölzfläche“ und „Ruderalfläche mit Gehölzen“ im zweiten Zeitabschnitt zu erklären. Im Szenario 2020a hat der Waldanteil im Vergleich zum Zustand 1994 dagegen sogar abgenommen, obwohl die Tendenz zwischen 1990 und 1994 steigend war. Dies ist dadurch zu erklären, dass der Flächenanteil der Klasse „Ruderalfläche mit Gehölzen“, von der der Zuwachs an „Laub- und Nadelwald“ im ersten Zeitabschnitt größtenteils ausgeht, stark abnimmt, während sich Übergänge ausgehend von „Laub- und Nadelwald“ weiter fortsetzen. Im Planungszustand ist der Waldanteil aufgrund der geplanten Anpflanzungsmaßnahmen höher als in beiden Szenarien. Der Anteil an „Bebauung“ ist im Szenario 2020b geringer als im Szenario 2020a und im Planungszustand, weil für 1994 neben bebauten Flächen auch Bereiche der Umwidmung als „Bebauung“ ausgewiesen wurden (LAUSCH 2000). Dies führte zwischen 1994 und 1996 zu einer leichten Abnahme des Bebauungsanteils, während zwischen 1990 und 1994 aufgrund von Urbanisierungsprozessen

eine leichte Zunahme zu verzeichnen ist. Dadurch, dass die Änderungsrate der Klasse „Grün- und Ackerland“ im zweiten Zeitabschnitt etwas höher ist als im ersten, der Flächenzuwachs ausgehend von „Offenland“ aber geringer ist, erklärt es sich, dass der Flächenanteil von „Grün- und Ackerland“ im Szenario 2020b niedriger ist als im Szenario 2020a. Dies ist vermutlich auf die Durchführung von Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung im ersten Zeitabschnitt zurückzuführen.

Durch nicht ausgeführte Übergänge kommt es in beiden Szenarien zu quantitativen Fehlern. Dies gilt vor allem für die Klasse mit dem geringsten Flächenanteil („Gehölzfläche“), weil hier die Anzahl an potentiellen Initialzellen (Eckzellen) für einen Expander-Übergang sehr gering ist (vgl. Kap. 8.2.2). An dem Trend der Unterschiede zwischen 2020a und 2020b ändert sich dadurch jedoch nichts.

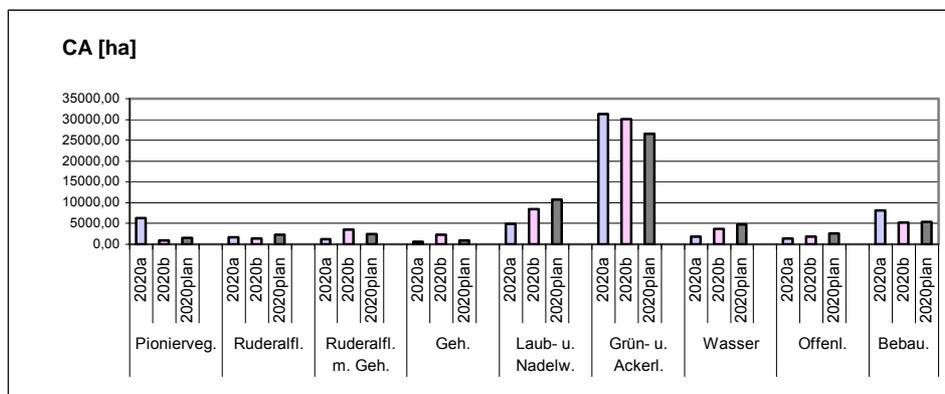


Abb. 38: Flächenanteile (CA) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020

Die Anzahl an Patches (NP) von „Pioniervegetation“ und „Offenland“ ist in Szenario 2020a höher als im Szenario 2020b (s. Abb. 39), weil im Landschaftsmodell I vor allem die Patcher-Übergänge von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ zu einer Zersplitterung des „Offenlands“ führen, wobei NP in beiden Klassen erhöht wird. In der Klasse „Pioniervegetation“ ist NP im Szenario 2020a zudem deshalb höher als im Planungszustand und im Szenario 2020b, weil auch der Flächenanteil höher ist. Im Szenario 2020b führte die Abnahme des Offenlandanteils nicht zu einer Zersplitterung, weil im Landschaftsmodell II – anders als im Landschaftsmodell I – keine nachbarschaftsunabhängigen Patcher-Übergänge von „Offenland“ ausgehen. So ist NP dieser Klasse im Szenario 2020b niedriger als im Szenario 2020a und im Planungszustand. Die Anzahl an Patches der Klassen „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Gehölzfläche“ und „Laub- und Nadelwald“ liegt im Szenario 2020a unter den Werten des Szenarios 2020b und des Planungszustands 2020, weil im Szenario 2020a auch die Flächenanteile dieser Klassen geringer sind. In den Klassen „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ ist NP im Szenario 2020b zudem höher als im Szenario 2020a und im

Planungszustand, weil im Landschaftsmodell II die Nachbarschaftsabhängigkeiten geringer sind und Patcher-Übergänge zu „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ stattfinden. Die Flächenzunahmen in den Klassen „Grün- und Ackerland“ und „Bebauung“ führten im Szenario 2020a zu einem Zusammenwachsen von Patches wodurch die negativen Abweichungen in diesen Klassen vom Szenario 2020b und dem Planungszustand zu erklären sind. Bei Betrachtung der Werte der Klasse „Wasser“ fällt auf, dass NP im Planungszustand geringer ist als in den beiden Szenarien, obwohl der Flächenanteil höher ist (vgl. Abb. 38). Im Planungszustand 2020 existieren also weniger, dafür aber größere Wasserstellen.

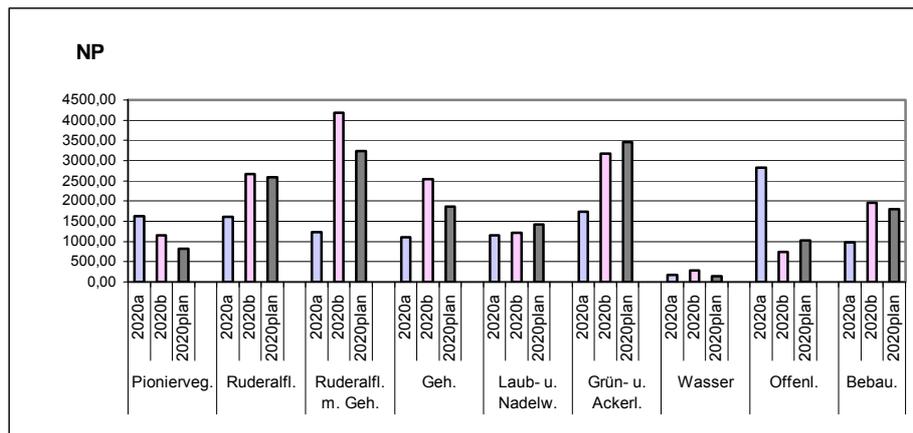


Abb. 39: Anzahl der Patches (NP) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020

Der Planungszustand weist in nahezu allen Klassen höhere Eckzellendichten (ED) auf als die beiden Szenarien (s. Abb. 40), was auf die Unterschätzung dieses Maßes durch die beiden Modelle zurückzuführen ist (vgl. Kap. 7.2.1 u. Kap. 7.2.2). Im Szenario 2020a ist ED in den Klassen „Pioniervegetation“ und „Offenland“ aus demselben Grund höher als im Szenario 2020b und im Planungszustand wie NP. Durch die Ausführung von nachbarschafts-unabhängigen Patcher-Übergängen zu „Pioniervegetation“ kommt es zu einer Zerschneidung von „Offenland“, wobei auch neue Patches der Klasse „Pioniervegetation“ entstehen und sich die Eckzellendichte in beiden Klassen erhöht. Die im Vergleich zum Szenario 2020b höhere Eckzellendichte der Klasse „Bebauung“ im Szenario 2020a ist dadurch zu erklären, dass der Flächenanteil dieser Klasse im Szenario 2020a größer ist (vgl. Abb. 38). In der Klasse „Wasser“ weicht die Eckzellendichte im Szenario 2020b vom Planungszustand und dem Szenario 2020a deshalb nach oben ab, weil im Vergleich zum Szenario 2020a der Flächenanteil höher ist und im Vergleich zum Planungszustand die Anzahl an Patches größer ist (vgl. Abb. 39).

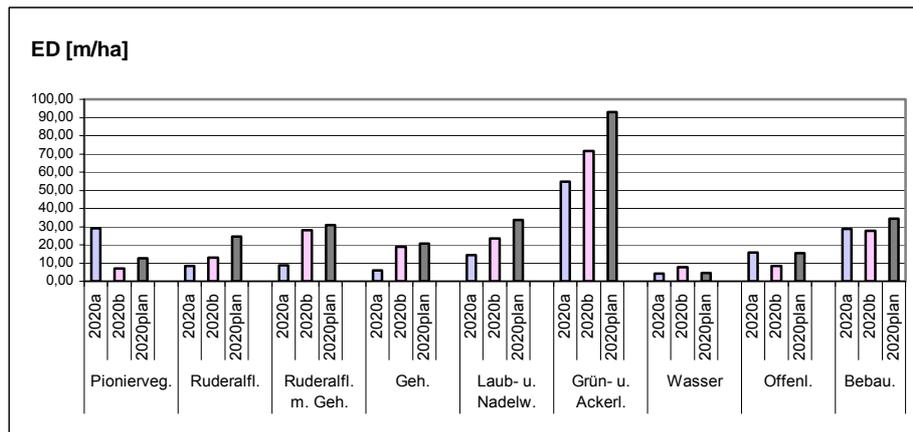


Abb. 40: Eckzellendichte (ED) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020

Obwohl die Komplexität der Formen (SHAPE_AM) durch beide Landschaftsmodelle unterschätzt wird (s. Kap. 7.2.1), ist SHAPE_AM nur in den Klassen „Ruderalfläche“, „Laub- und Nadelwald“, „Grün- und Ackerland“, „Offenland“ und „Bebauung“ im Planungszustand höher als in den beiden Szenarien (s. Abb. 41). Weil die Nachbarschaftsabhängigkeiten der Expander-Funktion im Landschaftsmodell II geringer sind und der Anteil an Übergängen, der durch die Patcher-Funktion ausgeführt wird, höher ist, ist die Komplexität der Formen im Szenario 2020b in allen Klassen mit Ausnahme von „Pioniervegetation“ und „Offenland“ größer als im Szenario 2020a. Bei den Klassen „Pioniervegetation“ und „Offenland“ ist die höhere Komplexität im Szenario 2020a auf die Patcher-Übergänge von „Offenland“ zu „Pioniervegetation“ und „Gehölzfläche“ zurückzuführen. Zudem ist der Flächenanteil der Klasse „Pioniervegetation“ im Szenario 2020a höher. Der Formindex der Klasse „Gehölzfläche“ ist deshalb im Szenario 2020a höher als im Szenario 2020b und im Planungszustand, weil im Landschaftsmodell I die Anzahl an Zellen, zu denen sich ein Patcher-Übergang zu „Gehölzfläche“ ausbreiten kann, geringer ist, als es im Landschaftsmodell II der Fall ist (s. Tab. 12 u. Tab. 14). In der Klasse „Ruderalfläche mit Gehölzen“ ist die leichte positive Abweichung des SHAPE_AM im Szenario 2020a gegenüber dem Planungszustand vermutlich auf nachbarschaftsunabhängige Patcher-Übergänge von „Ruderalfläche mit Gehölzen“ zu „Gehölzfläche“ zurückzuführen. Im Szenario 2020b ist diese Abweichung durch die Ausführung von Patcher-Übergängen von „Pioniervegetation“ und „Ruderalfläche“ zu „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und auch von „Ruderalfläche mit Gehölzen“ zu „Gehölzfläche“ höher als im Planungszustand und im Szenario 2020a. Bei der Klasse „Wasser“ sind die Formen im Szenario 2020b durch die von den Eckzellen ausgehenden Übergänge komplexer als im Planungszustand. Im Vergleich zum Szenario 2020a ist zudem der Flächenanteil dieser Klasse größer und es existieren mehr größere Patches, wodurch der Formindex von „Wasser“ im Szenario 2020b höher liegt als im Planungszustand und im Szenario 2020a.

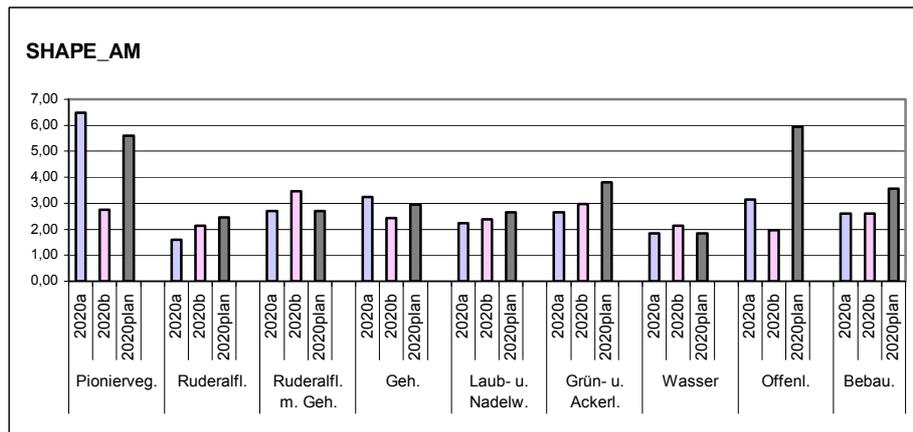


Abb. 41: Formindex (SHAPE_AM) der Nutzungsklassen in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020

Der mittlere Habitateignungswert ist im Szenario der Habitateignung 2020a um 9,46% höher als im Szenario 2020b. Im Planungszustand ist der mittlere Habitateignungswert um 19,43% niedriger als im Szenario 2020a und um 9,11% niedriger als im Szenario 2020b (s. Tab. 8, vgl. Karte 17 u. Karte 19 im Anhang).

Weil der Anteil an „Wasser“ und „Laub- und Nadelwald“ im Szenario 2020b sehr viel größer ist als im Szenario 2020a, ist auch der Flächenanteil der HSI-Klasse 0-0.11 im Szenario der Habitateignung 2020b größer als im Szenario 2020a. Der Planungszustand weist in dieser HSI-Klasse aufgrund der geplanten Rekultivierungsmaßnahmen (Anpflanzungen und Flutungen) einen deutlich höheren Wert auf. Die Unterschiede in den HSI-Klassen 0.23-0.33, 0.34-0.44 und 0.45-0.55 sind im Wesentlichen auf die unterschiedlichen Flächenanteile der Klassen „Grün- und Ackerland“ und „Bebauung“ zurückzuführen. Im Szenario 2020a sind die Anteile dieser beiden Nutzungen im Vergleich zum Szenario 2020b und dem Planungszustand am höchsten und deshalb ist auch der Flächenanteil mit Eignungswerten zwischen 0.23 und 0.55 im Szenario 2020a am höchsten. Der höhere Anteil an „Grün- und Ackerland“ wirkt sich am deutlichsten in der HSI-Klasse 0.34-0.44 aus. In der HSI-Klasse 0.45-0.55 ist der Flächenanteil im Szenario 2020b etwas geringer als im Planungszustand, was vermutlich auf den im Vergleich zum Planungszustand niedrigeren Anteil der Klasse „Bebauung“ zurückzuführen ist. Die Anzahl an kleinen Wasserstellen, die die Umgebung aufwerten, ist in beiden Szenarien höher als im Planungszustand, was sich am deutlichsten in einem höheren Flächenanteil der HSI-Klassen 0.56-0.66, 0.67-0.77 und 0.78-0.88 zeigt. Im Planungszustand ist dagegen der Flächenanteil der Klasse „Wasser“ bei etwas geringerer NP höher als in beiden Szenarien, so dass mehr Fläche als Habitat verloren geht. Da im Szenario 2020b mehr Wasserstellen vorkommen als im Szenario 2020a, sind die Flächenanteile der HSI-Klassen 0.56-0.66 und 0.67-0.77 in diesem Szenario höher als im Szenario 2020a. Die Abweichung vom Planungszustand ist im Szenario 2020a in der Klasse 0.56-0.66 geringer, da der Anteil an „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“, die einen Großteil dieser HSI-Klasse

ausmachen, im Szenario 2020a geringer ist als im Planungszustand 2020. Der Flächenanteil der HSI-Klasse 0.78-0.88 ist dagegen im Szenario 2020a größer als im Szenario 2020b, weil der Anteil an „Pioniervegetation“ hier größer ist. Der Flächenanteil der HSI-Klasse 0.89-1 ist im Planungszustand am höchsten, da hier der Anteil an „Offenland“ am größten ist. Im Szenario 2020a ist der Flächenanteil dieser HSI-Klasse daher am geringsten.

Tab. 8: Flächenanteile der Habitateignungsklassen und mittlerer Habitateignungswert (HSI) in den Szenarien 2020a, 2020b und im Planungszustand 2020 (2020plan)

HSI-Klassen	Flächenanteil Szen.2020a [ha]	Flächenanteil Szen.2020b [ha]	Flächenanteil 2020plan [ha]
0 - 0.11	10403,74	15599,24	18913,90
0.12 - 0.22	15,33	12,65	11,73
0.23 - 0.33	1176,42	982,22	792,41
0.34 - 0.44	23797,37	19629,28	18559,10
0.45 - 0.55	13177,94	12088,41	12426,74
0.56 - 0.66	5395,60	6552,25	5265,05
0.67 - 0.77	3162,24	3186,26	1937,17
0.78 - 0.88	2401,97	1417,60	1080,47
0.89 - 1	657,96	720,67	1202,00
mittlerer HSI	0,4069	0,3717	0,3407

8 Diskussion

In diesem Kapitel werden Datengrundlage, Methoden und die Ergebnisse der Szenarien diskutiert und bewertet und es wird auf die Anwendbarkeit der Modellierungsumgebung SELES im Hinblick auf die Fragestellung der Arbeit eingegangen.

8.1 Diskussion der Datengrundlage

Fernerkundungsdaten bieten wichtige Vorteile als Grundlagedaten, weil sie eine sehr gute Möglichkeit zur großflächigen Untersuchung von Zeitreihen bieten. Lediglich die Tatsache, dass sich Fehlzusweisungen bei der Klassifizierung auf die Übergangswahrscheinlichkeiten auswirken können, hat einen leicht negativen Einfluss auf das Modellergebnis.

Die verwendeten Bodendaten sind recht grob und – insbesondere im Tagebaubereich – leider unzureichend, wodurch die Zuverlässigkeit der Vorhersage des Habitateignungsmodells gemindert wird. Auch das digitale Höhenmodell (DGM) hat nur eine Auflösung von 20 m. Eine Verfeinerung war im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar. Zudem ist eine Modellgenauigkeit dadurch gegeben, dass das DGM in der Habitatmodellierung als unveränderlich angenommen wird, das Relief im Tagebaugelände aber starken Veränderungen unterliegt, weil der Tagebaubetrieb zum Teil noch andauert (s. Kap. 5.1).

Der Datensatz des Planungszustands ist durch eine Verschneidung der digitalisierten Planungsvariante des Regionalplans mit der Landnutzungskarte 1996 entstanden (s. Kap. 5.4). Beim Vergleich der Szenarien 2020a und 2020b mit dem Planungszustand ist deshalb zu berücksichtigen, dass in Bereichen, in denen die Landnutzung der von 1996 entspricht, eine Weiterentwicklung der Vegetation unberücksichtigt bleibt (s. Kap. 7.1.2). Auch wirkt sich die Tatsache, dass die Datengrundlage zum Teil vektoriellem Ursprungs ist, auf die Landschaftsstrukturmaße aus (s. Kap. 7.3.2).

Grundsätzlich bietet die verwendete Datengrundlage eine gute Basis für die durchgeführten Modellierungen, die im Hinblick auf die Modellgenauigkeit zum Teil noch optimiert werden kann.

8.2 Diskussion der Methoden

8.2.1 Habitatmodell

Da die Parametrisierung des Habitatmodells auf einer Literaturrecherche beruht und die Daten für eine Evaluierung des Modells nicht ausreichen, kann das Modellergebnis nur als eine nicht gesicherte Annahme über den Zusammenhang zwischen Standortvariablen und Brutvorkommen betrachtet werden. Mit dem Vergleich der für den Landschaftszustand 1994 simulierten Habitateignung mit den Brutvorkommen des Flussregenpfeifers zwischen 1993 und 1995 kann die Gültigkeit des Habitatmodells lediglich abgeschätzt werden (s. Kap. 7.1.1). Um die Zuverlässigkeit des Ergebnisses zu erhöhen, können genauere Untersuchungen zu den Habitatpräferenzen des Flussregenpfeifers durchgeführt werden (vgl. Kap. 9).

8.2.2 Landschaftsmodell

Da sich das Modell auf die Entwicklung räumlicher Muster durch Landschaftsdynamik konzentriert, eignet es sich gut zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Landschaftsmuster und ökologischen Prozessen in der Landschaft. Durch Modifikation der Übergangswahrscheinlichkeiten und der strukturbestimmenden Parameter kann es auch leicht an eine andere, ähnlich gestaltete Landschaft angepasst werden.

Die Annäherung an die Komposition der Landschaft gelingt mithilfe der Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten für kurze Zeitabschnitte recht gut (s. Kap. 7.2.1 u. 7.2.2).

Bei der Simulation über größere Zeiträume (Szenario 2020a/b) – ausgehend von einem relativ kurzen Zeitabschnitt (2 bzw. 4 Jahre) – ist jedoch fraglich, ob ein einfaches Markov-Modell ein zuverlässiges Ergebnis liefern kann, da die Übergangswahrscheinlichkeiten im realen System nicht über die Zeit konstant bleiben (vgl. Kap. 2.2.3). Es ist beispielsweise als unrealistisch anzusehen, dass der Anteil an „Pioniervegetation“ im Szenario 2020a gut 10% beträgt und im Szenario 2020b die Anteile an „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ recht hoch sind, weil bis 2020 eine Weiterentwicklung der Vegetation zu erwarten gewesen wäre. Dieser Fehler ist darauf zurückzuführen, dass die Landschaftsmodelle auf Grundlage eines relativ kurzen Zeitabschnitts erstellt wurden, der die Sukzessionsfolge noch nicht in vollem Maße erfasst. Es ist weiterhin fraglich, ob für alle Prozesse, die Veränderungen in der Landschaft bedingen, die Annahme des Markov-Modells zutreffend ist, dass sich alle Änderungen anteilig vollziehen, d.h., dass der Flächenanteil, der von einer Nutzung in eine andere übergeht umso größer ist, je größer der Anteil der ursprünglichen Nutzung in der Landschaft ist. Insbesondere

bei anthropogenen Eingriffen hängt das Ausmaß einer Landschaftsveränderung jedoch nicht in erster Linie von der ursprünglichen Komposition der Landschaft ab.

Die Güte der Simulation der Landschaftsstruktur ist insgesamt in großem Maße vom Landschaftsmuster der Eingangsdaten abhängig. Je komplexer die Landschaft ist, desto stärker weicht die simulierte Landschafts-Konfiguration von der Referenz ab. Für einen Zeitabschnitt, in dem die Anzahl an Patches (NP) zunimmt, gelingt die Annäherung an die Referenz besser als für einen Zeitabschnitt, in dem NP abnimmt (s. Kap. 7.2.3). Die Abnahme der Anzahl an Patches ist nur schwer steuerbar, dagegen werden bestehende Patches – besonders durch komplexe Ausdehnung von Übergängen – leicht getrennt (s. Abb. 17). Dies führt zu einem Konflikt bei der Annäherung an die verschiedenen Landschaftsstrukturmaße. Damit die Anzahl an Patches (NP) im Verlauf der Simulation nicht zu stark ansteigt, müssen die Übergänge sehr nachbarschaftsabhängig durchgeführt werden, wodurch dann die Eckzellendichte (ED) und die Komplexität der Formen (SHAPE_AM) unterschätzt werden und die Aggregation der Klassen (CONTAG) überschätzt wird (s. Kap. 6.3.3). Diesem Problem ist mit dem verwendeten – zwar Patch-orientierten³, aber dennoch Pixel-basierten – Modellansatz der Zellulären Automaten nicht beizukommen, da die Patches in der Landschaft nur durch Anhäufungen von Pixeln repräsentiert werden, ohne direkt als Objekte ansprechbar zu sein. Die Umsetzung eines Patch-orientierten Modellansatzes wäre jedoch sehr viel komplizierter und in der Modellierungsumgebung SELES kaum durchführbar.

Für das Habitatmodell ist in erster Linie die Komposition der Landschaft ausschlaggebend. Nur die Struktur der Landnutzungs-kategorie „Wasser“ hat Auswirkungen auf die Habitateignung. Deshalb fallen die Abweichungen der simulierten Landschafts-Konfiguration bei Ankoppelung des Habitatmodells kaum ins Gewicht und das gekoppelte Landschaftsmodell kann recht gut verwendet werden, um unterschiedliche Szenarien aus der Sicht des Flussregenpfeifers zu bewerten (s. Kap. 6.3.3).

Die landschaftsverändernden Prozesse bleiben bei diesem Muster-orientierten Modellansatz unberücksichtigt, obwohl sie einen entscheidenden Einfluss auf das entstehende Muster ausüben. Zum Beispiel folgt ein Übergang von „Pioniervegetation“ zu „Ruderalfläche“ durch Sukzession anderen Regeln, als wenn „Pioniervegetation“ im Zuge von Rekultivierungsmaßnahmen durch „Ruderalfläche“ ersetzt wird. Angesichts der Tatsache, dass Landnutzungsänderungen aber sehr komplex und schwierig vorhersehbar sind und ein Modell immer nur eine Vereinfachung der Realität darstellen kann, sind die vorgenommenen

³ Der Modellansatz orientiert sich an der Landschaftseinheit „Patch“, ist aber dennoch Pixel-basiert. Im Gegensatz dazu verwendeten WU & LEVIN (1997) einen Patch-basierten Modellansatz, bei dem die Modelleinheiten Patches sind.

Generalisierung im Hinblick auf die Fragestellung durchaus vertretbar und der verwendete Modellansatz ist als sehr viel versprechend – wenn auch optimierbar – anzusehen.

8.3 Diskussion der Szenarien

Die Entwicklung der Landschaft von 1990 bis 1996 wird im Wesentlichen durch Veränderungen in den Klassen „Offenland“, „Pioniervegetation“, „Ruderalfläche“, „Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Gehölzfläche“ und „Wasser“ bestimmt. Es kommt dabei sowohl durch die stärker natürlich geprägte als auch durch die zunehmend anthropogen beeinflusste Entwicklungstendenz zu einer Verschlechterung der Habitateignung des Untersuchungsgebietes für den Flussregenpfeifer, weil der Offenlandanteil durch Sukzession bzw. Rekultivierungsmaßnahmen immer weiter abnimmt.

Kurzfristig (Szenario 1996) zeigt sich noch kein deutlicher Unterschied der Auswirkung auf die Bruthabitatqualität zwischen beiden Entwicklungstendenzen. Ein Großteil der Abweichungen der Habitateignung im Szenario 1996 von der im realen Zustand 1996 ist auf quantitative Ungenauigkeiten des Landschaftsmodells zurückzuführen, die zu einer Überschätzung der Habitateignung führen (s. Kap. 7.2.1). Da diese Überschätzung der mittleren Habitateignung 1,03% beträgt, bleibt eine positive Abweichung des mittleren HSI im Szenario 1996 von 0,74% ohne Aussagekraft (s. Kap. 7.3.1). Im zweiten Entwicklungsabschnitt (1994-96) wird „Offenland“ zwar infolge von Rekultivierung durch Nutzungen mit niedrigeren Eignungswerten ersetzt als im ersten Entwicklungsabschnitt, aber durch die höhere Anzahl an Wasserflächen wird der im Vergleich zum ersten Entwicklungsabschnitt negativere Trend aufgewogen, weil es in der Umgebung der Wasserstellen zu einer Aufwertung der Nutzungen kommt.

Langfristig (Szenarien 2020) zeigt sich dagegen, dass die stärker natürlich geprägte Entwicklung (2020a) weniger negative Auswirkungen auf die mittlere Bruthabitateignung des Flussregenpfeifers hat als der zunehmend durch Rekultivierungsprozesse geprägte Zeitabschnitt (2020b). Im Szenario 2020b ist die Fläche und die Anzahl an Wasserflächen zwar immer noch größer als im Szenario 2020a, aber „Offenland“ wurde infolge von Rekultivierungsmaßnahmen – anders als im Szenario 2020a – hauptsächlich durch Nutzungen niedriger Habitateignung („Ruderalfläche mit Gehölzen“, „Gehölzfläche“, „Wasser“) ersetzt. So können durch die höhere Anzahl an Wasserstellen im Szenario 2020b auch nur Flächen mit niedriger Eignung aufgewertet werden. Im Planungszustand ist die Habitatqualität niedriger als in beiden Szenarien 2020, weil der Anteil an Nutzungen, die als Habitat ungeeignet sind, in der „Wald- und Seenlandschaft“ (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 2001) des Planzustands 2020 sehr viel höher ist. Der höhere Wasseranteil wirkt sich kaum positiv auf die

mittlere Habitateignung aus, weil es sich nur um wenige große Wasserflächen mit wenig komplexen Uferlinien handelt.

Die Ergebnisse der Szenarien 2020a und 2020b sind jedoch mit Vorsicht zu behandeln, weil lediglich der kurze Entwicklungsabschnitt zwischen den Ausgangsdaten in die Zukunft extrapoliert wurde, was langfristig zu keiner realistischen Vorhersage führen kann, weil die Übergangswahrscheinlichkeiten in der Realität nicht über die Zeit konstant bleiben (s. Kap. 8.2.2). Es wäre deshalb durchaus denkbar, dass sich die Unterschiede zwischen beiden Entwicklungstendenzen auf lange Sicht kaum bemerkbar machen, weil die Vegetationsentwicklung in beiden Fällen fortschreitet. Durch Rekultivierungsmaßnahmen wird sie allerdings forciert, so dass die Verschlechterung der Lebensbedingungen für den Flussregenpfeifer schneller voranschreitet.

Schlussfolgernd kann gesagt werden, dass der Flussregenpfeifer als typische Art des Braunkohletagebaus nur eine vorübergehende Erscheinung sein kann (s. ARNOLD & FRIELING 1990), weil es sich bei seinem Lebensraum um ein Pionierstadium handelt. Entgegenzuwirken wäre dem nur durch die Neuschaffung von Biotopen durch entsprechende Erdarbeiten oder regulierende Eingriffe, die ein zu rasches Aufkommen von Vegetation verhindern oder verzögern (BEZZEL 1994).

8.4 Diskussion der Modellierungsumgebung SELES

In Bezug auf die Bearbeitung der Fragestellung dieser Arbeit erwies sich die hohe Flexibilität der Spezifikationssprache SELES als großer Vorteil. Durch sie wurde es möglich, in der Modellierungsumgebung, die in erster Linie für die Ereignis-orientierte Modellierung konzipiert wurde, auch einen kombinierten Ansatz aus Markov-Modell und Zellulären Automaten zu realisieren. Die Gliederung in Teilmodelle ist dabei vorteilhaft, weil einzelne Komponenten so separat oder in Kombinationen ausführbar sind und das Modellverhalten schrittweise nachvollziehbar gemacht werden kann. Zudem ist auf diese Weise eine gute Wiederverwendbarkeit gegeben, da die verschiedenen Skripte auch leicht modifizierbar sind. Die Möglichkeit, Ausbreitungsereignisse zu simulieren, bot in dieser Arbeit einen besonderen Vorteil bei der Patch-orientierten⁴ Modellierung. Zudem war es auch möglich, innerhalb von Teilmodellen Rasteroperationen und Distanzberechnungen durchzuführen.

Nachteilig war jedoch, dass keine zeitunabhängigen Iterationen durchgeführt werden konnten, so dass zur Distanzberechnung eine große Anzahl an Zeitschritten vonnöten war. Auch bei der

⁴ s. Fußnote 3

Durchführung der Zustandsänderungen im Landschaftsmodell konnten die vorhergesagten Werte nur als Grenzwerte gesetzt werden, die mit mehr oder weniger hoher Wahrscheinlichkeit erreicht wurden (vgl. Kap. 8.2.2). Ein weiterer Nachteil ist, dass die verschiedenen Teilmodelle nur sequentiell verarbeitet werden können. Auch war der Rechenaufwand – besonders bei nachbarschaftsabhängigen Operationen – recht hoch. Ein 20-facher Durchlauf des Landschaftsmodells I von 1990 bis 2020 mit einem 1,8 GHz Rechner dauerte z.B. etwa eine Woche. Bei der Erstellung der Habitateignungskarte erwies es sich als nachteilig, dass in einer neuen Karte nur Integer-Werte gespeichert werden können. Zudem trat beim Transfer der Ausgabekarten in ein GIS häufig ein Verlust der Georeferenzierung auf. In der Programmoberfläche wäre es von Vorteil gewesen, eine simultane arbeitende Zoom-Funktion zu haben, um im Szenario den gleichen Landschaftsausschnitt von verschiedenen Layern vergleichend betrachten zu können. Weiterhin wäre auch ein Werkzeug zum Testen einzelner Zellwerte sinnvoll gewesen.

9 Ausblick

In diesem Kapitel wird auf mögliche Ansätze zur Verbesserung der Modellergebnisse und auf weitergehende Anwendungsmöglichkeiten des entwickelten dynamischen Landschaftsmodells mit dem angekoppelten Habitatmodell in Forschung und Planung eingegangen.

Um die Zuverlässigkeit des Modellergebnisses zu erhöhen, müsste für eine langfristige Simulation eine längere Zeitreihe an Ausgangsdaten mit einbezogen werden, weil die Übergangswahrscheinlichkeiten nicht über die Zeit konstant bleiben (vgl. URBAN & WALLIN 2002, URBAN 1981, vgl. Kap. 2.2.3). Es wäre weiterhin sinnvoll, die „Geschichte“ einer Zelle – insbesondere bei der Simulation von Sukzession – zu berücksichtigen. Auch durch die Einbeziehung von Standortabhängigkeiten, die z.B. aus einer logistischen Regression abzuleiten wären, könnte die Genauigkeit des Modells verbessert werden.

Um die Vorhersagegenauigkeit des Habitatmodells zu erhöhen, können eingehende Untersuchungen zur Standortabhängigkeit der Flussregenpfeifervorkommen im Untersuchungsgebiet mithilfe von logistischer Regression oder Feldarbeiten vorgenommen werden. Das Modellergebnis wäre auf Grundlage einer ausreichenden Datenmenge zu evaluieren. Es bleibt auch zu untersuchen, welche Auswirkungen Verschiebungen in den Eignungsverläufen der Habitatvariablen auf die mittlere Habitateignung haben. Weiterhin muss im Zusammenhang mit dem dynamischen Landschaftsmodell untersucht werden, welche Aspekte der Landschaftsstruktur für das Überleben des Flussregenpfeifers maßgebend sind und ob diese durch die zur Evaluation gewählten Landschaftsstrukturmaße erfasst werden. Es sollte z.B. auch die Fragmentierung des Habitats berücksichtigt werden, so dass z.B. anstelle von NP und ED eher die mittlere Patchgröße und die Entfernung zwischen den Patches von Bedeutung sein könnten (vgl. MCINTYRE & WIENS 1999).

Die Bewertung des Landschaftszustands wird in dieser Arbeit nur aus der Perspektive einer Zielart vorgenommen. Um weitergehend Aussagen über die Biodiversität einer Landschaft treffen zu können, wäre es möglich, die Habitateignung für mehrere verschiedene Zielarten zu bewerten (vgl. ZEBISCH 2002, WEBER et al. 2001).

Die sich aus der Habitatmodellierung ergebenden Habitateignungskarten bilden die Grundlage für eine Reihe weiterer Analysen und Modellierungen. So lässt sich ausgehend von ihnen z.B. die Populations- (vgl. AKÇAKAYA et al. 1995, SCHRÖDER 2000a) oder Ausbreitungsdynamik (vgl. SÖNDGERATH & SCHRÖDER 2002) räumlich explizit modellieren. Mit dem gekoppelten Landschaftsmodell kann damit eine Verbindung zwischen Landschaftsdynamik und Populationsdynamik geschaffen werden, die es ermöglicht, die Veränderung demographischer Parameter im Zusammenhang mit Habitatverlust und Fragmentierung zu simulieren.

Rückwirkend kann auch der Einfluss der Population auf den Zustand der Landschaft berücksichtigt werden.

Zudem ist es möglich, mittels einer Habitatkonktivitätsanalyse die Struktur der Landschaft, basierend auf den Habitatansprüchen der Zielart, zu untersuchen (SCHRÖDER 2000a). Dazu wird der Landschaftsindex *correlation length* (Durchschnittsmaß der Distanz, über welche Habitate verbunden sind) als mathematische Repräsentation von Habitatkonktivität verwendet (SCHRÖDER 2000a).

Zur Erstellung von Planungsszenarien ist es sinnvoll, das Habitatmodell an ein prozessorientiertes Landschaftsmodell zu koppeln, so dass das Zusammenwirken und die unterschiedlichen Einflüsse der einzelnen Prozesse unter Naturschutzaspekten bewertet werden können.

Aufgrund der zunehmenden Verfügbarkeit großflächiger, relativ präziser Daten ist es wahrscheinlich, dass die Methode der Landschaftmodellierung bei der Bewertung von Planungsvarianten und Eingriffen in die Landschaft in Zukunft an Bedeutung gewinnt (SCHRÖDER 2000a).

10 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Frage, wie sich die Landschaft im Tagebaugebiet des Südraums Leipzig nach Aufgabe des Abbaubetriebes im Einzelnen verändert hat, welche Unterschiede sich zeigen, wenn man einerseits den stärker natürlich geprägten frühen Entwicklungsabschnitt (1990-1994) und andererseits die folgende, zunehmend anthropogen beeinflusste Entwicklungstendenz (1994-1996) zugrunde legt und wie sich diese Unterschiede auf die Bruthabitateignung für den Flussregenpfeifer als typische Offenlandart auswirken. Zur Bearbeitung dieser Fragestellung sollte mithilfe der Modellierungsumgebung SELES ein dynamisches und räumlich explizites Landschaftsmodell entwickelt werden, das die Entwicklung in beiden Zeitabschnitten nachvollzieht. Über eine Koppelung des Landschaftsmodells mit einem Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer sollte eine Verbindung zwischen Landschaftsstruktur und Landschaftsfunktion hergestellt werden.

Das entwickelte dynamische Landschaftsmodell basiert auf einem einfachen Markov-Modell in Kombination mit Zellulären Automaten. Durch das Markov-Modell wird die Komposition (Zusammensetzung) der Landschaft simuliert. Die so vorhergesagten Nutzungsänderungen werden dann zu verschiedenen Anteilen durch zwei Übergangsfunktionen ausgeführt. Die Expander-Funktion führt Übergänge ausgehend von Eckzellen zusammenhängend und nachbarschaftsabhängig aus, so dass sich bestehende Patches entweder vergrößern oder verkleinern. Durch Ausführung der Patcher-Funktion werden dagegen neue Patches in der Landschaft gebildet. Die Simulation der Landschafts-Konfiguration ist durch Festlegung der Anteile dieser beiden Übergangsfunktionen und durch Muster-bestimmende Parameter innerhalb dieser Funktionen steuerbar. Dazu zählt die maximale Ausbreitung eines Übergangs (*ClusterSize*), die Anzahl an Nachbarzellen, zu denen die Ausbreitung des Übergangs erfolgen kann (SPREADOPENINGS) und, dass bei der Expander-Funktion zusätzlich für jeden einzelnen Übergangstyp eine Nachbarschaftsabhängigkeit definiert werden kann.

Das Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer wurde auf Basis einer Literaturrecherche nach dem Standard des U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE (1980) erstellt, wobei die Habitatvariablen „Landnutzung“, „Nähe zu geeigneten Wasserstellen“, „Bodenart“ und „Entfernung zu Verkehrswegen“ in die Bewertung der Bruthabitateignung mit eingehen. Es kann jedoch nur als nicht gesicherte Annahme über den Zusammenhang zwischen Standortvariablen und Brutvorkommen betrachtet werden, da keine ausreichende Datengrundlage für eine Evaluierung des Habitatmodells zur Verfügung stand.

Das Landschaftsmodell wurde für die beiden unterschiedlichen Zeitabschnitte angepasst, so dass die generellen Entwicklungstendenzen Muster-orientiert nachvollzogen werden. Das Landschaftsmodell I simuliert somit den Entwicklungsabschnitt von 1990 bis 1994, während das Landschaftsmodell II die Entwicklung zwischen 1994 und 1996 nachvollzieht. An beide

Modelle wurde das statische Habitategignungsmodell gekoppelt, das auf Basis der simulierten Landnutzungskarte eine Karte der Bruthabitategignung erstellt. Die Evaluation dieser beiden gekoppelten Landschaftsmodelle erfolgte durch die Landschaftsstrukturmaße CA (engl. *class area* = Fläche jeder Klasse in ha), NP (engl. *number of patches* = Anzahl der Patches jeder Klasse), ED (engl. *edge density* = Dichte der Eckzellen) und SHAPE_AM (engl. *area weighted mean shape index* = über die Fläche gewichteter mittlerer Formindex) auf Klassenebene. Auf Landschaftsebene wurde zusätzlich zu den Maßen NP, ED und SHAPE_AM der Contagion-Index (CONTAG) zur Beschreibung der Aggregation der Klassen ausgewählt. Es zeigte sich, dass mithilfe der Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten eine recht hohe quantitative Genauigkeit erreicht wird, während die Genauigkeit der Simulation der Konfiguration sehr stark vom Landschaftsmuster der Eingangsdaten abhängt. Je komplexer die Landschaft der Eingangsdaten ist, desto schwieriger ist die Annäherung an das Landschaftsmuster der Referenzkarte.

Zur Untersuchung der beiden unterschiedlichen Entwicklungsabschnitte und deren Auswirkungen auf die Bruthabitategignung für den Flussregenpfeifer wurden mit dem gekoppelten Landschaftsmodell I – ausgehend vom Landschaftszustand 1990 – die Szenarien 1996 und 2020a erstellt und mit dem Landschaftsmodell II auf Basis der Landnutzungskarte 1994 das Szenario 2020b. Die vergleichende Auswertung des Szenarios 1996 zeigte, dass sich die Unterschiede in den Entwicklungstendenzen über einen kurzen Zeitraum kaum verschieden auf die mittlere Bruthabitategignung auswirken. Zwischen 1994 und 1996 geht zwar mehr „Offenland“ verloren und wird zum Teil – infolge von Anpflanzungsmaßnahmen – durch Nutzungen schlechter Habitategignung ersetzt, aber andererseits wird durch stärkerer Zunahme der Anzahl an kleinen Wasserstellen mehr Fläche in der Umgebung dieser Wasserstellen aufgewertet, so dass der negativere Trend zwischen 1994 und 1996 weitestgehend ausgeglichen wird. Aus dem Vergleich der Szenarien 2020a und 2020b ging hervor, dass sich der erste Entwicklungsabschnitt weniger negativ auf die mittlere Habitategignung auswirkt als der zweite, weil „Offenland“ – infolge von Sukzession – in erster Linie durch Nutzungen höherer Eignung ersetzt wird als es zwischen 1994 und 1996 – infolge von Anpflanzungsmaßnahmen – der Fall ist. In dem aus dem Regionalplan Westsachsen abgeleiteten Planungszustand ist die mittlere Habitategignung noch deutlich geringer als in den Szenarien 2020a und 2020b, weil „Offenland“ zum überwiegenden Teil durch die Nutzungen „Laub- und Nadelwald“ und „Wasser“ ersetzt ist, die als Bruthabitat ungeeignet sind. Die Ergebnisse der Szenarien 2020a und 2020b sind allerdings nicht als realistisch anzusehen, da lediglich der kurze Zeitabschnitt zwischen den Ausgangsdaten in die Zukunft extrapoliert wurde, in dem nicht die komplette Sukzessionsfolge erfasst ist. Es kann aber festgestellt werden, dass die mittlere Habitategignung des Gebietes durch

beide Entwicklungstendenzen abnimmt, wobei die Verschlechterung der Lebensbedingungen durch die Durchführung von Rekultivierungsmaßnahmen beschleunigt wird.

Mit dem gekoppelten Landschaftsmodell wurde in dieser Arbeit ein Mittel zur komplexen Landschaftsanalyse und -bewertung entwickelt, das die Zusammenhänge zwischen Landschaftsmuster und ökologischen Prozessen in der Landschaft räumlich explizit berücksichtigt. Es kann somit eine wichtige Grundlage für weiterführende Untersuchungen zur Biodiversität, Habitatkonnektivität und für Populationsmodellierungen bilden.

Literaturverzeichnis

- AKÇAKAYA, H.R. (2002): RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population viability Analysis (version 4.0). – *Applied Biomathematics*, Setauket, New York: 203 S.
- AKÇAKAYA, H.R., MCCARTHY, M.A. & PEARCE, J.L. (1995): Linking landscape data with population viability analysis: management options for the helmeted honeyeater *Lichenostomus melanops cassidix*. – *Biological Conservation* 73: 169-176.
- ALTMOOS, M. (1999): *Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozessschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig*. – UFZ-Bericht 18/1999, Stadtökologische Forschungen 23, Dissertation, Universität Leipzig: 252 S.
- 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.
- ARNOLD, P. & FRIELING, F. (1990): Bergbaufolgelandschaft und ihre Vogelwelt am ehemaligen Tagebau Borna-Ost. – *Mauritiana (Altenburg)* 12(3): 555-560.
- BAKER, W.L. (1989): A review of models of landscape change. – *Landscape Ecology* 2(2): 111-133.
- BALZTER, H., BRAUN, P.W. & KÖHLER, W. (1997): Cellular automata models for vegetation dynamics. – *Ecological Modelling* 107: 113-125.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. [Hrsg.] (1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. – 2. Aufl., Spektrum – Akademischer Verlag, Heidelberg: 564 S.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): *Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung*. – 2. Aufl., AULA-Verlag, Wiesbaden: 715 S.
- BEHRENS, E. (2000): *Introduction to Markov Chains - with special emphasis on rapid mixing*. – Vieweg-Verlag, Göttingen: S. 4-18.
- BERKNER, A. (1996): Der Südraum Leipzig – Braunkohlebergbau, Grundstoffindustrie und Folgelandschaftsgestaltung im Umbruch. – *Jahrbuch BergbauFolgeLandschaft* 1996: 22-32.
- BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum – Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. – In: PFLUG, W. [Hrsg.]: *Braunkohletagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz*. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S.767-779.
- BERNHARDT, A., HAASE, G., MANNSFELD, K., RICHTER, H. & SCHMIDT, R. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. – *Sächsische Heimatblätter* 32: 145-228.

- BEZZEL, E. (1994): Anhalten oder Laufenlassen? Artenschutz in kurzlebigen Sukzessionsstadien. – *Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen – Vogel und Umwelt* 8: 73-81.
- BOMHARD, B. (2002): *GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig*. – Unveröff. Diplomarbeit, Abteilung Landschaftsökologie – Geograph. Inst. der Georg-August-Universität Göttingen: 153 S.
- BOTKIN, D.B. (1977): Life and death in a forest: the computer as an aid to understanding. – In: HALL, C. & DAY, J. [Hrsg.]: *Models as Ecological Tools: Theory and Case Histories*. – Wiley, New York: S. 213 - 234.
- BROOKS, R.P. (1997): Improving habitat suitability in index models. – *Wildlife Society Bulletin* 25: 163-167.
- BRÜNING, E., UNGER, H. & DUNGER, W. (1965): Untersuchungen zur Frage der biologischen Aktivierung alttertiärer Rohbodenkippen des Braunkohlentagebaus in Abhängigkeit von Bodenmelioration und Rekultivierung. – *Sonderdruck aus Zeitschrift für Landeskultur*, Band 6, Heft 1, Akademie-Verlag Berlin.
- CASWELL, H. (1976): *The validation problem*. – In: PATTEN, B.C. [Hrsg.]: *Systems analysis and simulation in ecology*. – Academic Press, New York: S. 313-325.
- CONSTANZA, R., WAINGER, L., FOLKE, C. & MÄLER, K.-G. (1993): Modeling complex ecological economic systems. Toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature. – *BioScience* 43: 545-555.
- CRAMP, S., SIMMONS, K.E.L., BROOKS, D.J., COLLAR, N.J., DUNN, E. & GILLMOR, R. (1990): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa – The birds of the Western Palearctic – Vol. III (Waders to Gulls)*. – Oxford University Press: S. 114-129.
- DATHE, H. (1953): *Der Flussregenpfeifer*. – Die neue Brehm-Bücherei 93, Leipzig: 38 S.
- DURKA, W., ALTMOOS, M. & HENLE, K. (1997): *Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzessionen*. – UFZ-Bericht 22/1997, Leipzig: 209 S.
- FAHRIG, L. (1997): When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? – *Ecological Modelling* 105: 273-292.
- FALL, A. (2002): *SELES Model Builder's Guide*. – Unpublished Gowlland Technologies Ltd. Report: 71 S.

- FLADE, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung.* – IHW-Verlag, Eching: 879 S.
- FLAMM, R.O. & TURNER, M.G. (1994): Alternative model formulations for a stochastic simulation of landscape change. – *Landscape Ecology* 9(1): 37-46.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986): *Landscape Ecology.* – John Wiley & Sons, New York: 600 S.
- FRITSCH, U. (2002): *Entwicklung von Landnutzungsszenarien für landschaftsökologische Fragestellungen.* – Schriftenreihe der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam, Brandenburgische Umweltberichte 12: 132 S.
- GARDNER, R.H., MILNE, B.T., TURNER, M.G. & O'NEILL, R.V. (1987): Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. – *Landscape Ecology* 1(1): 19-28.
- GERGEL, S.E. & TURNER, M.G. [Hrsg.] (2002): *Learning Landscape Ecology - a practical guide to concepts and techniques.* – Springer-Verlag, New York: 316 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (2001): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6: Charadriiformes (1. Teil).* – AULA-Verlag, Wiesbaden, 840 S..
- GREEN, D.G. (1994): *Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems.* – Pacific Conversation Biology, im Druck: 9 S.
- GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? – *Ecosystems* 1: 143-156.
- HÖNSCH, F. (1992): Der Südraum Leipzig – eine Region im Wandel. – *Geographische Rundschau* 44: 592-599.
- HSU, I.-T. & CHENG, C.-C. (1999): Modeling Landscape changes using Logit Models. – 5 S. <http://www.gisdevelopment.net/aars/acrs/1999/ps1/ps1729.shtml>. 05.08.2002.
- HUNSAKER, C., NISBET, R., LAM, D., BROWDER, J., BAKER, W., TURNER, M. & BOTKIN, D. (1993): Spatial models of ecological systems and processes: The role of GIS. In: GOODCHILD, M., PARKS, B. & STEYAERT, L. [Hrsg.]: *Environmental Modelling with GIS*, New York: S. 249-264.
- JENERETTE, D.G. & WU, J. (2001): Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona - Phoenix region, USA. – *Landscape Ecology* 16: 611-626.
- KAHN, H. & WIENER, A. J. (1971): *Ihr werdet es erleben – Voraussagen der Wissenschaft bis zum Jahr 2000.* – Rowohlt Taschenbuch Verlag GmbH, Hamburg: S. 21.

- KLEYER, M, KRATZ, R., LUTZE, G. & SCHRÖDER, B. (1999/2000): Habitat Modelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KÖCK, U.-V. (1999): Ergebnisse des Forschungsverbundes Braunkohlentagebau-landschaften Mitteldeutschlands (FBM). – *Jahrbuch BergbauFolgeLandschaft* 1999: 174-181.
- KÜSTER, S. (2003): *Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig*. – Unveröff. Diplomarbeit, Inst. für Geographie, Universität Leipzig: 101 S.
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN [Hrsg.] (2001): *ATKIS - DGM 25: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Geländemodell 25*. – Faltblatt, 3. Aufl., Dresden: 2 S.
- LAUSCH, A. & BELLMANN, A. (1997): Zur Realisierung nachhaltiger Naturschutzstrategien mit Hilfe der Geoinformation: Tagebau Borna-Ost/Bockwitz – Vom Tagebau zum Naturschutzgebiet? – In: RING, I. [Hrsg.]: *Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen – Eine Chance für den Südraum Leipzig*, Teuber, Stuttgart, Leipzig: S.71-92
- LAUSCH, A. (2000): *Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebau-region Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation*. – UFZ-Bericht 12/2000, Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn: 185 S.
- LI, H. & REYNOLDS, J.F. (1997): Modeling Effects of Spatial Pattern, Drough, and Grazing on Rates of Rangeland Degradation: A Combined Markov and Cellular Automaton Approach. – In: QUATTROCHI, D.A.; GOODCHILD, M.F. [Hrsg.]: *Scale in Remote Sensing and GIS*. CRC Press, New York: S. 211-230.
- LUTZE, G., WIELAND, R. & SCHULTZ, A. (2002): Habitatmodelle - Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumsansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. 9 S. <http://www.zalf.de/lsad/habitat/lutze/habitlanu.htm>. 04.12.2002
- MANNSFELD, K. & RICHTER, H. [Hrsg.] (1995): *Naturräume in Sachsen*. – Forschungen zur deutschen Landeskunde 238, Trier: 228 S.
- MASTRORILLO, S., LEK, S., DAAUBA, F. & BELAUD, A. (1997): The use of artificial neural networks to predict the presence of small-bodied fish in a river. – *Freshwater Biology* 38: 237-246.

- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1995): *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. – USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, Portland: 122 S.
- MCINTYRE, N.E. & WIENS, J.A. (1999): Interactions between habitat abundance and configuration: experimental validation of some predictions from percolation theory. – *Oikos* 86: 129-137.
- NEEF, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens. – *Sächsische Heimatblätter* 4: 145-228.
- NICOLAI, B. [Hrsg.] (1993): *Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen*. – Jena: 314 S.
- O'CALLAGHAN, J.O. (1996): *Land Use: the interaction of economics, ecology and hydrology*. – Chapman & Hall, London: 216 S.
- O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G.; JACKSON, B., DEANGELIS, D.L., MILNE, B.T., TURNER, M.G., ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.W., DALE, V.H. & GRAHAM, R.L. (1988): Indices of landscape pattern. – *Landscape Ecology* 1(3): 153-162.
- OSING, H. (1993): *Der Flussregenpfeifer – Charadrius dubius (Scopoli, 1786), Charadrius dubius curonicus (Gmelin, 1789)*. – Bibliothek Natur und Wissenschaft 1, Solingen: 89 S.
- PHIPPS, M.J. (1992): *From Local to Global: The Lesson of Cellular Automata*. In: DEANGELIS, D.L., GROSS, L.J. [Hrsg.]: *Individual-Based Models and Approaches in Ecology: Populations, Communities and Ecosystems*. – Chapman and Hall, New York: S. 165-187.
- RADEBERGER, R. (2001): *Monitoring der Verstädterung im Großraum Istanbul mit den Methoden der Fernerkundung und der Versuch einer räumlich-statistischen Modellierung*. – Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen: 131 S.
- RAU, S., STEFFENS, R. & ZÖPHEL, U. (1999): Rote Liste Wirbeltiere. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE [Hrsg.]: *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1999*. – Dresden: 24 S.
- REGIEGRUPPE „KULTURLANDSCHAFT SÜDRAUM LEIPZIG“ (1994): *Problemlandschaft Südraum Leipzig – Kulturlandschaft Südraum Leipzig*. Arbeitsbuch.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN [Hrsg.] (1999): *Landschaftsrahmenplan in Westsachsen*. – Leipzig: 74 S.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN [Hrsg.] (2001): *Regionalplan Westsachsen*. – Leipzig: 160 S.

- REMMERT, H. (1992): *Ökologie*. – Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 363 S.
- RICHTER, O., SÖNGERATH, D., BELDE, M., SCHRÖDER, B. & SCHWARTZ, S. (1997): Koppelung geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. – In: KRATZ, R. & SUHLING, F. [Hrsg.] (1997): *Geographische Informationssysteme im Naturschutz – Forschung, Planung, Praxis*. Westarp-Wissenschaften, Magdeburg: S. 5-29.
- RING, I. (1997): Nachhaltige Regionalentwicklung – Eine Chance für den Südraum Leipzig? – In: RING, I. [Hrsg.]: *Nachhaltige Entwicklung in Industrie- und Bergbauregionen – Eine Chance für den Südraum Leipzig*, Teuber, Stuttgart, Leipzig: S. 11-40
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE [Hrsg.] (1994): *Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus Color-Infrarot-Luftbildern. Beschreibung der Kartiereinheiten und Luftbildinterpretationsschlüssel Freistaat Sachsen*. – Dresden: 178 S.
- SCHADT, S.A. (2002): *Szenarien für eine lebensfähige Luchspopulation in Deutschland*. – unveröff. Dissertation, Technische Universität München: 116 S.
- SCHRÖDER, B. & RICHTER, O. (1999/2000): Are habitat models transferable in space and time? – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 195-205.
- SCHRÖDER, B. (1997): Fuzzy Logik und klassische Statistik – ein kombiniertes Habitateignungsmodell für *Conocephalus dorsalis* (LATREILLE 1804) (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 219-226.
- SCHRÖDER, B. (2000a): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. – In: GNAUCK, A. [Hrsg.]: *Theorie und Modellierung von Ökosystemen – Workshop Kölpinsee 2000*. Shaker, Aachen: S. 201-224.
- SCHRÖDER, B. (2000b): *Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor*. – Landschaftsökologie und Umweltforschung 35, Dissertation, Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig: 228 S.
- SCHUMAKER, N.H. (1998): *A Users Guide to the PATCH Model*. – EPA/600/R-98/135, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis: 120 S.
- SILVERTOWN, J., HOLTIER, S., JOHNSON, J. & DALE, P. (1992): Cellular automaton models of interspecific competition for space – the effect of pattern on process. – *Journal of Ecology* 80: 527-534.

- SKLAR, F.H. & CONSTANZA, R. (1991): The Development of Dynamic Spatial Models for Landscape Ecology: A Review and Prognosis. – In: TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. [Hrsg.]: *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. – Springer-Verlag, New York: S. 239-287.
- SMITH, P.A. (1994): Autocorrelation in logistic regression modelling of species distributions. – *Global ecology and biogeography letters* 4: 47-61.
- SOARES-FILHO, B.S., CERQUEIRA, G.C. & PENNACHIN, C.L. (2002): DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. – *Ecological Modelling* 154: 217-235.
- SÖNDGERATH, D. & SCHRÖDER, B. (2002): Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations - a simulation study. – *Landscape Ecology* 00: 1-14.
- STARFIELD, A.M. (1997): A pragmatic approach to modeling for wildlife management. – *Journal of Wildlife Management* 61: 261-270.
- STEFFENS, R., SAEMANN, D. & GRÖSSLER, K. [Hrsg.] (1998): *Die Vogelwelt Sachsens*. – Jena: 530 S.
- SVENSSON, L., GRANT, P.J., MULLARNEY, K. & ZETTERSTRÖM, D. (1999): *Der neue Kosmos-Vogelführer: Alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*. – Kosmos Naturführer, Stuttgart: 401 S.
- SYRJAKOW, M. (2002): Vorlesung: Simulationstechnik. – 21 S. http://goethe.ira.uka.de/~syriakow/simtech_vorlesung/vl_material/system_u_modell.pdf. 05.08.2002.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. – *Oikos* 90: 7-19.
- TISCHENDORF, L. (2001): Can landscape indices predict ecological processes consistently? – *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- TROLL, C. (1939): Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. – *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde* 74: 241-298.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (1991): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. – Springer-Verlag, New York: 536 S.
- TURNER, M.G. (1987): Spatial simulation of landscape changes in Georgia: A comparison of 3 transition models. – *Landscape Ecology* 1(1): 29-36
- TURNER, M.G. (1988): A spatial simulation model of land use changes in a Piedmont County in Georgia. – *Applied Mathematics and Computation* 27: 39-51.

- TURNER, M.G. (1989): Landscape Ecology: The effect of pattern on process - *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- TURNER, M.G., CONSTANZA, R. & SKLAR, F.H. (1989): Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. – *Ecological Modelling* 48: 1-18.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V. (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Process*. – Springer-Verlag, New York: 404 S.
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICES (1980): Habitat Evaluation Procedures HEP. – USDI Fish and Wildlife Services. Division of Ecological Services, Washington, DC, USA.
- URBAN, D.L. & WALLIN, D.O. (2002): Introduction to Markov Models – In: GERGEL, S.E., TURNER, M.G.: *Learning Landscape Ecology – a practical guide to concepts and techniques*. – Springer-Verlag, New York: S. 35-61.
- URBAN, M.B. (1981): Modelling ecological succession, with particular reference to Markovian models. – *Vegetatio* 46: 11-18.
- WEBER, A., FOHRER, N. & MÖLLER, D. (2001): Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors – effects on landscape structure and functions. – *Ecological Modelling* 140: 125-140.
- WHITE, R., ENGELEN, G., ULJEE, I., LAVALLE, C. & EHRLICH, D. (2000): Developing an urban land use simulator for European cities. In: FULLERTON, K. [Hrsg.]: *Proceedings of the Fifth EC GIS Workshop: GIS of Tomorrow*. European Commission Joint Research Centre: S. 179-190.
- WIENS, J.A. (1976): Population responses to patchy environments. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81-120.
- WILSON, G. (1988): The life and times of cellular automata. – *New Scientist* 8: 44-47
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & KNIEF, W. (1998): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*). – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ [Hrsg.]: *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, Bonn: 40-47 S.
- WU, F. (1998): Simulating urban encroachment on rural land with fuzzy-logic-controlled cellular automata in a geographical information system. – *Journal of Environmental Management* 53: 293-308.
- WU, J. & LEVIN, S.A. (1997): A patch-based spatial modeling approach: conceptual framework and simulation scheme. – *Ecological Modelling* 101: 325-346.

- WÜNSCHE, M., SCHUBERT, A. & LORENZ, W.-D. (1970): Die Bodenformen der Kippen und Halden im Braunkohlegebiet südlich von Leipzig. – *Zeitschrift für Landeskunde* 11(5): 117-338.
- WÜNSCHE, M., VOGLER, E. & KNAUF, C. (1998): Bodenkundliche Kennzeichnung der Abraumsstrate und Bewertung der Kippenböden für die Rekultivierung. – In: PFLUG, W. [Hrsg.]: *Braunkohletagebau und Rekultivierung: Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz*. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S.780-796.
- ZANG, H. & SEITZ, J. (1995): Flussregenpfeifer – *Charadrius dubius*. – In: ZANG, H., GROSSKOPF, G. & HECKENROTH, H. [Hrsg.]: *Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Austernfischer bis Schnepfen*. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 2.5, Hannover: S. 60-68.
- ZEBISCH, M. (2002): Vom Landschaftsmuster zur ökologischen Bewertung – Bericht von zwei Konferenzen der IALE in Amerika und Europa. – 9 S. <http://www.laplanet.de/texte/2002/zebisich.pdf>. 25.02.2003

Anhang

Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße

Übergangsmatrizen für Landschaftsmodell I und II

Modellparameter für Landschaftsmodell I und II

Habitatvariablen, ihre Eignungsverläufe und Ausschlusskriterien

Ergebnisse der Evaluation von Landschaftsmodell I und II

Ergebnisse der Szenarien

Kartenanhang

CD-ROM mit Modellen, Ausgangsdaten und Szenarien

Verwendete Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene:

- (L1) Number of Patches (NP)
- (L2) Edge Density (ED)
- (L3) Area-Weighted Mean Shape Index (SHAPE_AM)
- (L4) Area-Weighted Mean Fractal Dimension (FRAC_AM)
- (L5) Contagion-Index (CONTAG)

Verwendete Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene:

- (C1) Class Area (CA)
- (C2) Number of Patches (NP)
- (C3) Edge Density (ED)
- (C4) Area-Weighted Mean Shape Index (SHAPE_AM)

In den Formeln verwendete Abkürzungen:

i	1, ..., m Klassen
j	1, ..., n Patches (Landschaftselemente)
k	1, ..., m Klassen
m	Anzahl der in der Landschaft vorhandenen Klassen
$n = n_i$	Anzahl der Patches von Klasse i in der Landschaft
N	Gesamtzahl aller Patches in der Landschaft
p_{ij}	Umfang des Patches ij (m)
$\min p_{ij}$	kleinstmöglicher Umfang eines Patches ij bei vorgegebener Flächengröße (m)
P_i	Flächenanteil der Klasse i an der Gesamtfläche der Landschaft
g_{ik}	Anzahl der Nachbarschaften (Grenzen) zwischen Zellen der Klassen i und k
A	Gesamtfläche der Landschaft (m ²)
a_{ij}	Flächengröße des Patches ij (m ²)
E	Gesamtlänge der Grenzlinien in der Landschaft (m); hier ohne die äußere Grenze der Landschaft und ohne die Grenzen zum undefinierten Bereich
e_{ik}	Gesamtlänge der Grenzsegmente zwischen den Klassen i und k (m)

Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS (nach MCGARIGAL & MARKS 1995):

- **Formel (L1): Number of Patches (NP)**

Anzahl der Patches in der Landschaft (Flächenmaß)

$$NP = N$$

Beschreibung: NP ist gleich der Anzahl sämtlicher Patches in der Landschaft. Die Definition der Patches wird anhand der 8 Nachbarzellen vorgenommen. Das heißt, es werden alle die Zellen einem einzelnen Patch zugeordnet, die entweder diagonal, waagrecht oder senkrecht miteinander verbunden sind.

Einheit: keine

Wertebereich: $NP \geq 1$;ohne Begrenzung

- **Formel (L2): Edge Density (ED)**

Dichte der Eckzellen in der Landschaft (Kantenmaß)

$$ED = \frac{E}{A} 10.000$$

Beschreibung: ED ist die Summe der Längen aller Ecksegmente (m) zwischen aneinandergrenzenden Patches verschiedener Klassen dividiert durch die gesamte Fläche der Landschaft (m²) und multipliziert mit 10.000, damit das Ergebnis in m/ha angegeben werden kann. Die Grenzen der Landschaft, sowie die Grenzen zum Hintergrundbereich bleiben dabei unberücksichtigt.

Einheit: m/ha

Wertebereich: $ED \geq 0$;ohne Begrenzung

$ED = 0$, wenn gesamte Landschaft aus nur einem Patch besteht

- **Formel (L3): Area-Weighted Mean Shape Index (SHAPE_AM)**

Nach der Fläche sämtlicher Patches gewichteter mittlerer Formindex (Formmaß)

$$SHAPE_AM = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{p_{ij}}{\min p_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

Beschreibung: Zur Berechnung des SHAPE_AM wird der Umfang jedes einzelnen Patches der Landschaft in das Verhältnis zum minimal möglichen Patchumfang bei gleicher Patchfläche gesetzt (maximale Kompaktheit bei quadratischer Form) und mit der proportionalen Abundanz (Patchfläche (m²) dividiert durch Summe sämtlicher Patchflächen) multipliziert. Die auf diese Weise für jedes einzelne Patch der gesamten Landschaft errechneten Werte werden dann summiert.

Einheit: keine
 Wertebereich: $SHAPE_AM \geq 1$;ohne Begrenzung
 $SHAPE_AM = 1$, wenn gesamte Landschaft aus nur einem Patch besteht
 und dieses maximale Kompaktheit aufweist

• **Formel (L5): Contagion-Index (CONTAG)**

Verhältnis zwischen beobachtetem Zusammenhalt (contagion) und maximal möglicher Aggregation bei festgelegter Anzahl an Klassen (Maß für Gruppierung von Patches)

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] \ln \left(P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right)}{2 \ln(m)} \right] (100)$$

Beschreibung: Zur Berechnung des CONTAG wird der Flächenanteil einer Klasse i (P_i) mit dem Anteil an Nachbarschaften zwischen Zellen dieser Klasse und anderen Klassen multipliziert. Dieses Produkt wird dann wiederum mit seinem Logarithmus multipliziert. Die Ergebnisse dieses Ausdrucks werden für alle Klassen aufsummiert. Die Summe dieser Ergebnisse für alle Klassen werden aufsummiert und anschließend durch den zweifachen Logarithmus der Anzahl an Klassen dividiert, so dass die Werte für den Contagion-Index zwischen 0 und -1 liegen. Um ein positives Ergebnis zu erhalten, wird 1 addiert und die Multiplikation mit 100 bewirkt eine Konvertierung der Ausgabeinheit in Prozent.

Der beobachtete Zusammenhalt (engl. Contagion) wird also für eine gegebene Anzahl an Klassen ins Verhältnis zur maximal möglichen Aggregation gesetzt. Der Contagion-Index verhält sich dabei invers zu ED.

Einheit: %

Wertebereich: $0 < CONTAG \leq 100$

CONTAG nähert sich 0 an, wenn alle Klassen maximale Zerstreung aufweisen (z.B., wenn jede Zelle einen anderen Typ hat);

CONTAG = 100, wenn alle Klassen maximale Aggregation aufweisen (z.B., wenn Landschaft aus einem einzigen Patch besteht);

CONTAG ist undefiniert, wenn weniger als 2 Klassen in der Landschaft vorhanden sind

- **Formel (C1): Class Area (CA)**

Gesamtfläche aller Patches einer Klasse (Flächenmaß)

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

Beschreibung: CA ist die Summe der Flächen (m²) aller Patches einer Klasse dividiert durch 10.000, zur Konvertierung in ha. Es ist ein Maß für die Komposition der Landschaft.

Einheit: ha

Wertebereich: CA > 0; ohne Begrenzung
CA geht gegen 0, wenn die betreffende Klasse in der Landschaft sehr selten wird.

- **Formel (C2): Number of Patches (NP)**

Anzahl der Patches einer Klasse (Flächenmaß)

$$NP = n_i$$

Beschreibung: NP gibt die Anzahl an Patches einer Klasse i wieder. Die Definition der Patches wird anhand der 8 Nachbarzellen vorgenommen. Das heißt, es werden alle die Zellen einem einzelnen Patch zugeordnet, die entweder diagonal, waagrecht oder senkrecht miteinander verbunden sind. Es handelt sich also um ein Maß, dass die Unterteilung und Fragmentierung jeder einzelnen Klasse widerspiegelt.

Einheit: keine

Wertebereich: NP ≥ 1; ohne Begrenzung
NP = 1, wenn Landschaft nur ein Patch beinhaltet

- **Formel (C3): Edge Density (ED)**

Dichte der Eckzellen einer Klasse (Kantenmaß)

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

Beschreibung: ED ist die Summe der Längen aller Ecksegmente (m) einer Klasse dividiert durch die gesamte Fläche der Landschaft (m²) und multipliziert mit 10.000, so dass das Ergebnis in m/ha angegeben werden kann. Die Grenzen der Landschaft, sowie die Grenzen zum Hintergrundbereich bleiben dabei unberücksichtigt.

Einheit: m/ha

Wertebereich: ED ≥ 0 ; ohne Begrenzung
ED = 0, wenn gesamte Landschaft aus nur einem Patch besteht

- **Formel (C4): Area-Weighted Mean Shape Index (SHAPE_AM)**

Nach der Fläche der Patches einer Klasse gewichteter mittlerer Formindex (Formmaß)

$$SHAPE_AM = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{p_{ij}}{\min p_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

Beschreibung: Zur Berechnung des SHAPE_AM wird der Umfang jedes einzelnen Patches der Landschaft in das Verhältnis zum minimal möglichen Patchumfang bei gleicher Patchfläche gesetzt (maximale Kompaktheit bei quadratischer Form) und mit der proportionalen Abundanz (Patchfläche (m²) dividiert durch Summe sämtlicher Patchflächen) multipliziert, so dass größere Patches stärker gewichtet werden als kleinere. Die auf diese Weise für jedes einzelne Patch einer Klasse errechneten Werte werden dann summiert.

Einheit: keine

Wertebereich: SHAPE_AM ≥ 1 ; ohne Begrenzung
SHAPE_AM = 1, wenn sämtliche *Patches* der betrachteten Klasse quadratisch sind, und steigt mit zunehmender Ungleichförmigkeit der *Patches*, insbesondere der großen *Patches*, der betrachteten Klasse.

Tab. 9: Matrix der Übergangswahrscheinlichkeiten für 1-Jahres-Abstände im Landschaftsmodell I
(1994 [Spalten]; 1990 [Reihen])

Nutzungsklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0,99340	0,00081	0,00357	0,00021	0,00018	0,00136	0,00006	0,00018	0,00022	0,00000
2	0,00897	0,87539	0,06226	0,00464	0,00774	0,01977	0,00276	0,01787	0,00060	0,00000
3	0,00473	0,03173	0,81700	0,01530	0,06327	0,05145	0,00165	0,01339	0,00149	0,00000
4	0,00792	0,02549	0,00642	0,83680	0,05995	0,01365	0,00901	0,03912	0,00164	0,00000
5	0,00030	0,00417	0,00339	0,00040	0,96381	0,02567	0,00105	0,00066	0,00056	0,00000
6	0,00020	0,00068	0,00148	0,00015	0,00156	0,97976	0,00027	0,00028	0,01563	0,00000
7	0,00238	0,00115	0,00088	0,00179	0,00856	0,00178	0,94800	0,03511	0,00035	0,00000
8	0,03757	0,01548	0,01020	0,00562	0,00204	0,01102	0,01246	0,90536	0,00025	0,00000
9	0,00016	0,00059	0,00067	0,00018	0,00079	0,05279	0,00005	0,00024	0,94453	0,00000
10	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	1,00000

- 1 Pioniervegetation
- 2 Ruderalfläche
- 3 Ruderalfläche mit Gehölzen
- 4 Gehölzfläche
- 5 Laub- und Nadelwald
- 6 Grün- und Ackerland
- 7 Wasser
- 8 Offenland
- 9 Bebauung
- 10 Verkehrswege

Tab. 10: Matrix der Übergangswahrscheinlichkeiten für 1-Jahres-Abstände im Landschaftsmodell II
(1996 [Spalten]; 1994 [Reihen])

Nutzungsklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0,72878	0,10314	0,02797	0,01207	0,00032	0,01476	0,00426	0,10828	0,00042	0,00000
2	0,00586	0,75922	0,12201	0,03523	0,00504	0,03038	0,00200	0,03946	0,00081	0,00000
3	0,00029	0,01346	0,86674	0,02385	0,03757	0,03951	0,00102	0,01645	0,00111	0,00000
4	0,00195	0,00853	0,02141	0,84413	0,04155	0,00307	0,01191	0,06648	0,00097	0,00000
5	0,00012	0,00106	0,00648	0,00174	0,97014	0,01213	0,00370	0,00403	0,00060	0,00000
6	0,00071	0,00308	0,00335	0,00018	0,00250	0,96978	0,00010	0,00061	0,01969	0,00000
7	0,00077	0,00038	0,00115	0,00101	0,00365	0,00138	0,98681	0,00465	0,00021	0,00000
8	0,12982	0,02409	0,00868	0,01214	0,00050	0,00089	0,02478	0,79895	0,00016	0,00000
9	0,00030	0,00069	0,00068	0,00028	0,00086	0,11428	0,00007	0,00019	0,88265	0,00000
10	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	1,00000

- 1 Pioniervegetation
- 2 Ruderalfläche
- 3 Ruderalfläche mit Gehölzen
- 4 Gehölzfläche
- 5 Laub- und Nadelwald
- 6 Grün- und Ackerland
- 7 Wasser
- 8 Offenland
- 9 Bebauung
- 10 Verkehrswege

Tab. 11: Modellparameter der Expander-Funktion im Landschaftsmodell I (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)

Funktion	Übergangstypen	Anteile [%]	ClusterSize [Pixel]	SpreadOpenings [Anzahl an Zellen, zu denen Ausbreitung erfolgt] ⁵	Nachbarschaftseinschränkung
expand_toPio	Rud_toPio RudGeh_toPio Geh_toPio Wald_toPio GruA_toPio Wass_toPio Off_toPio Bau_toPio	100% 100% 10% 100% 100% 100% 50% 100%	100	(NORMAL(3,2),1,6) ⁵	(NPio ⁶ >3) für Rud, RudGeh, Wald, Wass, Bau; (NPio>2) für Off
expand_toRud	Pio_toRud RudGeh_toRud Geh_toRud Wald_toRud GruA_toRud Wass_toRud Off_toRud Bau_toRud	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	500	(NORMAL(3,2),1,6)	(NRud>3) für alle
expand_toRudGeh	Pio_toRudGeh Rud_toRudGeh Geh_toRudGeh Wald_toRudGeh GruA_toRudGeh Wass_toRudGeh Off_toRudGeh Bau_toRudGeh	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(3,2),1,6)	(NRudGeh>3) für Pio, Geh, Wald, GruA, Off; (NRudGeh>2) für Rud
expand_toGeh	Pio_toGeh Rud_toGeh RudGeh_toGeh Wald_toGeh GruA_toGeh Wass_toGeh Off_toGeh Bau_toGeh	80% 100% 80% 100% 100% 100% 70% 100%	90	(NORMAL(3,2),1,6)	(NGeh>3) für Wald, Wass, Off, Bau; (NGeh>2) für Rud, RudGeh
expand_toWald	Pio_toWald Rud_toWald RudGeh_toWald Geh_toWald GruA_toWald Wass_toWald Off_toWald Bau_toWald	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(3,2),1,6)	(NWald>3) für Rud, GruA, Wass, Off, Bau; (NWald>2) für RudGeh, Geh
expand_toGruA	Pio_toGruA Rud_toGruA RudGeh_toGruA Geh_toGruA Wald_toGruA Wass_toGruA Off_toGruA Bau_toGruA	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	80	(NORMAL(3,2),1,6)	(NGruA>3) für Rud, Wass, Bau; (NGruA>2) für RudGeh, Wald, Off
expand_toWass	Pio_toWass Rud_toWass RudGeh_toWass Geh_toWass Wald_toWass GruA_toWass Off_toWass Bau_toWass	100% 100% 100% 100% 100% 100% 95% 100%	200	(NORMAL(3,2),1,6)	(NWass > 3) für RudGeh, Geh, Wald, GruA; (NWass > 1) für Rud, Off
expand_toOff	Pio_toOff Rud_toOff RudGeh_toOff Geh_toOff Wald_toOff GruA_toOff Wass_toOff Bau_toOff	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	120	(NORMAL(3,2),1,6)	(NOff>3) für alle
expand_toBau	Pio_toBau Rud_toBau RudGeh_toBau Geh_toBau Wald_toBau GruA_toBau Wass_toBau Off_toBau	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(2,1),1,4)	(NBau >3) für Wald, Wass, Off; (NBau >2) für GruA

⁵ (Normalverteilung (Mittelwert, Standardabweichung), Minimum, Maximum)

⁶ NPio = Nachbarzellen der Klasse „Pioniervegetation“ etc.

Tab. 12: Modellparameter der Patcher-Funktion im Landschaftsmodell I (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)

Funktion	Übergangstypen	Anteile [%]	ClusterSize [Pixel]	SpreadOpenings [Anzahl an Zellen, zu denen Ausbreitung erfolgt]
patch_toPio	Rud_toPio	0%	Mittelwert = 60 Standardabw. = 10	(NEGEXP(2),1,4) ⁷
	RudGeh_toPio	0%		
	Geh_toPio	90%		
	Wald_toPio	0%		
	GruA_toPio	0%		
	Wass_toPio	0%		
	Off_toPio	50%		
	Bau_toPio	0%		
patch_toRud	nicht aktiv			
patch_toRudGeh	nicht aktiv			
patch_toGeh	Pio_toGeh	20%	Mittelwert = 20 Standardabw. = 10	(NORMAL(2,1),1,2)
	Rud_toGeh	0%		
	RudGeh_toGeh	20%		
	Wald_toGeh	0%		
	GruA_toGeh	0%		
	Wass_toGeh	0%		
	Off_toGeh	30%		
	Bau_toGeh	0%		
patch_toWald	nicht aktiv			
patch_toGruA	nicht aktiv			
patch_toWass	Pio_toWass	0%	Mittelwert = 50 Standardabw. = 10	(NORMAL(3,1),1,8)
	Rud_toWass	0%		
	RudGeh_toWass	0%		
	Geh_toWass	0%		
	Wald_toWass	0%		
	GruA_toWass	0%		
	Off_toWass	5%		
	Bau_toWass	0%		
patch_toOff	nicht aktiv			
patch_toBau	nicht aktiv			

⁷ (negative Exponentialverteilung (Mittelwert), Minimum, Maximum)

Tab. 13: Modellparameter der Expander-Funktion im Landschaftsmodell II (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)

Funktion	Übergangstypen	Anteile [%]	ClusterSize [Pixel]	SpreadOpenings [Anzahl an Zellen, zu denen Ausbreitung erfolgt] ⁸	Nachbarschaftseinschränkung
expand_toPio	Rud_toPio RudGeh_toPio Geh_toPio Wald_toPio GruA_toPio Wass_toPio Off_toPio Bau_toPio	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(1,2),1,6) ⁸	(NPio>0) für Rud, RudGeh, Wald, Wass, Bau; (NPio>1) für Off
expand_toRud	Pio_toRud RudGeh_toRud Geh_toRud Wald_toRud GruA_toRud Wass_toRud Off_toRud Bau_toRud	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	120	(NORMAL(3,2),1,6)	(NRud>2) für alle
expand_toRudGeh	Pio_toRudGeh Rud_toRudGeh Geh_toRudGeh Wald_toRudGeh GruA_toRudGeh Wass_toRudGeh Off_toRudGeh Bau_toRudGeh	70% 80% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(2,2),1,6)	(NRudGeh>1) für Pio, Rud, Geh, Wald, GruA, Off
expand_toGeh	Pio_toGeh Rud_toGeh RudGeh_toGeh Wald_toGeh GruA_toGeh Wass_toGeh Off_toGeh Bau_toGeh	90% 90% 80% 10% 100% 100% 100% 100%	90	(NORMAL(1,5,2),1,5)	(NGeh>3) für Wass; (NGeh>2) für Wald; (NGeh>1) für Rud, RudGeh, Off, Bau
expand_toWald	Pio_toWald Rud_toWald RudGeh_toWald Geh_toWald GruA_toWald Wass_toWald Off_toWald Bau_toWald	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(2,2),1,6)	(NWald>3) für Rud, GruA, Wass; (NWald>1) für RudGeh, Geh, Off, Bau
expand_toGruA	Pio_toGruA Rud_toGruA RudGeh_toGruA Geh_toGruA Wald_toGruA Wass_toGruA Off_toGruA Bau_toGruA	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	80	(NORMAL(2,2),1,6)	(NGruA>2) für Rud, RudGeh, Wald, Wass, Off, Bau
expand_toWass	Pio_toWass Rud_toWass RudGeh_toWass Geh_toWass Wald_toWass GruA_toWass Off_toWass Bau_toWass	100% 100% 100% 100% 100% 100% 90% 100%	200	(NORMAL(3,2),1,6)	(NWass > 3) für RudGeh, Wald, GruA; (NWass > 1) für Rud, Geh, Off
expand_toOff	Pio_toOff Rud_toOff RudGeh_toOff Geh_toOff Wald_toOff GruA_toOff Wass_toOff Bau_toOff	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	120	(NORMAL(2,2),1,6)	(NOff>3) für Geh, GruA, Wass, Bau; (NOff>2) für Pio; (NOff>1) für Rud, RudGeh, Wald
expand_toBau	Pio_toBau Rud_toBau RudGeh_toBau Geh_toBau Wald_toBau GruA_toBau Wass_toBau Off_toBau	100% 100% 100% 100% 100% 100% 100% 100%	100	(NORMAL(2,1),1,4)	(NBau > 2) für Wald, Wass, Off; (NBau > 1) für GruA

⁸ (Normalverteilung (Mittelwert, Standardabweichung), Minimum, Maximum)

⁹ NPio = Nachbarzellen der Klasse „Pioniervegetation“ etc.

Tab. 14: Modellparameter der Patcher-Funktion im Landschaftsmodell II (Landnutzungsklassen: Pio = Pioniervegetation; Rud = Ruderalfläche; RudGeh = Ruderalfläche mit Gehölzen; Geh = Gehölze; Wald = Laub- u. Nadelwald, GruA = Grün- u. Ackerland; Wass = Wasser; Off = Offenland; Bau = Bebauung)

Funktion	Übergangstypen	Anteile [%]	ClusterSize [Pixel]	SpreadOpenings [Anzahl an Zellen, zu denen Ausbreitung erfolgt]
patch_toPio	nicht aktiv			
patch_toRud	nicht aktiv			
patch_toRudGeh	Pio_toRudGeh Rud_toRudGeh Geh_toRudGeh Wald_toRudGeh GruA_toRudGeh Wass_toRudGeh Off_toRudGeh Bau_toRudGeh	30% 40% 0% 0% 0% 0% 0% 0%	100	(NEGEXP(2),1,4) ¹⁰
patch_toGeh	Pio_toGeh Rud_toGeh RudGeh_toGeh Wald_toGeh GruA_toGeh Wass_toGeh Off_toGeh Bau_toGeh	10% 10% 20% 90% 0% 0% 0% 0%	Mittelwert = 20 Standardabw. = 10	(NEGEXP(2),1,4)
patch_toWald	nicht aktiv			
patch_toGruA	nicht aktiv			
patch_toWass	Pio_toWass Rud_toWass RudGeh_toWass Geh_toWass Wald_toWass GruA_toWass Off_toWass Bau_toWass	0% 0% 0% 0% 0% 0% 10% 0%	100	(NEGEXP(2),1,4)
patch_toOff	nicht aktiv			
patch_toBau	nicht aktiv			

¹⁰ (negative Exponentialverteilung (Mittelwert), Minimum, Maximum)

Tab. 15: Habitatvariablen der Habitatmodellierung und ihre Eignungsverläufe

Schlüsselfaktor	Gewichtung	Ausprägung	Eignungswert
Landnutzung	10	Pioniervegetation	0.6
		Ruderalfläche	0.5
		Ruderalfläche mit Gehölzen	0.4
		Gehölzfläche	0.1
		Laub- und Nadelwald	0
		Grün- und Ackerland	0.3
		Wasser	0
		Offenland	1
		Bebauung	0.2
		Verkehrswege	0
Bodenart	4	Ton	0.2
		Lehm	0.2
		Schluff	0.2
		Sand	0.4
		Ton -Lehm	0.2
		Ton-Schluff	0.2
		Lehm-Schluff	0.2
		Lehm-Sand	0.3
		Lehm-Schluff-Sand	0.3
		Torf	0.1
		fehlende bzw. andere Daten	1
Entfernung zu Bundesstraßen	4	<10	0
		10-30	Entfernung/30
		>30	1
Entfernung zu sonstigen Straßen und Gleisen	2	<10	0
		10-30	Entfernung/30
		>30	1
Nähe zu Gewässern	7	<200	1
		200-5000	200/Entfernung
		>5000	0

Tab. 16: Ausschlussbedingungen der Habitatmodellierung

Variable	Ausschlusskriterien
Hangneigung	>15°
Landnutzung	Laub- und Nadelwald, Wasser, Verkehrswege

Tab. 17: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I: Vergleich der Landschaftsindizes der Simulation von 1990 bis 1994 mit denen der Landnutzungskarte von 1994 auf Klassenebene

Referenz 1994					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	
Pioniervegetation	3161,13	1977	28,48	4,13	
Ruderalfläche	3637,35	4695	43,40	2,85	
Ruderalfläche mit Gehölzen	2873,62	3971	36,03	2,86	
Gehölzfläche	687,70	1129	9,14	2,73	
Laub- und Nadelwald	5188,06	1411	24,18	2,62	
Grün- und Ackerland	28783,41	4052	91,06	3,13	
Wasser	1457,99	201	3,35	1,65	
Offenland	5933,71	987	25,46	9,67	
Bebauung	5516,60	2326	37,18	3,48	
Verkehrswege	2949,00	80	71,22	190,20	
Simulation 1994					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	
Pioniervegetation	2972,93	1950,4	19,56	2,09	
Ruderalfläche	3848,59	5773,25	32,01	2,25	
Ruderalfläche mit Gehölzen	3090,13	4646,1	27,33	2,49	
Gehölzfläche	571,74	1131,6	5,91	2,47	
Laub- und Nadelwald	4991,14	1507	19,35	2,36	
Grün- und Ackerland	28737,85	4391,15	75,14	2,91	
Wasser	1373,20	214,65	3,30	1,53	
Offenland	6182,18	1890,1	21,37	7,93	
Bebauung	5471,81	2272,6	29,04	2,95	
Verkehrswege	2949,00	80	71,22	190,20	
Abweichungen (%)					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	mittlere Abweichung pro Klasse
Pioniervegetation	5,95%	1,35%	31,32%	49,46%	22,02%
Ruderalfläche	5,81%	22,97%	26,25%	21,19%	19,05%
Ruderalfläche mit Gehölzen	7,53%	17,00%	24,15%	13,05%	15,43%
Gehölzfläche	16,86%	0,23%	35,33%	9,47%	15,47%
Laub- und Nadelwald	3,80%	6,80%	19,94%	9,83%	10,09%
Grün- und Ackerland	0,16%	8,37%	17,48%	7,24%	8,31%
Wasser	5,82%	6,79%	1,50%	7,35%	5,36%
Offenland	4,19%	91,50%	16,04%	17,96%	32,42%
Bebauung	0,81%	2,30%	21,89%	15,14%	10,03%
Verkehrswege	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
mittlere Abweichung pro LSI	5,09%	15,73%	19,39%	15,07%	13,82%

Tab. 18: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der gemittelten Landschaftsindizes der Simulation von 1990 bis 1994 von denen der Landnutzungskarte 1994 auf Klassenebene

Landnutzungs-klasse	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	mittlere Abweichung pro Klasse
Pioniervegetation	6,02%	0,14%	31,01%	49,04%	21,55%
Ruderalfläche	5,82%	25,60%	25,84%	21,05%	19,58%
Ruderalfläche mit Gehölzen	7,50%	21,61%	23,77%	12,93%	16,45%
Gehölzfläche	17,05%	0,16%	35,26%	9,93%	15,60%
Laub- und Nadelwald	3,80%	6,79%	19,97%	9,98%	10,13%
Grün- und Ackerland	0,16%	13,63%	17,23%	7,24%	9,56%
Wasser	5,75%	6,00%	0,99%	6,67%	4,85%
Offenland	4,27%	116,55%	15,44%	18,52%	38,69%
Bebauung	0,83%	1,16%	21,15%	14,25%	9,35%
Verkehrswege	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
mittlere Abweichung pro LSI	5,12%	19,16%	19,07%	14,96%	14,58%

Tab. 19: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells I mit und ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der Landschaftsindizes auf Landschaftsebene

	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	CONTAG [%]
Simulation 1994 (mit Filter)	14,54%	17,66%	3,82%	2,66%
Simulation 1994 (ohne Filter)	18,71%	17,37%	3,83%	2,62%

Tab. 20: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II: Vergleich der Landschaftsindizes der Simulation von 1994 bis 1996 mit denen der Landnutzungskarte von 1996 auf Klassenebene

Referenz 1996					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	
Pioniervegetation	3081,82	1665	27,4454	6,4024	
Ruderalfläche	3109,59	4473	37,1052	2,6107	
Ruderalfläche mit Gehölzen	3575,25	4720	41,3309	2,9272	
Gehölzfläche	1121,69	1786	14,4423	2,8181	
Laub- und Nadelwald	5360,02	1613	25,6554	2,6984	
Grün- und Ackerland	28990,56	3999	90,2821	3,0481	
Wasser	1822,4	240	4,0857	1,6769	
Offenland	4797,67	1675	30,4442	9,3783	
Bebauung	5380,57	2118	35,4057	3,5433	
Verkehrswege	2949	80	71,2183	190,2011	
Simulation 1996					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	
Pioniervegetation	3020,8755	2197,85	21,629945	3,623205	
Ruderalfläche	3159,9055	5613,5	33,95096	2,331275	
Ruderalfläche mit Gehölzen	3498,129	4784,5	35,738515	2,396135	
Gehölzfläche	1104,8885	1553,15	11,353085	2,52714	
Laub- und Nadelwald	5378,9885	1495,05	23,372535	2,54938	
Grün- und Ackerland	28989,237	4205,9	84,5012	3,00196	
Wasser	1808,5655	228,35	4,05426	1,683825	
Offenland	4890,4025	1731	21,44122	6,260975	
Bebauung	5388,578	2373,55	32,153905	2,952325	
Verkehrswege	2949	80	71,2183	190,2011	
Abweichungen (%)					
Landnutzung	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	mittlere Abweichung pro Klasse
Pioniervegetation	1,98%	32,00%	21,19%	43,41%	24,64%
Ruderalfläche	1,62%	25,50%	8,50%	10,70%	11,58%
Ruderalfläche mit Gehölzen	2,16%	1,37%	13,53%	18,14%	8,80%
Gehölzfläche	1,50%	13,04%	21,39%	10,32%	11,56%
Laub- und Nadelwald	0,35%	7,31%	8,90%	5,52%	5,52%
Grün- und Ackerland	0,00%	5,17%	6,40%	1,51%	3,27%
Wasser	0,76%	4,85%	0,77%	0,41%	1,70%
Offenland	1,93%	3,34%	29,57%	33,24%	17,02%
Bebauung	0,15%	12,07%	9,18%	16,68%	9,52%
Verkehrswege	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
mittlere Abweichung pro LSI	1,04%	10,47%	11,94%	13,99%	9,36%

Tab. 21: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der gemittelten Landschaftsindizes der Simulation von 1994 bis 1996 von denen der Landnutzungskarte 1996 auf Klassenebene

Landnutzungs-klasse	CA [ha]	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	mittlere Abweichung pro Klasse
Pioniervegetation	2,08%	49,80%	18,73%	43,43%	28,51%
Ruderalfläche	1,70%	34,54%	5,55%	10,92%	13,18%
Ruderalfläche mit Gehölzen	2,20%	1,10%	11,90%	16,28%	7,87%
Gehölzfläche	1,50%	12,44%	20,31%	8,72%	10,74%
Laub- und Nadelwald	0,35%	7,42%	8,85%	6,04%	5,67%
Grün- und Ackerland	0,01%	5,51%	6,05%	1,79%	3,34%
Wasser	0,77%	1,75%	0,44%	1,34%	1,08%
Offenland	2,00%	37,98%	27,56%	32,15%	24,92%
Bebauung	0,19%	21,47%	8,74%	16,91%	11,83%
Verkehrswege	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
mittlere Abweichung pro LSI	1,08%	17,20%	10,81%	13,76%	10,71%

Tab. 22: Ergebnisse der Evaluation des Landschaftsmodells II mit und ohne Filter-Funktion: proz. Abweichungen der Landschaftsindizes auf Landschaftsebene

	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	CONTAG [%]
Simulation 1994 (mit Filter)	7,47%	19,45%	3,19%	3,89%
Simulation 1994 (ohne Filter)	23,67%	7,12%	4,65%	0,15%

Tab. 23: Szenario 1996: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene

<u>Landnutzung</u>	<u>CA [ha]</u>	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>
Pioniervegetation	3453,72	2084,4	22,17	2,15
Ruderafläche	3489,72	4870,35	26,47	2,15
Ruderafläche mit Gehölzen	2750,76	4008,1	22,83	2,41
Gehölzfläche	584,61	1123,15	5,83	2,45
Laub- und Nadelwald	5251,65	1372,4	18,64	2,31
Grün- und Ackerland	29042,30	3875,1	69,57	2,80
Wasser	1434,79	190,2	3,32	1,55
Offenland	5447,81	1751,45	21,54	8,99
Bebauung	5784,21	1787,75	26,73	2,74
Verkehrswege	2949,00	80	71,22	190,20

Tab. 24: Szenario 1996: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene

	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>	<u>CONTAG [%]</u>
Szenario1996	21142,90	144,16	12,37	54,26

Tab. 25: Szenario 2020a: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene

<u>Landnutzung</u>	<u>CA [ha]</u>	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>
Pioniervegetation	6261,08	1626,55	29,02	6,49
Ruderafläche	1674,51	1617,95	8,29	1,59
Ruderafläche mit Gehölzen	1280,29	1227,35	8,81	2,70
Gehölzfläche	660,48	1104,65	5,84	3,25
Laub- und Nadelwald	4858,89	1146,45	14,32	2,23
Grün- und Ackerland	31248,66	1734,45	54,85	2,66
Wasser	1852,31	175,90	4,34	1,83
Offenland	1328,42	2831,85	15,76	3,13
Bebauung	8074,95	977,40	28,93	2,59
Verkehrswege	2949,00	80,00	71,22	190,20

Tab. 26: Szenario 2020a: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene

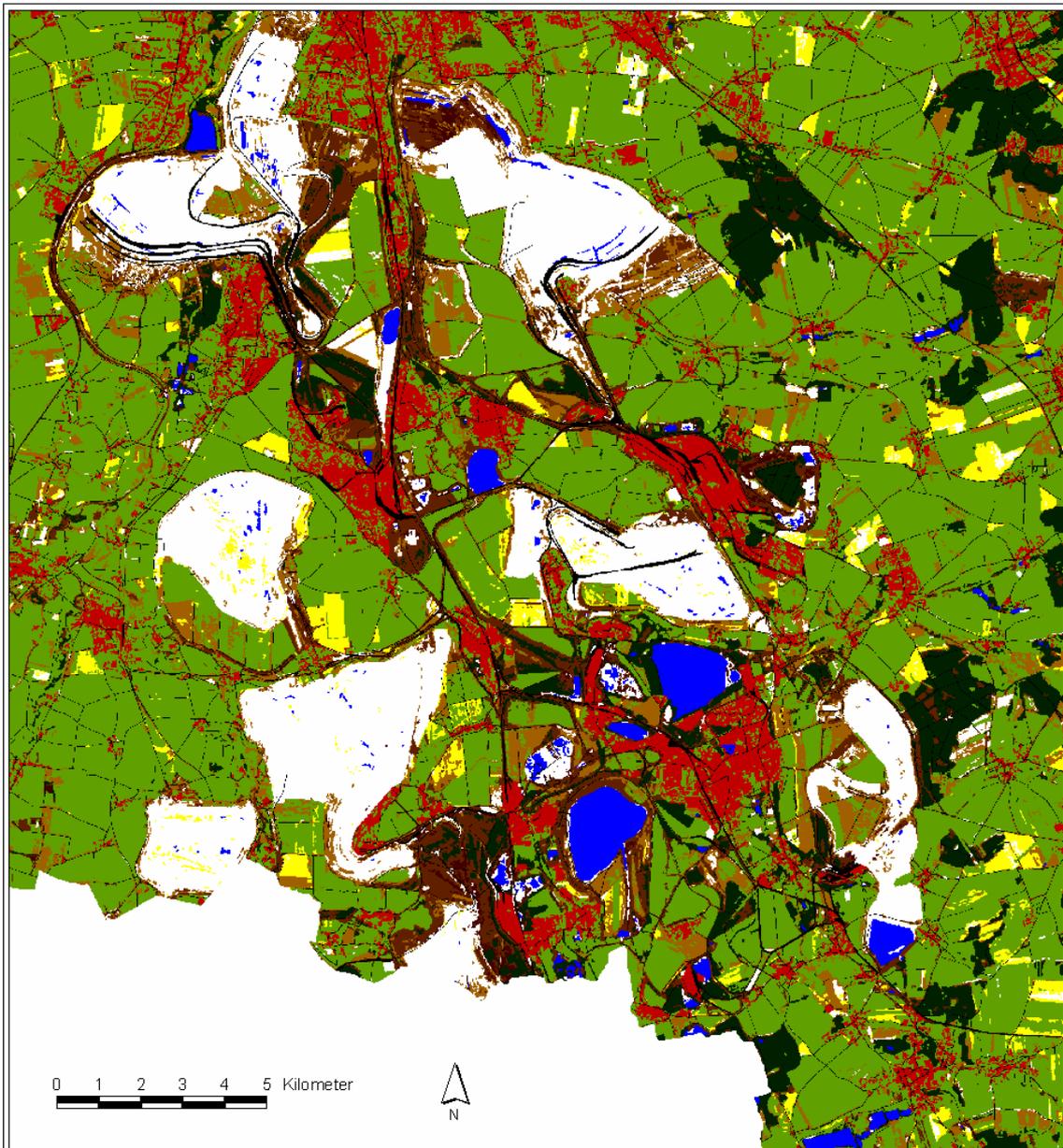
	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>	<u>CONTAG [%]</u>
Szenario 2020a	12522,55	120,69	12,16	58,68

Tab. 27: Szenario 2020b: Landschaftsstrukturmaße auf Klassenebene

<u>Landnutzung</u>	<u>CA [ha]</u>	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>
Pioniervegetation	875,93	1160,50	7,09	2,75
Ruderafläche	1407,83	2662,40	13,15	2,15
Ruderafläche mit Gehölzen	3569,93	4179,00	28,19	3,45
Gehölzfläche	2247,14	2540,15	18,92	2,44
Laub- und Nadelwald	8371,09	1207,90	23,64	2,39
Grün- und Ackerland	30064,97	3170,40	71,62	2,97
Wasser	3734,24	288,05	7,68	2,14
Offenland	1825,14	746,95	8,51	1,98
Bebauung	5143,30	1950,35	27,75	2,60
Verkehrswege	2949,00	80,00	71,22	190,20

Tab. 28: Szenario 2020b: Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene

	<u>NP</u>	<u>ED [m/ha]</u>	<u>SHAPE_AM</u>	<u>CONTAG [%]</u>
Szenario 2020b	17985,70	138,88	11,94	55,87



Landnutzung

	Pioniervegetation
	Ruderalfläche
	Ruderalfläche mit Gehölzen
	Gehölzfläche
	Laub- und Nadelwald
	Grün- und Ackerland
	Wasser
	Offenland
	Bebauung
	Verkehrswege

Karte 1: Landnutzungskarte 1990

Datenquelle: LAUSCH (2000)

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

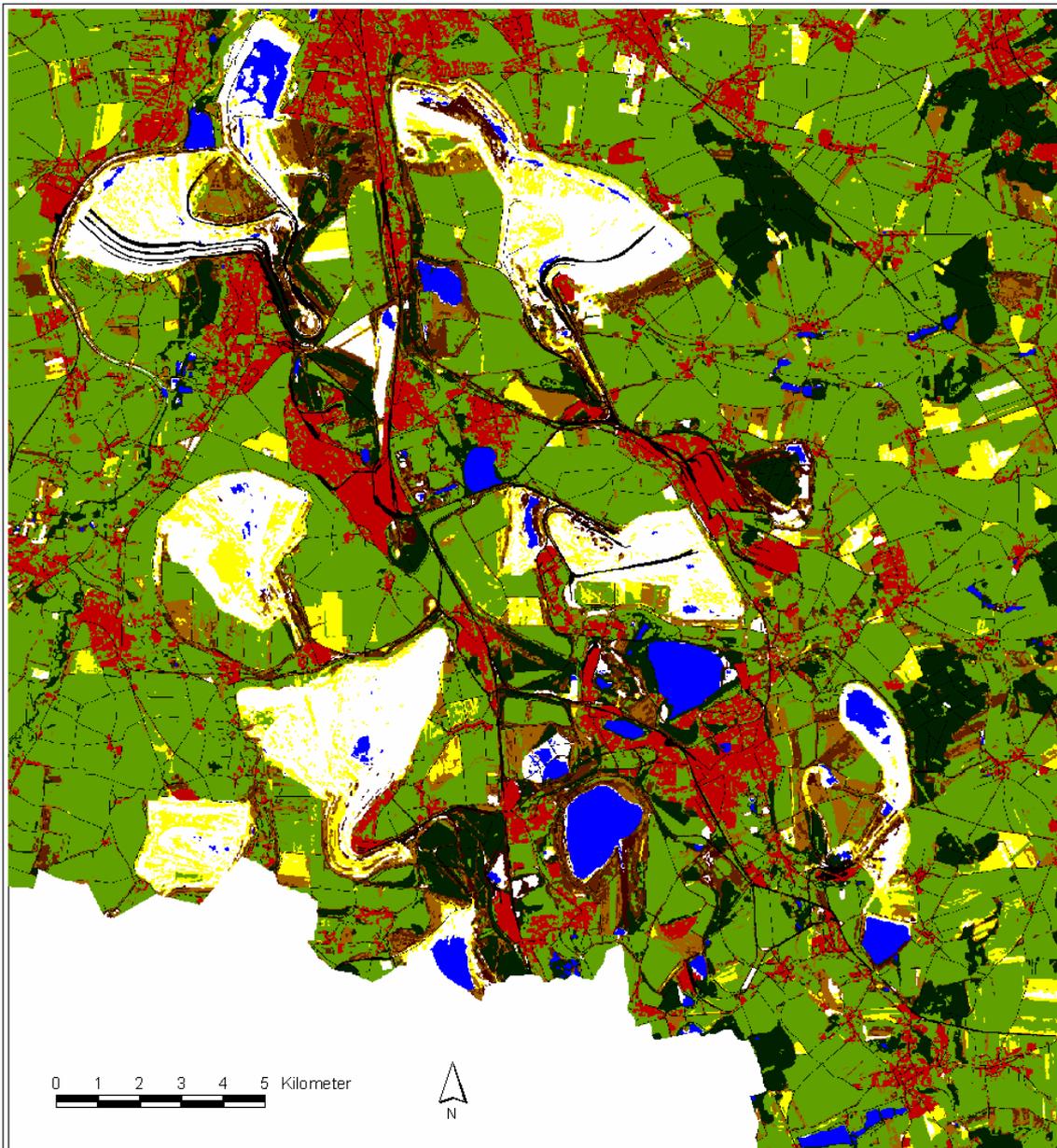
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

August 2003





0 1 2 3 4 5 Kilometer



Landnutzung

- Pioniervegetation
- Ruderalfläche
- Ruderalfläche mit Gehölzen
- Gehölzfläche
- Laub- und Nadelwald
- Grün- und Ackerland
- Wasser
- Offenland
- Bebauung
- Verkehrswege

Karte 2: Landnutzungskarte 1994

Datenquelle: LAUSCH (2000)

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

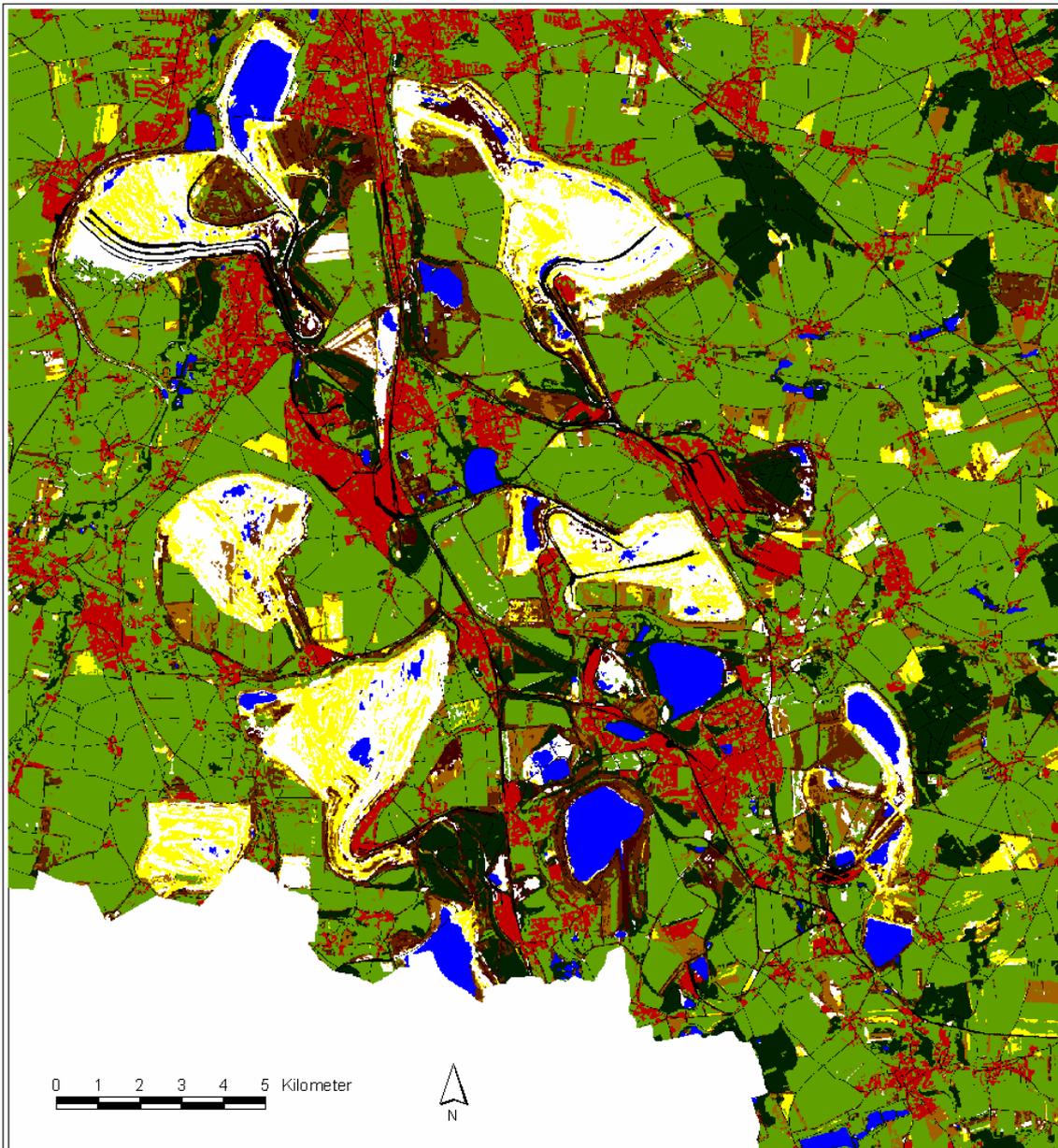
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

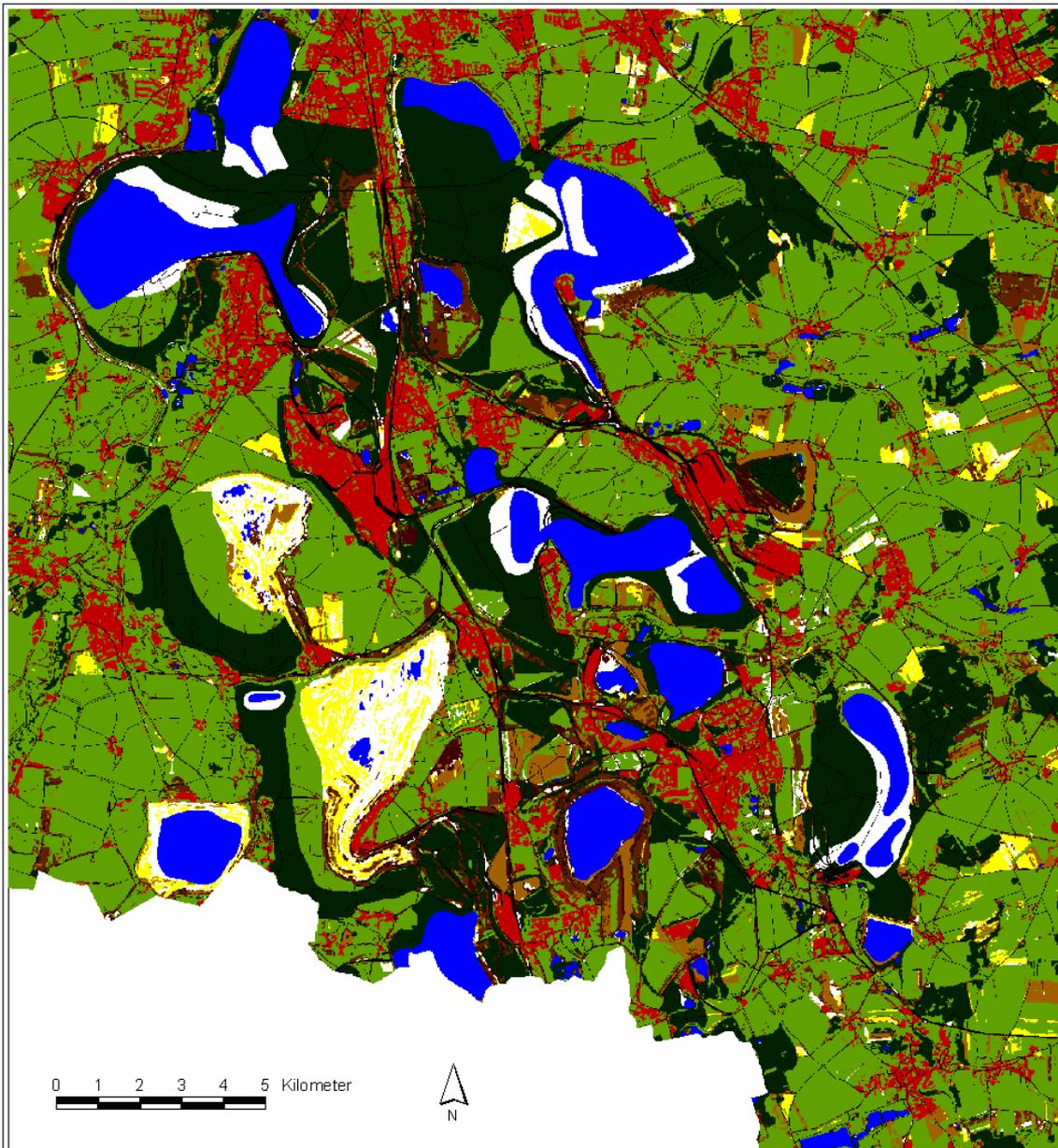
Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

August 2003





<p>Landnutzung</p> <ul style="list-style-type: none"> Pionervegetation Ruderalfläche Ruderalfläche mit Gehölzen Gehölzfläche Laub- und Nadelwald Grün- und Ackerland Wasser Offenland Bebauung Verkehrswege 	<p>Karte 3: Landnutzungskarte 1996</p> <p>Datenquelle: LAUSCH (2000)</p> <p>Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer</p> <p>Bearbeitung: Annelie Holzkämper</p> <p>Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte Westfälische Wilhelms-Universität Münster Institut für Landschaftsökologie</p> <p>Dr. A. Lausch Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Sektion Angewandte Landschaftsökologie</p> <p>August 2003</p> <div style="text-align: right;">   </div>
---	--



- Landnutzung**
- Pionervegetation
 - Ruderalfläche
 - Ruderalfläche mit Gehölzen
 - Gehölzfläche
 - Laub- und Nadelwald
 - Grün- und Ackerland
 - Wasser
 - Offenland
 - Bebauung
 - Verkehrswege

Karte 4: Landnutzungskarte für den Planungszustand 2020

Datenquelle: LAUSCH (2000)

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

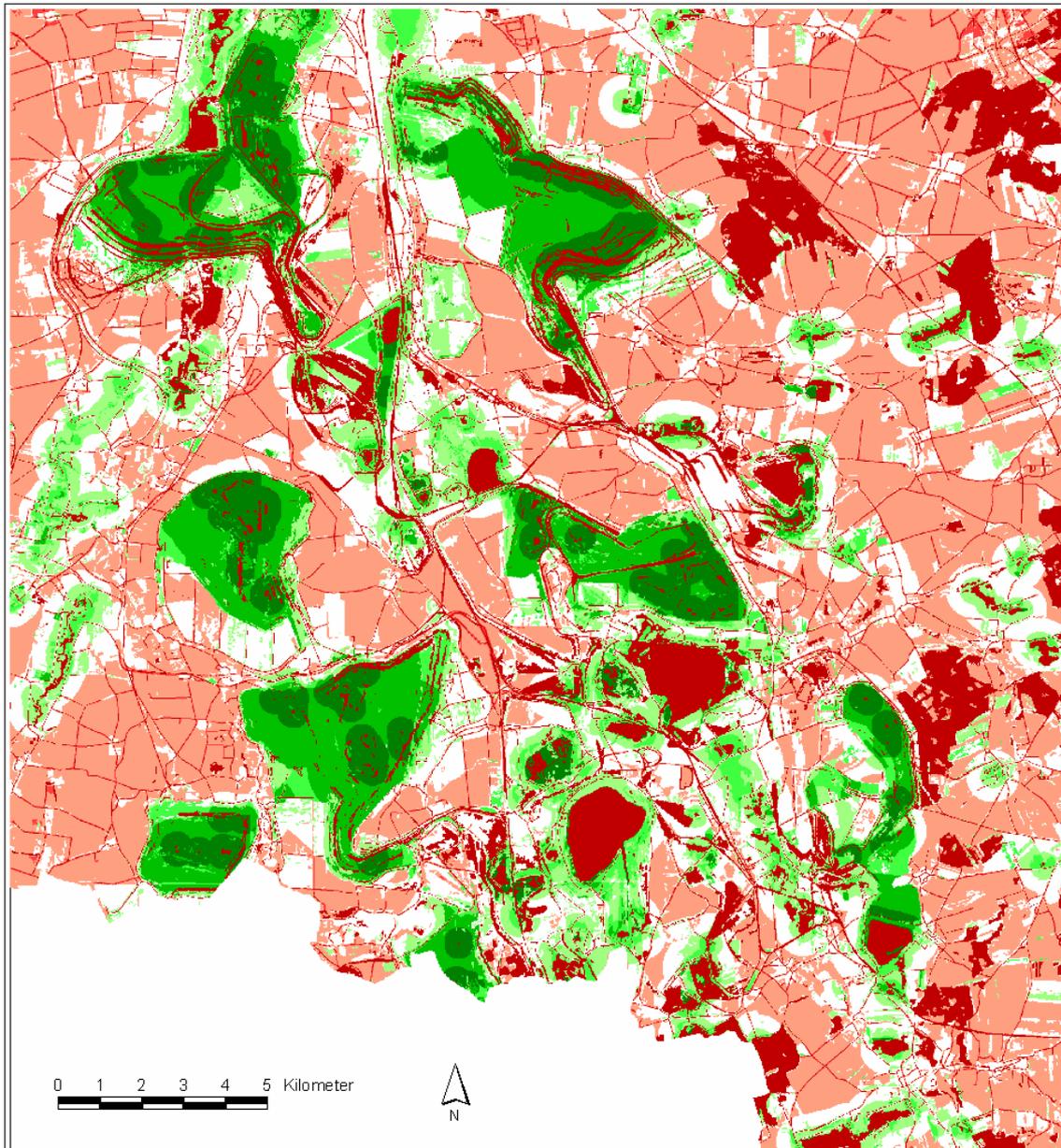
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

August 2003





Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 5: Habitateignungskarte 1990

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

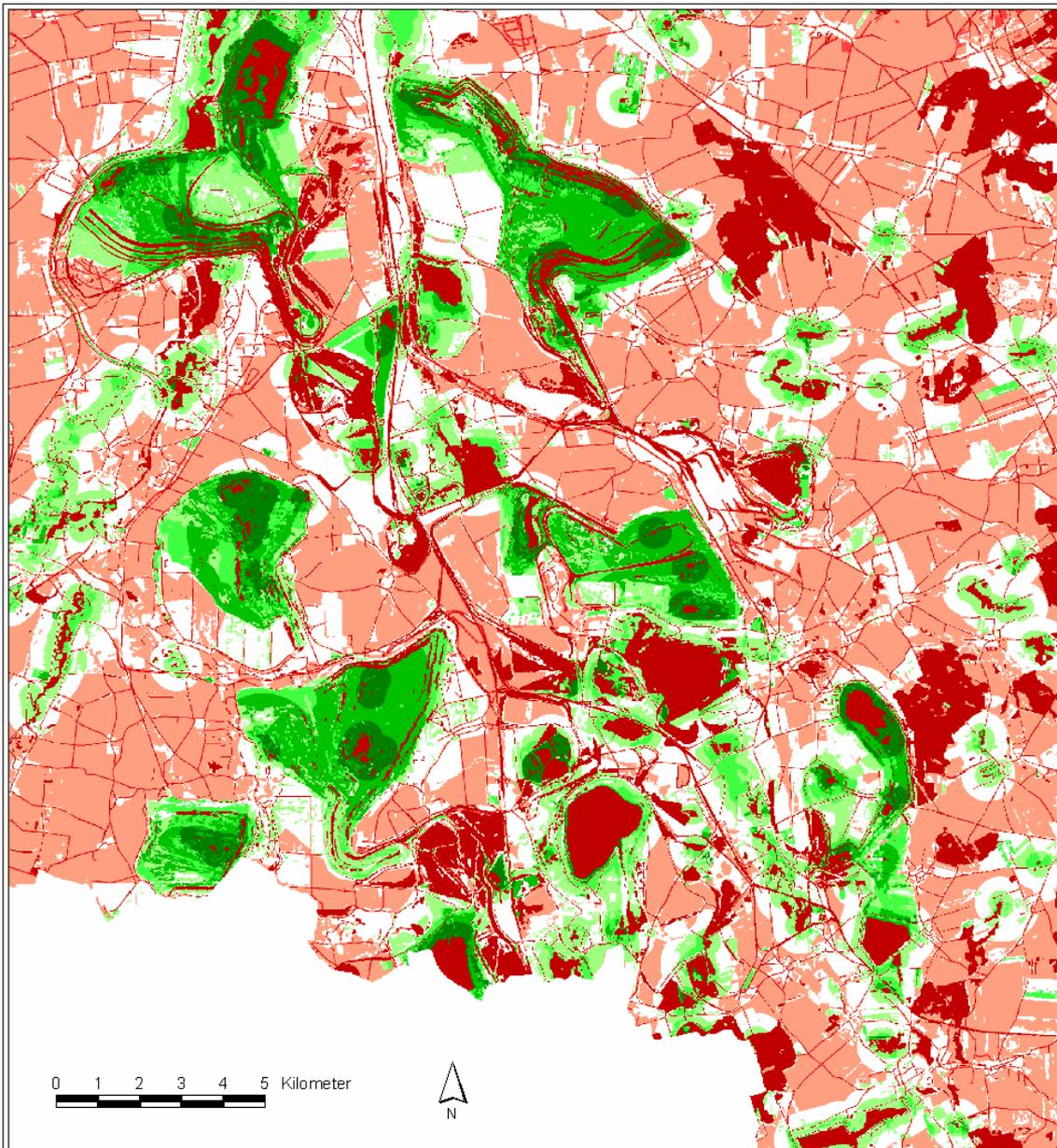
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 6: Habitateignungskarte
1994

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

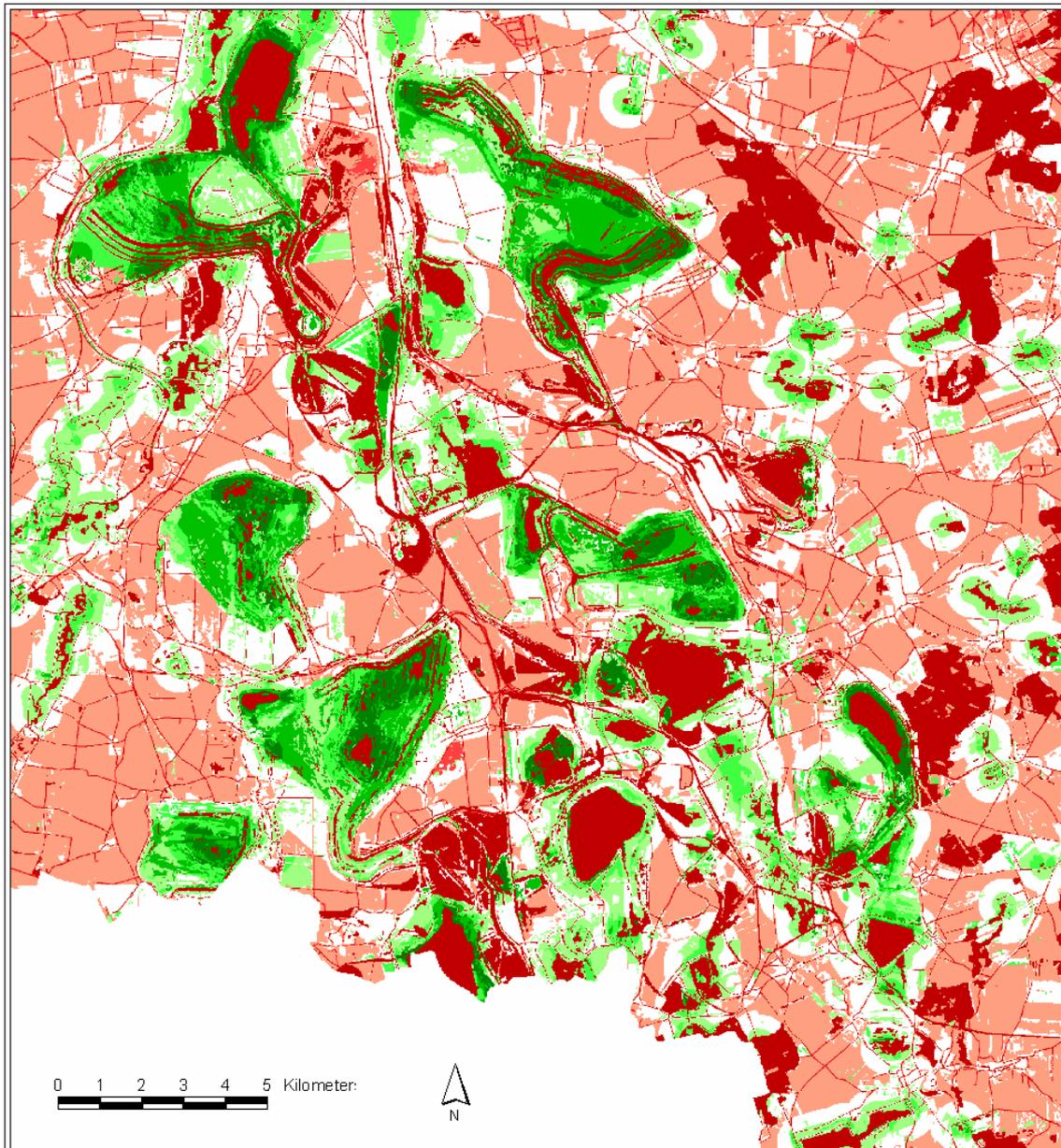
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 7: Habitateignungskarte 1996

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

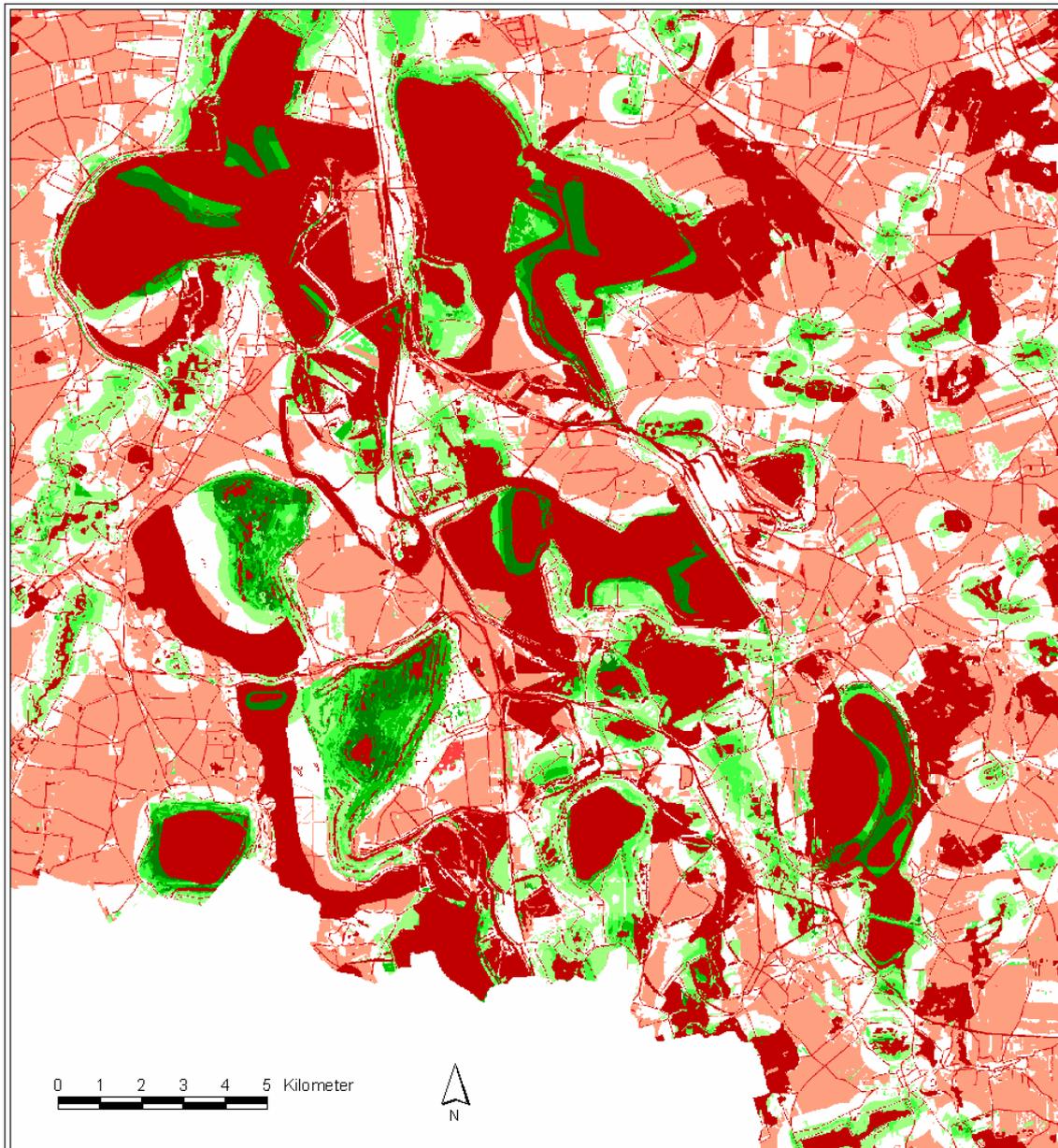
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 8: Habitateignungskarte für den Planungszustand 2020

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

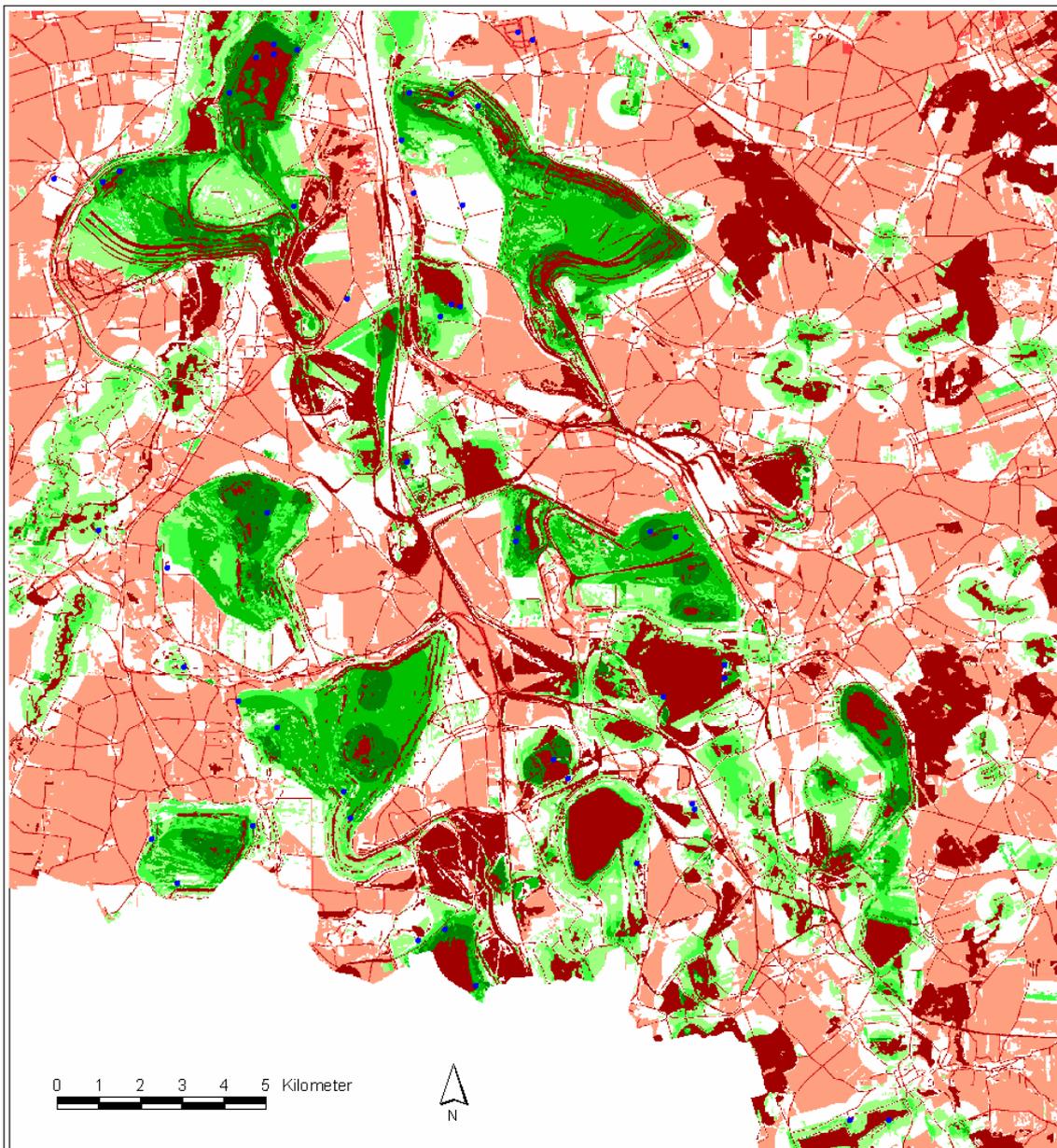
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

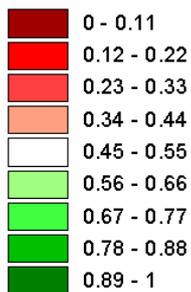


August 2003



- Flussregenpfeifervorkommen zwischen 1993 und 1995

Habitat-eignungsklassen



Karte 9: Habitat-eignung 1994 und Flussregenpfeifervorkommen zwischen 1993 und 1995

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

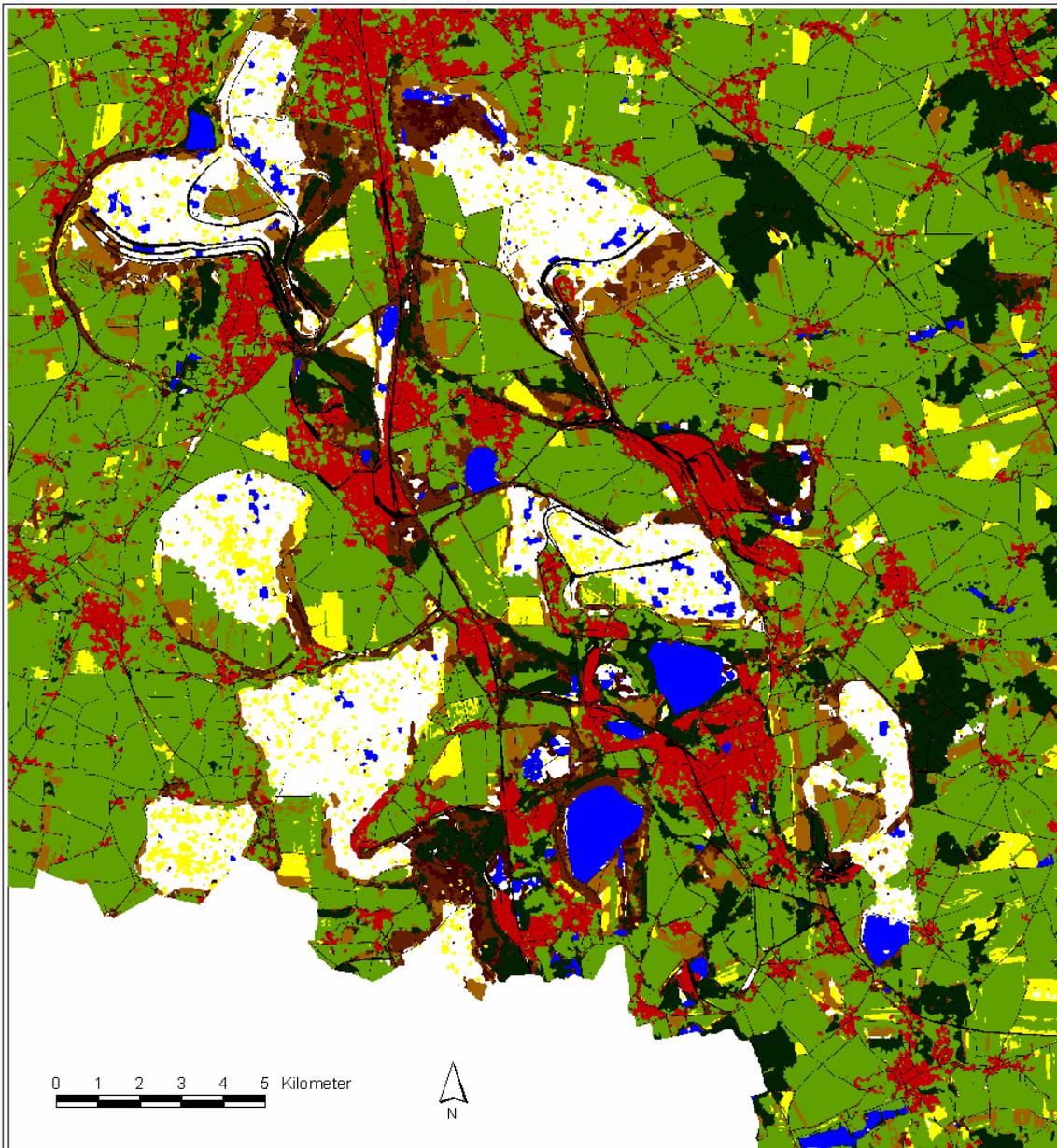
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

August 2003





- Landnutzung**
- Pioniervegetation
 - Ruderalfläche
 - Ruderalfläche mit Gehölzen
 - Gehölzfläche
 - Laub- und Nadelwald
 - Grün- und Ackerland
 - Wasser
 - Offenland
 - Bebauung
 - Verkehrswege

Karte 10: Simulation der Landnutzung 1994 mit dem Landschaftsmodell I

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

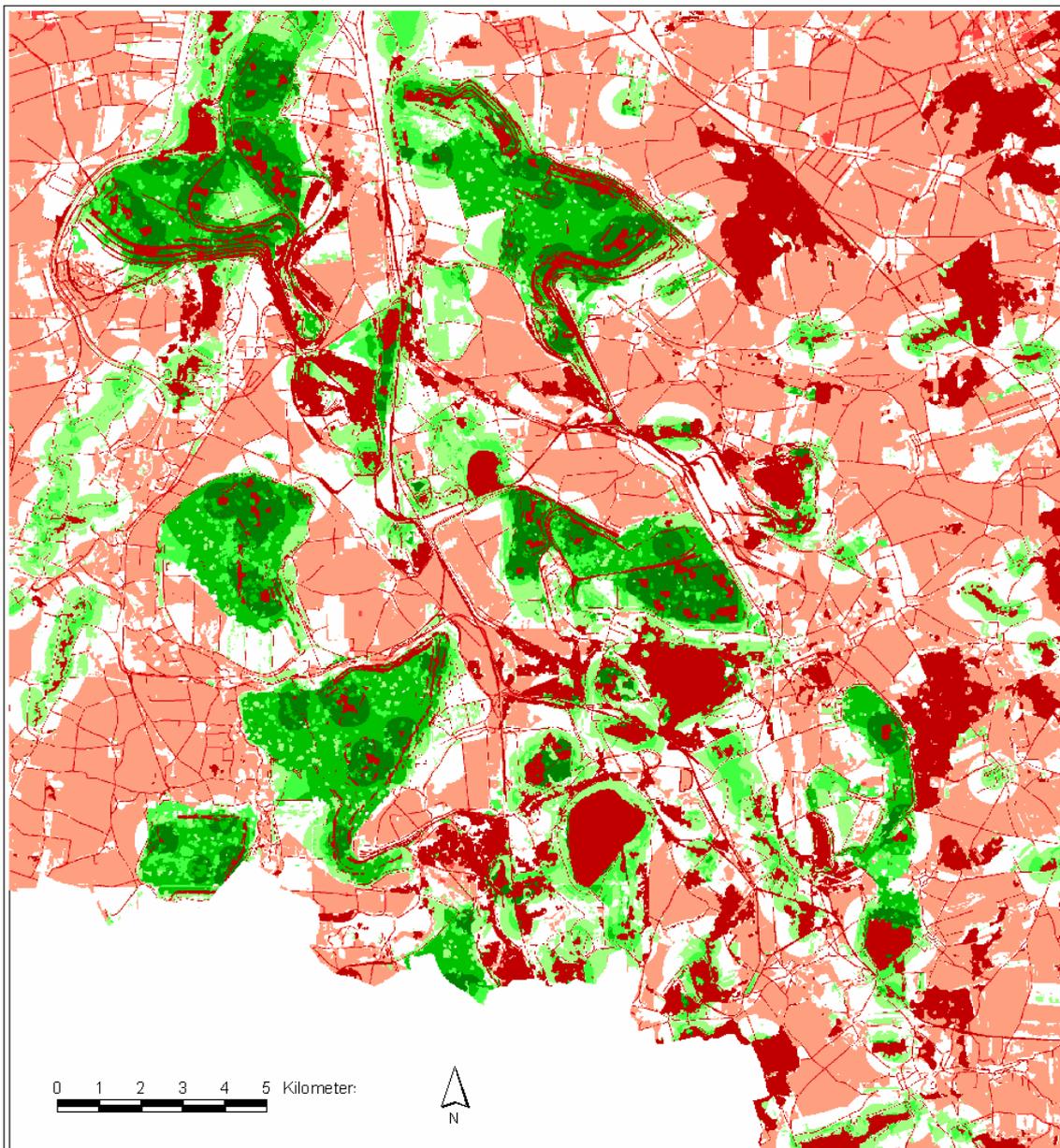
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 11: Simulation der Habitateignung 1994 mit dem Landschaftsmodell I

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

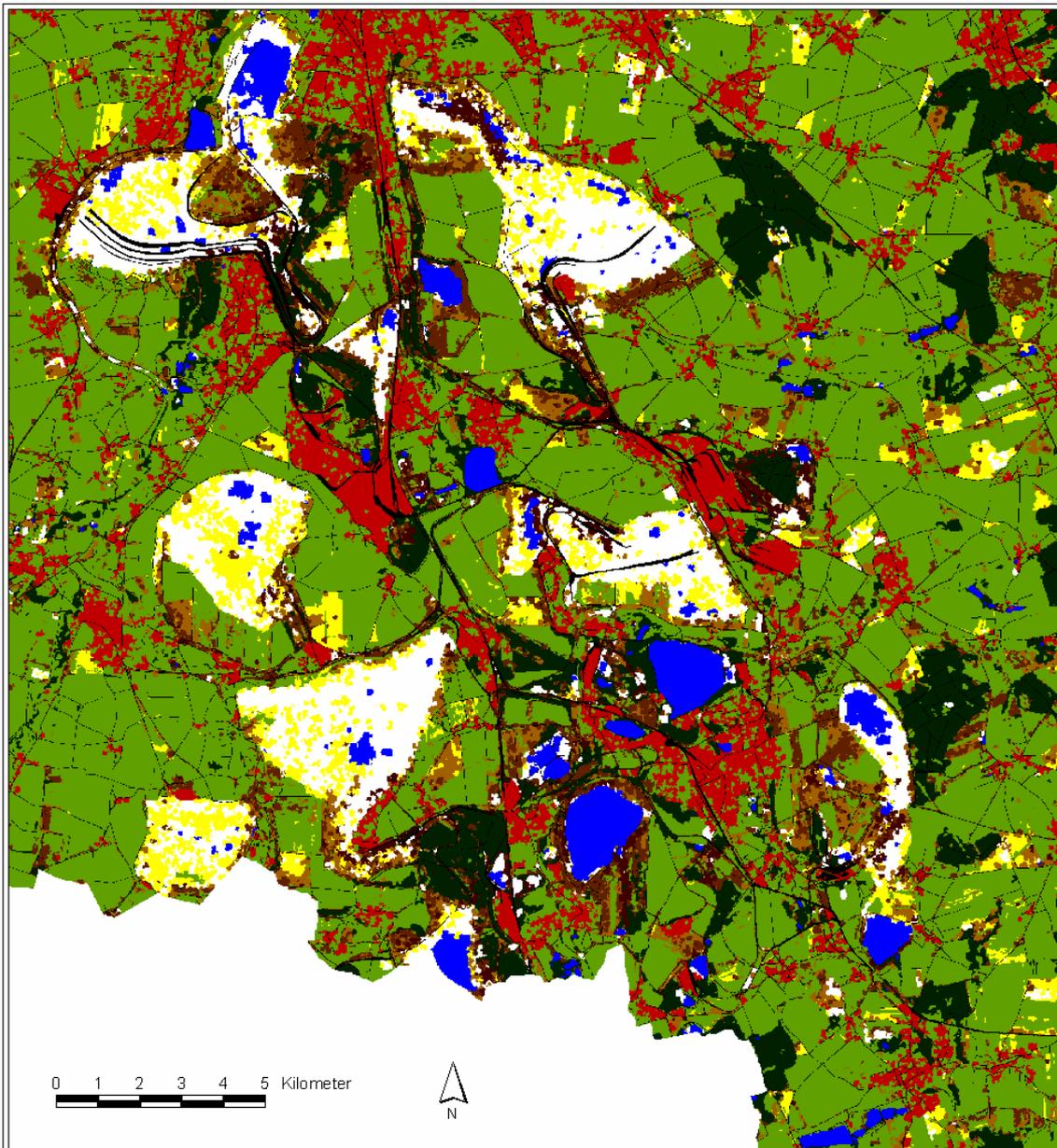
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Landnutzung	
	Pioniervegetation
	Ruderalfläche
	Ruderalfläche mit Gehölzen
	Gehölzfläche
	Laub- und Nadelwald
	Grün- und Ackerland
	Wasser
	Offenland
	Bebauung
	Verkehrswege

Karte 12: Simulation der Landnutzung 1996 mit dem Landschaftsmodell II

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

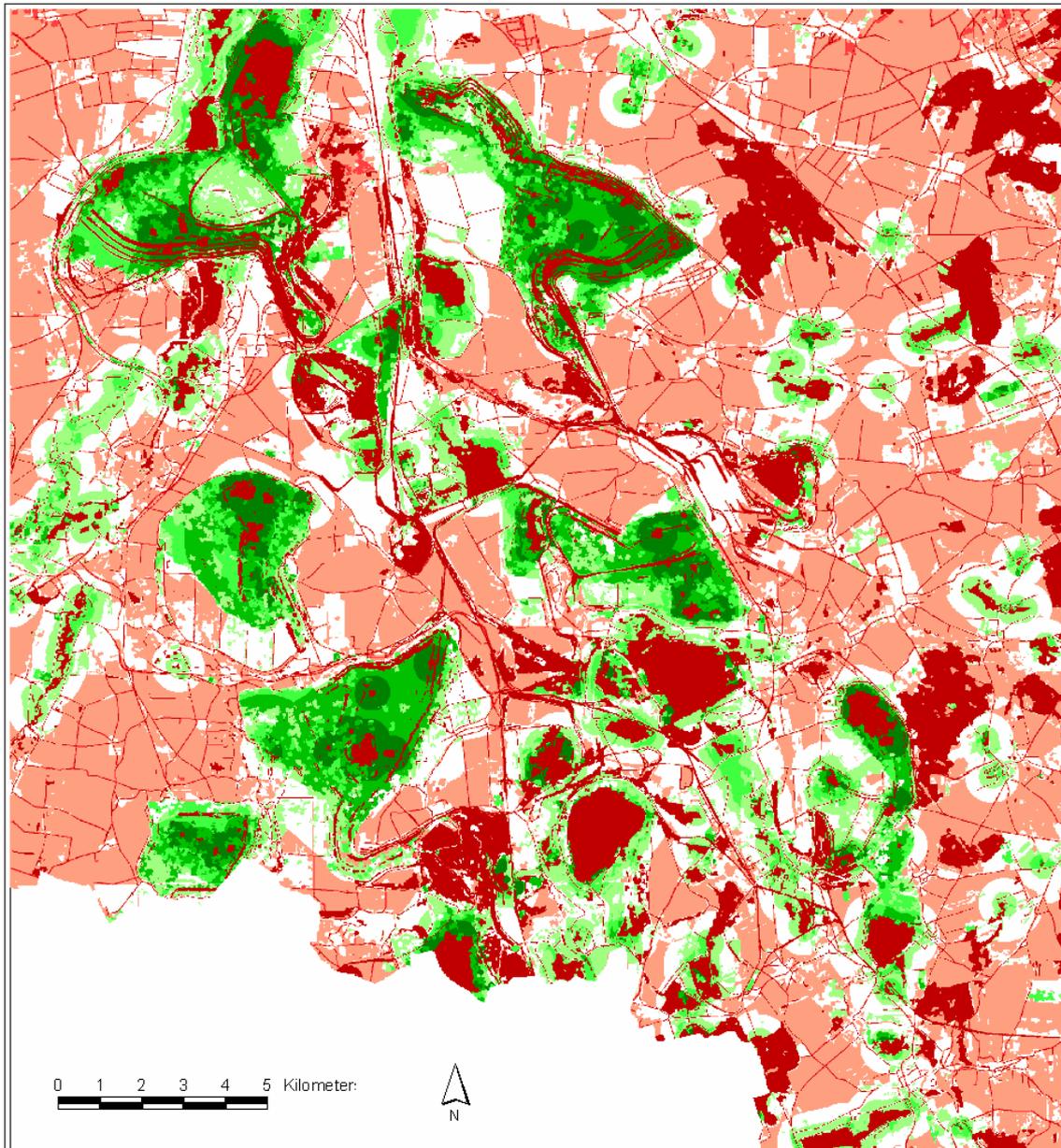
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 13: Simulation der Habitateignung 1996 mit dem Landschaftsmodell II

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

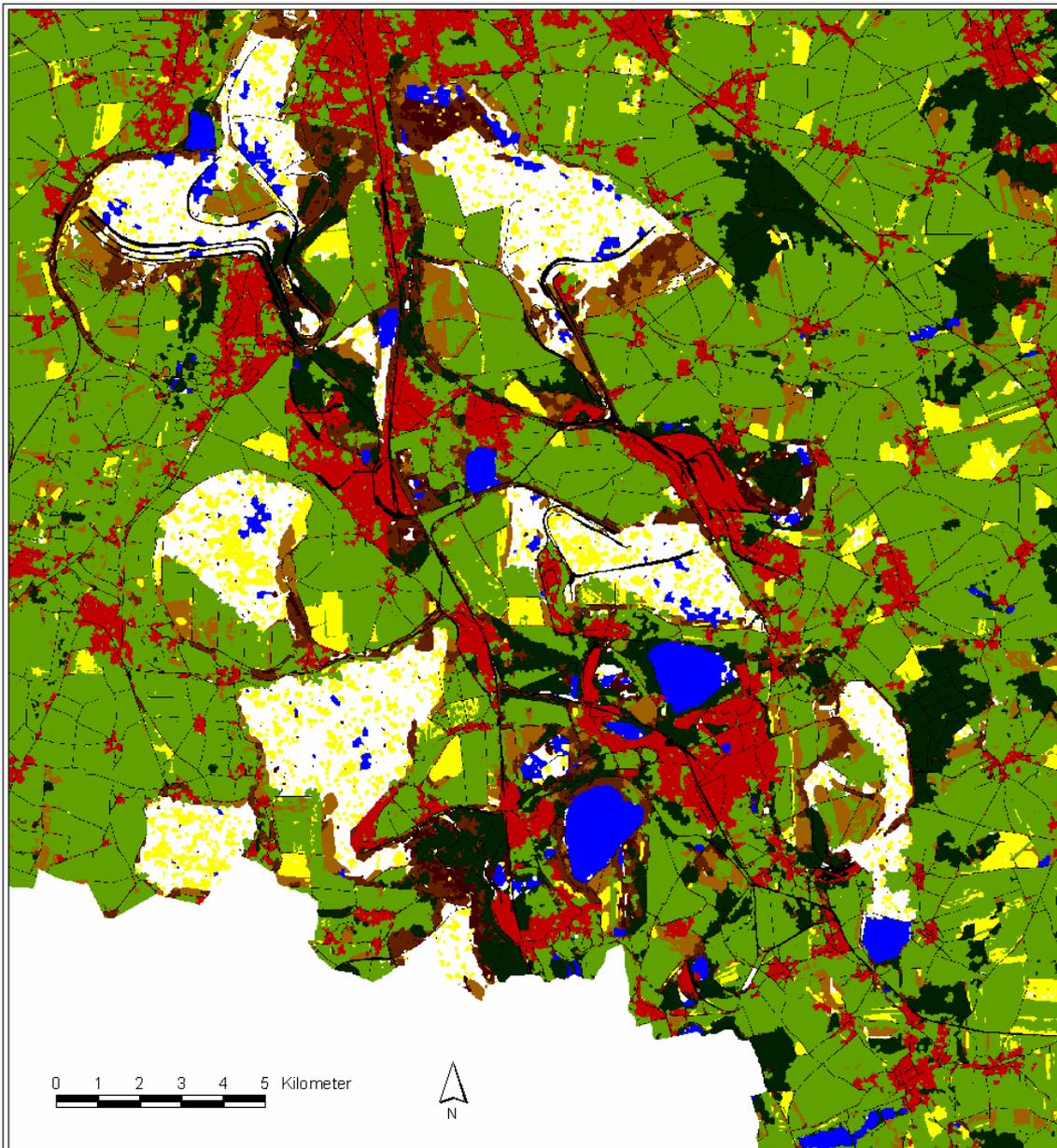
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



- Landnutzung**
- Pionervegetation
 - Ruderalfläche
 - Ruderalfläche mit Gehölzen
 - Gehölzfläche
 - Laub- und Nadelwald
 - Grün- und Ackerland
 - Wasser
 - Offenland
 - Bebauung
 - Verkehrswege

Karte 14: Szenario der Landnutzung 1996 mit dem Landschaftsmodell I

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

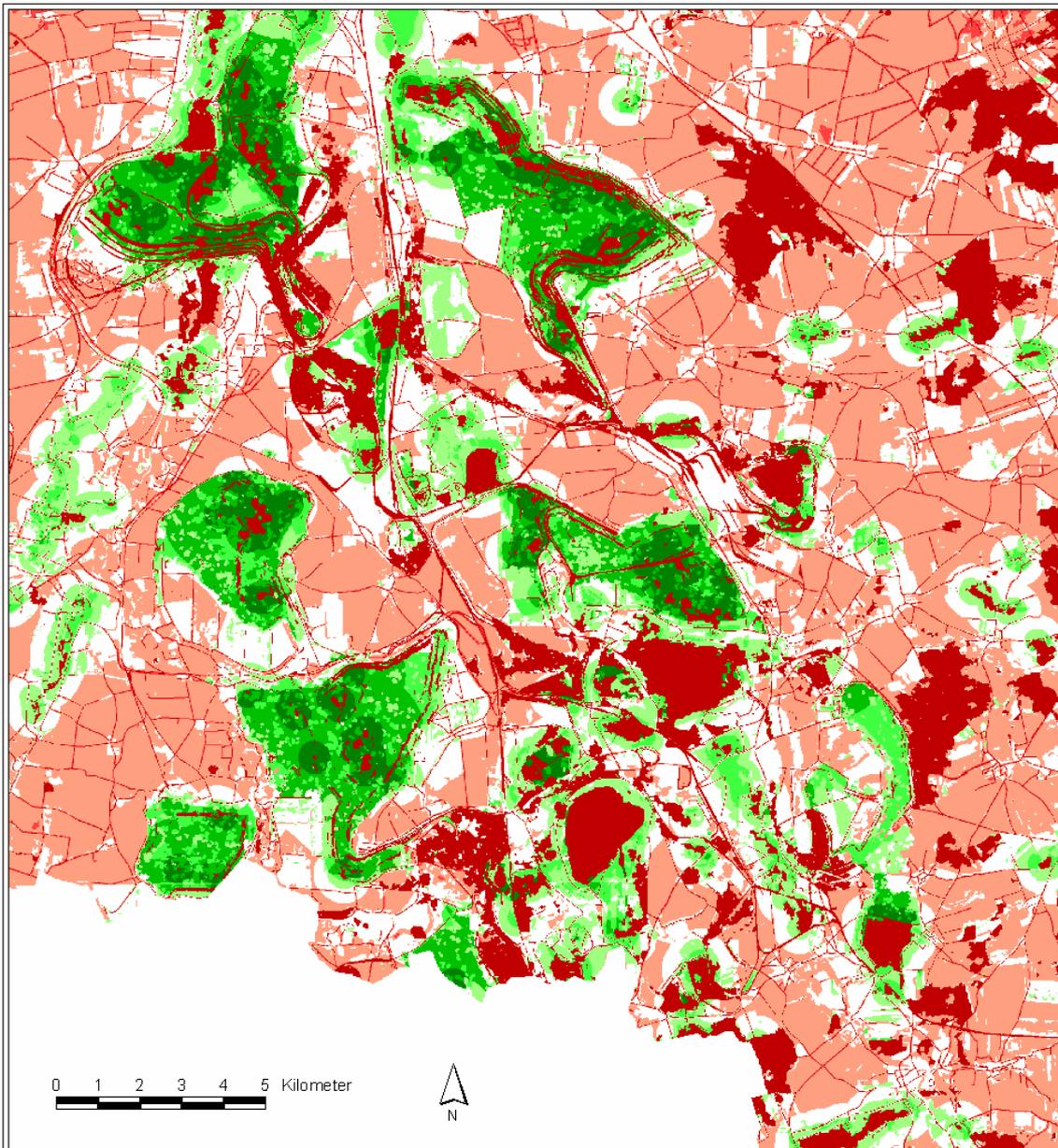
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 15: Szenario der Habitateignung 1996 mit dem Landschaftsmodell I

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

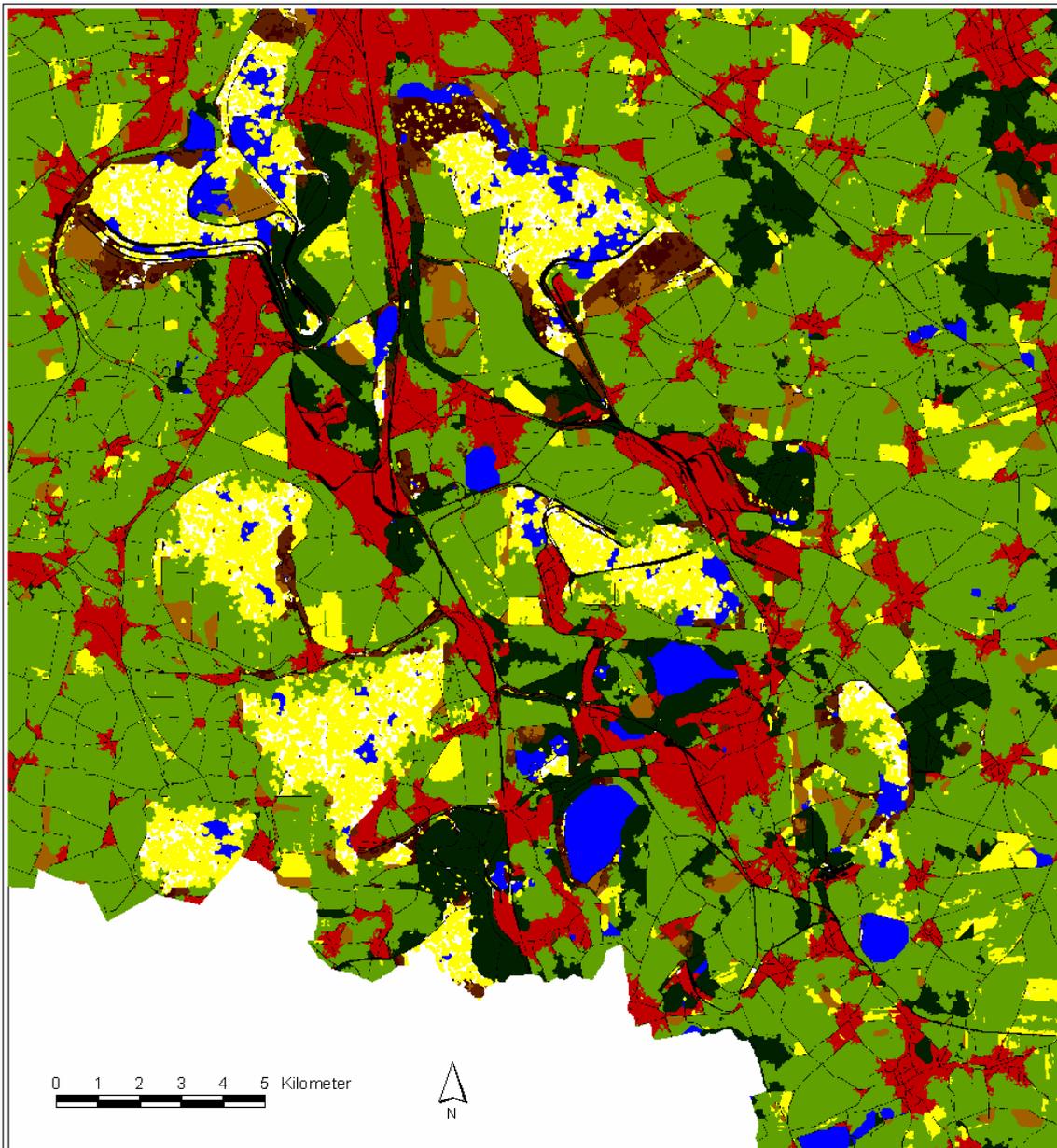
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Landnutzung

- Pioniervegetation
- Ruderalfläche
- Ruderalfläche mit Gehölzen
- Gehölzfläche
- Laub- und Nadelwald
- Grün- und Ackerland
- Wasser
- Offenland
- Bebauung
- Verkehrswege

Karte 16: Szenario der Landnutzung 2020a mit dem Landschaftsmodell II

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

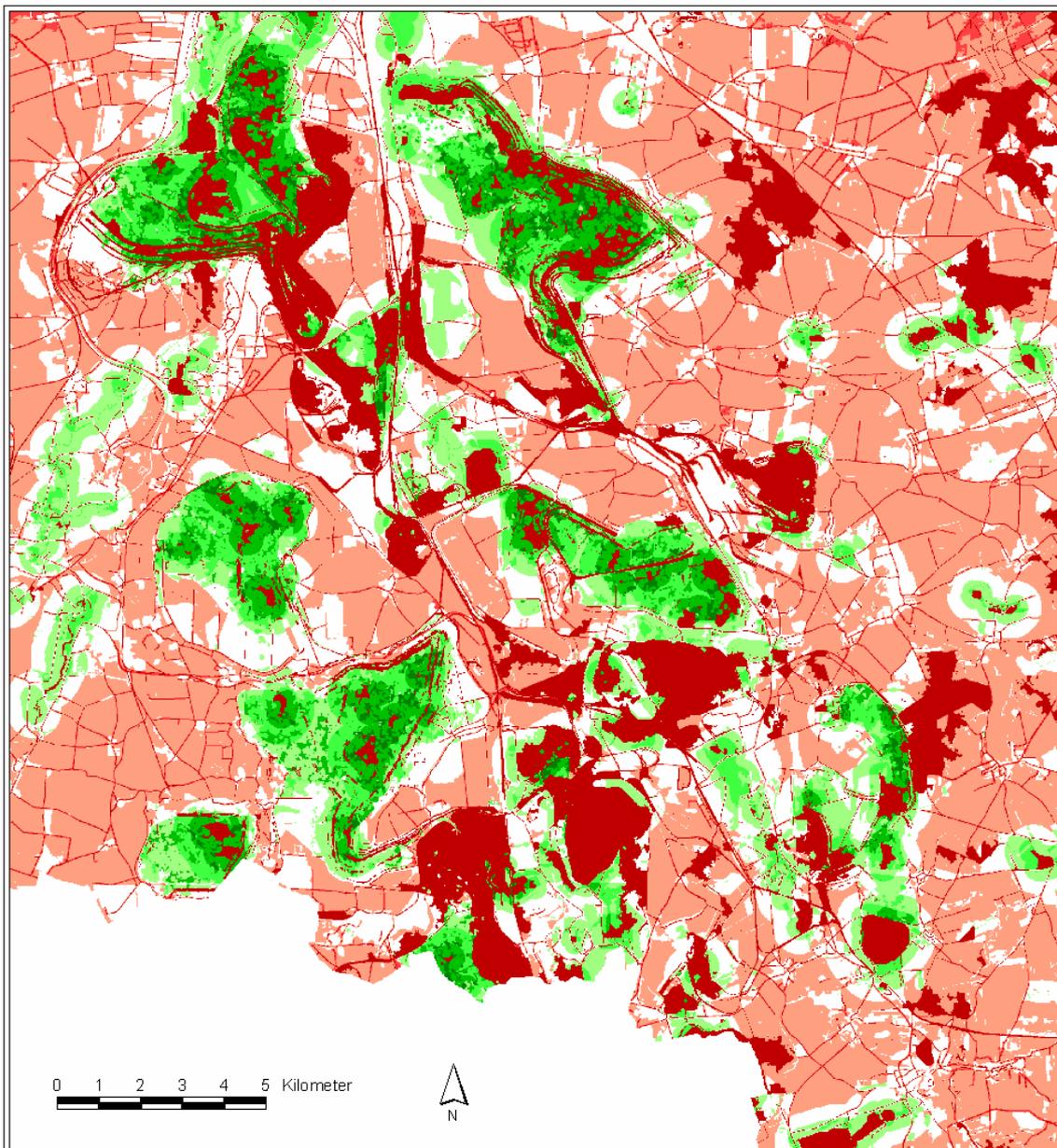
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 17: Szenario der Habitateignung 2020a mit dem Landschaftsmodell I

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

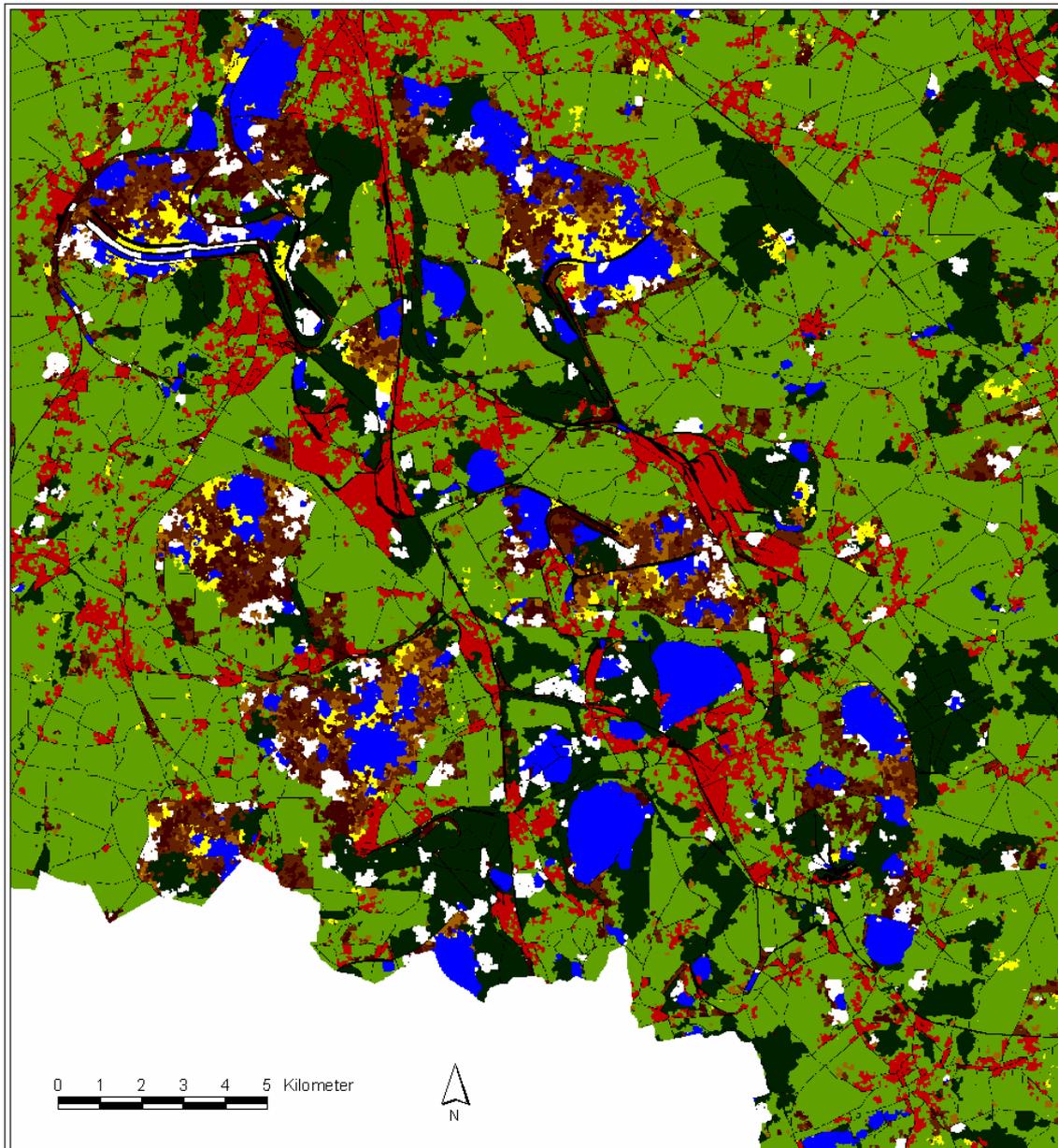
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



- Landnutzung**
- Pioniervegetation
 - Ruderalfläche
 - Ruderalfläche mit Gehölzen
 - Gehölzfläche
 - Laub- und Nadelwald
 - Grün- und Ackerland
 - Wasser
 - Offenland
 - Bebauung
 - Verkehrswege

Karte 18: Szenario der Landnutzung 2020b mit dem Landschaftsmodell II

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

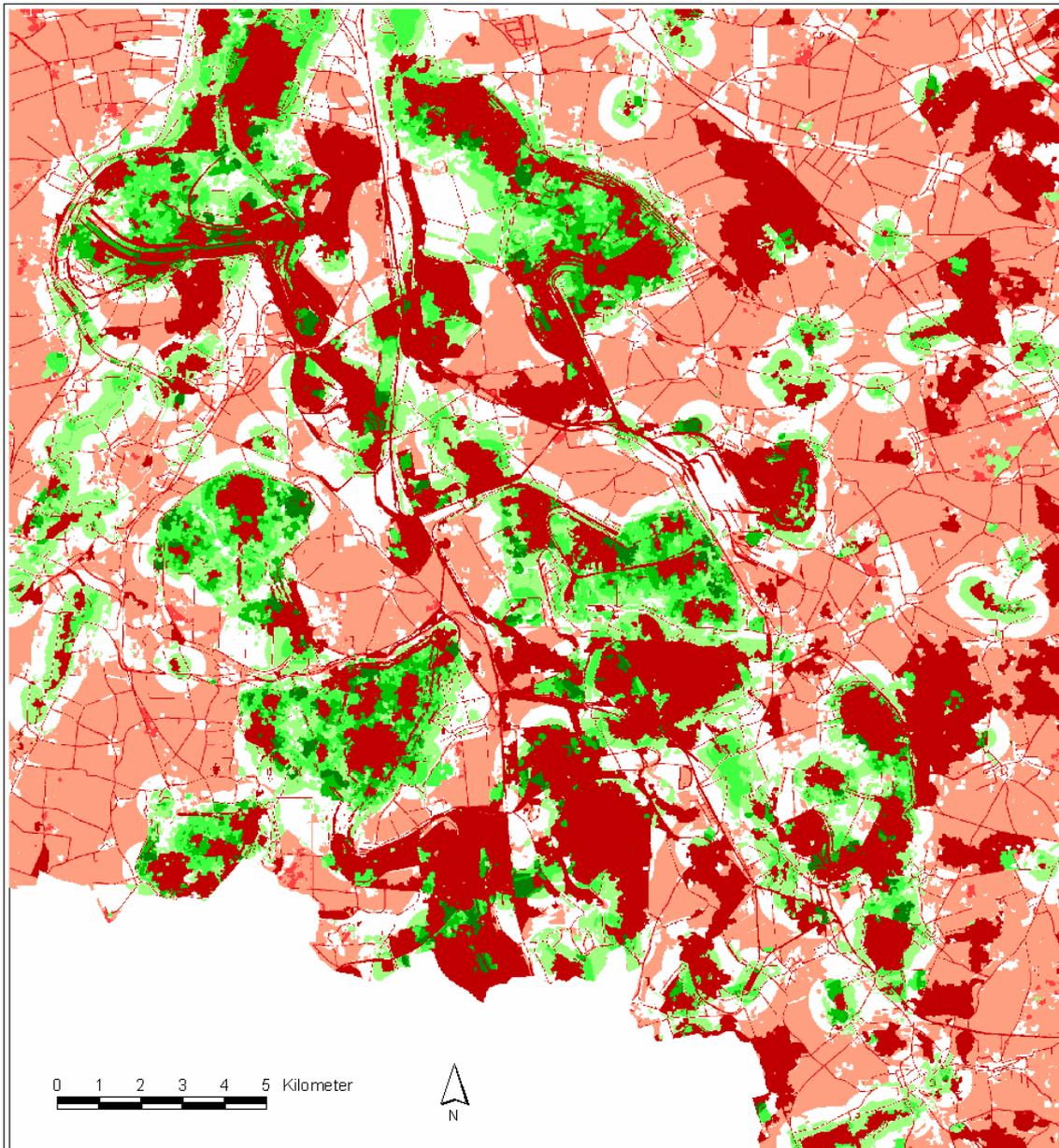
Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003



Habitateignungsklassen

	0 - 0.11
	0.12 - 0.22
	0.23 - 0.33
	0.34 - 0.44
	0.45 - 0.55
	0.56 - 0.66
	0.67 - 0.77
	0.78 - 0.88
	0.89 - 1

Karte 19: Szenario der Habitateignung 2020b mit dem Landschaftsmodell II

Diplomarbeit: Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitatqualität für den Flussregenpfeifer

Bearbeitung: Annelie Holzkämper

Betreuung: Prof. Dr. G. Schulte
Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie



August 2003