

Universität Leipzig  
Fakultät für Physik und Geowissenschaften  
Institut für Geographie

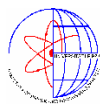
**Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen  
der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung  
ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig**

DIPLOMARBEIT

zur Erlangung des  
akademischen Grades Diplom-Geographin

vorgelegt von  
Silvia Küster

betreut durch:



Prof. Dr. Werner Kirstein  
Universität Leipzig  
Institut für Geographie



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

Leipzig, im Januar 2003

## Vorwort

An dieser Stelle möchte ich all denen danken, die mir während der Anfertigung der vorliegenden Arbeit hilfreich zur Seite standen.

Mein ganz besonderer Dank gilt Frau Dr. Angela Lausch (UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie) für die liebevolle Betreuung und fachliche Unterstützung sowie den wertvollen Anregungen, aber auch für das unermüdliche Engagement zur Bewältigung der Aufgaben und nicht zuletzt für das mir dabei entgegengebrachte Vertrauen.

Herrn Prof. Dr. Werner Kirstein (Universität Leipzig, Institut für Geographie) möchte ich vor allem dafür danken, dass er die Betreuung meiner Diplomarbeit übernommen hat und mir dadurch die Bearbeitung dieses vielschichtigen Themas ermöglichte.

Zudem bedanke ich mich bei Herrn Dr. Carsten Dormann (UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie) für die Durchführung der statistischen Datenanalysen per Resampling-Verfahren und seinen kritische Anmerkungen zu den Ausführungen der Arbeit.

Besonderer Dank gilt auch dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, insbesondere den Mitarbeitern der Sektion Angewandte Landschaftsökologie für die freundliche Unterstützung, die mir von vielen Seiten zuteil wurde sowie für die Bereitstellung des umfangreichen Datenmaterials. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei Johannes Horstkötter und Angelika Jentsch bedanken, die an der Aufbereitung des Datenmaterials mitgewirkt haben. Außerdem bei Bastian Bomhard für den konstruktiven und klärenden Gedankenaustausch zur Thematik.

Schließlich gilt mein Dank insbesondere meinen Eltern, die mir das Studium erst ermöglicht haben.

## Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	I
Inhaltsverzeichnis.....	II
Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	VII
Kartenverzeichnis.....	VIII
Abkürzungsverzeichnis.....	IX
<b>1 Einführung .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Problematik und Zielstellung .....</b>	<b>1</b>
<b>3 Das Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>3</b>
3.1 Die Region im Überblick .....	3
3.2 Naturräumliche Grundlagen.....	4
<b>4 Struktur der Landschaft und Vogelwelt.....</b>	<b>7</b>
4.1 Die Landschaftsstruktur .....	9
4.1.1 Theoretische Grundlagen und Begriffsdefinition .....	9
4.1.2 Quantifizierung der Landschaftsstruktur .....	10
4.1.3 Die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße .....	12
4.2 Die Vogelarten .....	15
4.2.1 Eignung für landschaftsökologische Fragestellungen .....	15
4.2.2 Kriterien zur Auswahl der Vogelarten.....	16
4.2.3 Die untersuchten Arten.....	17
<b>5 Material und Methoden.....</b>	<b>24</b>
5.1 Datengrundlagen .....	25
5.1.1 Die Color-Infrarot-(CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung.....	25
5.1.2 Satellitenbilddaten .....	26
5.1.3 Das avifaunistische Datenmaterial .....	27
5.2 Aufbereitung der Daten.....	28
5.2.1 Die Erstellung der Landschaftsdatensätze .....	28
5.2.2 Vogeldaten im Geographischen Informationssystem (GIS).....	32

5.2.3	Artvorkommen und Landschaftsstrukturparameter .....	33
5.3	Datenanalysen .....	44
5.3.1	Landschaftsstrukturanalyse mit FRAGSTATS Version 2.0 bzw. 3.3 .....	44
5.3.2	Punktmusteranalysen zur Verbreitung der ausgewählten Vogelarten .....	46
5.3.3	Das Resampling-Verfahren .....	47
<b>6</b>	<b>Ergebnisse</b> .....	<b>51</b>
6.1	Landschaftsstrukturwandel im Regierungsbezirk Leipzig .....	51
6.1.1	Ausprägung der Biotop- und Landnutzungsstrukturen .....	51
6.1.2	Veränderungen raumstruktureller Landschaftscharakteristika .....	53
6.2	Verbreitungsmuster der ausgewählten Vogelarten .....	58
6.2.1	Die räumliche Verteilung .....	58
6.2.2	Strukturierung der Artverbreitungsmuster im Raum .....	60
6.3	Das Artvorkommen in Bezug zur Landschaftsstruktur .....	63
6.3.1	Art-Habitat-Beziehungen des Flussregenpfeifers .....	67
6.3.2	Art-Habitat-Beziehungen des Kiebitz .....	71
6.3.3	Art-Habitat-Beziehungen des Rebhuhns .....	76
<b>7</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>81</b>
7.1	Landschaftsstrukturwandel und Bruthabitatwahl der Vogelarten .....	81
7.1.1	Interpretation der Ergebnisse zum Artvorkommen im Untersuchungsraum .....	81
7.1.2	Fazit zum Einfluss raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur .....	86
7.2	Diskussion des Materials und der Methoden .....	87
7.3	Möglichkeiten, Grenzen und Anwendbarkeit in Forschung und Planungspraxis .....	89
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>91</b>
<b>9</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>93</b>
Anhang	I: Quellverzeichnis des avifaunistischen Datenmaterials .....	102
Anhang	II: AML-Script und Batch-Datei .....	104
Anhang	III: Übersicht der mit FRAGSTATS berechneten Landschaftsstrukturmaße und Mathematische Ausdrücke (Formeln) .....	106
Anhang	IV: Karten .....	111

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Lage und administrative Gliederung des Regierungsbezirkes Leipzig .....	4
Abb. 2:	Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes nach BERNHARDT et al. 1986.....	6
Abb. 3:	Landschaftscharakteristika und Raumstruktur nach FORMAN & GODRON 1986 .....	9
Abb. 4:	Räumliche Bezugseinheiten bzw. Betrachtungsebenen – Patch, Klasse und Landschaft.....	10
Abb. 5:	Kriterien zur Auswahl der Vogelarten im Überblick .....	16
Abb. 6:	Ablaufschema zur methodischen Vorgehensweise der Arbeit.....	24
Abb. 7:	Aufbau der Kartiereinheiten und Umsetzung des Zahlencodes der CIR-Kartierung .....	25
Abb. 8:	Schematische Darstellung der Vektor-Raster-Konvertierung .....	29
Abb. 9:	Nachbarschaftstypen im Rasterbild.....	45
Abb. 10:	Grundmuster der räumlichen Verteilung von Vogelarten .....	46
Abb. 11:	Darstellung einer Bezugsfläche (3,14 ha) als Landschaftsausschnitt für 1994 .....	48
Abb. 12:	Übersicht zum Prüfverfahren auf dem 5% Signifikanzniveau bei einem zweiseitigen Test .....	49
Abb. 13:	Flächenanteil der Hauptnutzungsarten im Untersuchungsgebiet .....	51
Abb. 14:	Veränderung ausgewählter Biotop- und Landnutzungsklassen im Zeitraum 1965 - 1994.....	52
Abb. 15:	Veränderungen der <i>Patch Density (PD)</i> auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	53
Abb. 16:	Veränderungen des <i>Largest Patch Index (LPI)</i> auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	54
Abb. 17:	Veränderungen der <i>Mean Patch Area (AREA-MN)</i> auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	55
Abb. 18:	Veränderungen des <i>Landscape Shape Index (LSI)</i> auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	56
Abb. 19:	Veränderungen der <i>Edge Density (ED)</i> auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	57
Abb. 20:	Veränderungen der Diversitäts- ( <i>SHDI, SHEI</i> ) und Verteilungsmaße ( <i>IJI</i> ) im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994 .....	57
Abb. 21:	Beziehungsgefüge der Nächst-Nachbar-Distanzen und dem Erwartungswert der Zufallsverteilung für das Vorkommen des Flussregenpfeifers 1963 - 1965 .....	59

Abb. 22:	Verbreitungsschwerpunkt des Flussregenpfeifers im Regierungsbezirk Leipzig - Zeitraum: I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 .....	61
Abb. 23:	Verbreitungsschwerpunkt des Kiebitz im Regierungsbezirk Leipzig - Zeitraum: I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 .....	61
Abb. 24:	Verbreitungsschwerpunkt des Rebhuhns im Regierungsbezirk Leipzig - Zeitraum: I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 .....	62
Abb. 25:	Veränderungen der <i>Edge Density</i> _Fließgewässer bzw. <i>Total Edge</i> _Stillgewässer in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Flussregenpfeifers im Untersuchungsraum .....	67
Abb. 26:	Histogramm-Plots für - <i>Mean Patch Size</i> _anthropogen genutzter Sonderflächen - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung).....	68
Abb. 27:	Histogramm-Plots für - <i>Percent of Landscape</i> _Laubwald - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung).....	69
Abb. 28:	Histogramm-Plots für - <i>Patch Density</i> _Gehölze, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw_Kennzeichnung).....	69
Abb. 29:	Histogramm-Plots für - <i>Patch Density</i> auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)....	70
Abb. 30:	Veränderungen der <i>Patch Size Standard Deviation</i> bzw. <i>Area-weighted Mean Shape Index</i> auf Landschaftsebene in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Flussregenpfeifers im Untersuchungsraum.....	71
Abb. 31:	Histogramm-Plots für - <i>Percent of Landscape</i> _Ackerland - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung).....	72
Abb. 32:	Veränderungen des <i>Landscape Shape Index</i> _Grünland bzw. <i>Mean Shape Index</i> _Ackerland in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Kiebitz im Untersuchungsraum .....	72
Abb. 33:	Histogramm-Plots für - <i>Edge Density</i> _Ackerland der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung).....	73
Abb. 34:	Veränderungen der <i>Percent of Landscape</i> _Laubwald und Nadelwald in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Kiebitz im Untersuchungsraum .....	74
Abb. 35:	Histogramm-Plots für - <i>Mean Nearest-Neighbor Distance</i> _Gehölze, Einzelbaum, Baumreihe, Hecken - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung) .....	75

---

Abb. 36:	Histogramm-Plots für - <i>Patch Size Coefficient of Variation</i> auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung).....	76
Abb. 37:	Veränderungen der <i>Mean Patch Size</i> Acker- und Grünland in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Rebhuhns im Untersuchungsraum .....	76
Abb. 38:	Histogramm-Plots für - <i>Mean Shape Index</i> Ackerland - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)....	77
Abb. 39:	Histogramm-Plots für - <i>Edge Density</i> Ackerland - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung) .....	78
Abb. 40:	Veränderungen der <i>Percent of Landscape</i> anthropogen genutzter Sonderflächen sowie offener Flächen und Heiden in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Rebhuhns im Untersuchungsraum .....	78
Abb. 41:	Histogramm-Plots für - <i>Percent of Landscape</i> Laubwald - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)....	79
Abb. 42:	Histogramm-Plots für - <i>Patch Richness</i> auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung) .....	80

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht statistischer Kenngrößen zur Region des Untersuchungsgebietes .....	5
Tab. 2:	Klimatische Normalwerte für ausgewählte Naturräume des Untersuchungsgebietes .....	7
Tab. 3:	Übersicht zu den verwendeten Satellitenbilddaten.....	26
Tab. 4:	Die Biotop- und Landnutzungsklassen der Landschaftsdaten.....	28
Tab. 5:	Ausschnitt aus der Attributtabelle zum Artvorkommen als Ausgangsdatensatz.....	32
Tab. 6:	Übersicht über die Anzahl der Artvorkommen zur Brutzeit im RBL für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen .....	33
Tab. 7:	Korrelationsmatrix des Rang-Korrelationskoeffizienten $r_s$ nach Spearman zwischen den Landschaftsstrukturparametern auf Klassenebene anhand der berechneten Indizes für die Brutreviere des Flussregenpfeifers 1963 - 1965 .....	35
Tab. 8:	Korrelationsmatrix des Rang-Korrelationskoeffizienten $r_s$ nach Spearman zwischen den Landschaftsstrukturparametern auf Landschaftsebene anhand der berechneten Indizes für die Brutreviere des Flussregenpfeifers 1963 - 1965 .....	36
Tab. 9:	Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des Flussregenpfeifers zur Brutzeit im RBL.....	38
Tab. 10:	Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des Kiebitz zur Brutzeit im RBL .....	40
Tab. 11:	Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des Rebhuhns zur Brutzeit im RBL .....	42
Tab. 12:	Ausschnitt aus der überarbeiteten Tabelle berechneter Indizes auf Klassenebene .....	45
Tab. 13:	Flächenbilanz der raumcharakterisierenden Biotop- und Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet.....	52
Tab. 14:	Räumliche Verteilungskomponenten der Artvorkommen für die einzelnen Zeiträume ...	58
Tab. 15:	Übersicht der Kennwerte zur Nächst-Nachbar (NN)-Statistik.....	60
Tab. 16:	Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers im Überblick.....	64
Tab. 17:	Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des Kiebitz im Überblick.....	65
Tab. 18:	Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns im Überblick .....	66



**Kartenverzeichnis** (zu Anhang IV)

- Karte 1: Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1963 – 1965
- Karte 2: Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1978 – 1980
- Karte 3: Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1993 – 1995
- Karte 4: Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1963 – 1965
- Karte 5: Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1978 – 1980
- Karte 6: Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1993 – 1995
- Karte 7: Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1963 – 1965
- Karte 8: Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1978 – 1980
- Karte 9: Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig, Zeitraum 1993 – 1995
- Karte 10: Regierungsbezirk Leipzig – Biotoptypen und Landnutzung 1965
- Karte 11: Regierungsbezirk Leipzig – Biotoptypen und Landnutzung 1984
- Karte 12: Regierungsbezirk Leipzig – Biotoptypen und Landnutzung 1994
- Karte 13: Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet, Zeitraum 1963 – 1965
- Karte 14: Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet, Zeitraum 1978 – 1980
- Karte 15: Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet, Zeitraum 1993 – 1995

---

## Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
Bearb.	Bearbeitung
BRD	Bundesrepublik Deutschland
bzw.	beziehungsweise
ca.	cirka
CIR	Color-Infrarot
DDR	Deutsche Demokratische Republik
d.h.	dass heißt
eds.	editors
EW	Einwohner
et al.	et alii
e.V.	eingetragener Verein
GIS	Geographische Informationssysteme
Hrsg.	Herausgeber
Hyp.	Hypothese
inkl.	Inklusive
k.a.	keine Angabe
Kap.	Kapitel
lfd.	laufend
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie
LSM	Landschaftsstrukturmaße
max.	maximal
min.	minimal
MTB	Messtischblatt
MTBQ	Messtischblattquadrant
NABU	Naturschutzbund Deutschland
NN	Normal Null
NNI	Nächst-Nachbar-Index
Nr.	Nummer
Pixel	Picture Element
PPA	Point Pattern Analysis
RB	Regierungsbezirk
RBL	Regierungsbezirk Leipzig

SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung
StUFA	Staatliches Umweltfachamt
Tab.	Tabelle
TM	Thematic Mapper
u.a.	und andere
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
unveröff.	Unveröffentlicht
vgl.	vergleiche
z.B.	zum Beispiel

### Symbole/Formeln

#### Landschaftsstrukturmaße (FRAGSTATS)

<i>CA</i>	Class Area (ha)
<i>%LAND/PLAND</i>	Percent of Landscape (%)
<i>LPI</i>	Largest Patch Index (%)
<i>PD</i>	Patch Density (#/100ha)
<i>MPS/AREA-MN</i>	Mean Patch Size/Area (ha)
<i>PSSD</i>	Patch Size Standard Deviation (ha)
<i>PSCV</i>	Patch Size Coefficient of Variation (%)
<i>TE</i>	Total Edge (m)
<i>ED</i>	Edge Density (m/ha)
<i>LSI</i>	Landscape Shape Index (-)
<i>MSI</i>	Mean Shape Index (-)
<i>AWMSI</i>	Area-weighted Mean Shape Index (-)
<i>MPFD</i>	Mean Patch Fractal Dimension
<i>MNN</i>	Mean Nearest-Neighbor Distance (m)
<i>PR</i>	Patch Richness (#)
<i>SHDI</i>	Shannon's Diversity Index (-)
<i>SHEI</i>	Shannon's Evenness Index (-)
<i>IJI</i>	Interspersion and Juxtaposition Index (%)

## 1 Einführung

Landschaften werden einerseits durch ihre natürliche Ausstattung und andererseits durch die gesellschaftliche Inanspruchnahme, der Art und Weise der Flächennutzung bzw. -beanspruchung, geprägt (BASTIAN & SCHREIBER 1999). Es sind komplexe, in Raum und Zeit vielschichtige Systeme, die sich natürlich verändern und entwickeln, aber auch aufgrund ihrer multifunktionalen Nutzung induzierten Veränderungen unterliegen (LUTZE et al. 1999). Als ein System multidisziplinärer wissenschaftlicher Denkansätze und Methoden befasst sich insbesondere die Landschaftsökologie mit Strukturen, Prozessen und Veränderungen in der Landschaft (BASTIAN 2001), wobei Teilaspekte, wie z.B. das Monitoring von Landschaftsveränderungen mit Landschaftsstrukturmaßen, häufig im Vordergrund der Betrachtung stehen und zum Verständnis des Gesamtsystems beitragen.

Tiere sind wesentliche biotische Komponenten des Naturhaushaltes und werden zunehmend in die landschaftsökologische Forschung einbezogen. So weisen viele Arten eine mehr oder weniger starke Bindung an spezifische Typen und Ausbildungsformen von Landschaftselementen auf (NAGEL 1999). Aufgrund ihrer ausgeprägten Strukturabhängigkeit eignen sich besonders Vögel für die Analyse und Bewertung von Landschaftsveränderungen. Die Erfassung der Avifauna bzw. Brutvogelkartierungen bieten dabei die Möglichkeit, das Verbreitungsmuster ausgewählter Vogelarten in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Elementen zu untersuchen. Die räumliche Verteilung von Arten in der Landschaft hängt nach MÜHLENBERG & SLOWIK (1997) vor allem von deren Habitatbindung bzw. den artspezifischen Lebensraumanprüchen ab. Die Habitatpräferenzen der Vogelarten können mit speziellen räumlich expliziten Modellen – sogenannten Habitatmodellen – abgebildet werden (LUTZE et al. 1999), die als „Wildlife-Habitat-Relationships-Modelle“ der Erklärung von Zusammenhängen zwischen dem Artvorkommen und den Landschaftsstrukturen dienen (KLEYER et al. 1999/2000).

Um die Beziehungen zwischen dem Verbreitungsmuster der Arten und den Strukturen in der Landschaft sowie deren raum-zeitliche Veränderungen zu analysieren, sind quantitative Methoden und Bewertungsansätze erforderlich. Zur Kennzeichnung und Quantifizierung räumlicher Muster und Strukturen der Landschaft erweisen sich insbesondere Ansätze von FORMAN & GODRON (1986) sowie TURNER & GARDNER (1991) mit der Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen als zielführend. Geographische Informationssysteme (GIS) und Methoden der Fernerkundung stellen dabei wichtige Hilfsmittel dar, um vergleichbare Indizes landschaftlicher Strukturveränderungen sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht zu ermitteln (WALZ 1999).

Der zunehmende Einsatz von GIS in der Landschaftsökologie ermöglicht es, vielfältige, oft heterogene, d.h. in verschiedenen Maßstäben und Formaten vorliegende Daten über den explizit-räumlichen Lagebezug zusammen zu führen und unter Einsatz von statistischen und analytischen Verfahren zu bearbeiten (BLASCHKE 1997). Das Spektrum der zur Verfügung stehenden Analysewerkzeuge ist sehr vielfältig und deren Anwendbarkeit ausreichend dokumentiert.

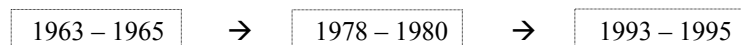
## 2 Problematik und Zielstellung

Während in der Vergangenheit bei zahlreichen Untersuchungen zu Vogelgemeinschaften der räumliche Einfluss vernachlässigt wurde (WIENS 1989b), gewinnen landschaftsstrukturelle Aspekte in wissenschaftlichen Studien zu Vögeln gegenwärtig zunehmend an Bedeutung. Dabei haben sich die Untersuchungen zu räumlich-strukturellen Zusammenhängen zwischen dem Artvorkommen und den Landschaftsstrukturen (Habitatstrukturen) bisher auf eine eher statische Betrachtung der Landschaft beschränkt (vgl. BOMHARD 2002, JENTSCH 2002 u.a.). Landschaften und Habitatstrukturen unterliegen jedoch einem zeitlich-strukturellem Wandel. Um die Auswirkungen sich verändernder Landschaftsstrukturen auf das Vorkommen von Arten zu erfassen, bezieht sich die vorliegende Arbeit auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Elementen im Regierungsbezirk Leipzig, wobei zeitlich-dynamische Aspekte im Vordergrund stehen.

In diesem Zusammenhang ergibt sich vor allem folgende **zentrale Fragestellung**:

Welchen Einfluss haben die Biotop- und Flächennutzungsstrukturen auf das Artvorkommen in der Landschaft bzw. wie wirken sich Änderungen der Landschafts- als auch Landnutzungsstrukturen auf die Verbreitung der Vogelarten im Raum aus ?

Aufgrund der Intensität solcher Untersuchungen können jedoch nicht alle Vogelarten in die Analysen einbezogen werden (vgl. BLASCHKE 1997), so dass für die vorliegende Arbeit drei Arten ausgewählt wurden: der Flussregenpfeifer, der Kiebitz sowie das Rebhuhn (vgl. Kap. 4.2.2). Aus dem verfügbaren avifaunistischen Datenmaterial ergaben sich auch die zeitlichen Ebenen der Untersuchungen, wobei es sich um die folgenden drei Zeitschnitte handelt:



Aufgrund der Komplexität der Landschaft sowie in Anbetracht des Aufwandes und des zeitlich begrenzten Rahmens der Arbeit war es notwendig, sich bei der Analyse räumlich-dynamischer Prozesse auf wenige inhaltliche Schwerpunkte der zu bearbeitenden **Themenkomplexe** zu beschränken (BASTIAN & RÖDER 1999). Diese umfassen im einzelnen:

- den Landschaftsstrukturwandel,
- die Analyse der Artverbreitungsmuster in Raum und Zeit sowie
- das raum-zeitliche Beziehungsgefüge: Artvorkommen – Landschaftsstruktur.

### Landschaftsstrukturwandel

Die Landschaftsstruktur ist Ausdruck der landschaftlichen als auch standörtlichen Vielfalt (WALZ 2001), deren Erfassung und Quantifizierung mit Landschaftsstrukturmaßen Aussagen bezüglich Charakteristik und den Veränderungen der Landschaft ermöglichen (LAUSCH 1999b). Anhand einer

Strukturanalyse der drei Zeitschnitte des Untersuchungsraums mit dem Programm FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL & MARKS 1995) sollen strukturelle Veränderungen der Gesamtlandschaft erfasst werden, um Tendenzen und Trends des Landschaftswandels (raumstrukturelle Charakteristika) für diesen Zeitraum zu beschreiben.

### **Artverbreitungsmuster in Raum und Zeit**

Dispersionsprozesse führen zur Verteilung der Arten im Raum (BAIRLEIN 1996). Die Analyse der Verbreitungsmuster ist dabei der Versuch ein besseres Verständnis für den Prozess zu entwickeln, der diese räumliche Verteilung hervorgebracht hat (FISCHER et al. 2001). In der vorliegenden Arbeit werden die raum-zeitlichen Verteilungsmuster der Artvorkommen im Regierungsbezirk Leipzig hinsichtlich ihrer Verbreitungsmerkmale untersucht. Die Ergebnisse stellen eine Grundlage dar, zusätzliche Informationen zur ökologischen Zustandsbeschreibung und Interpretation einzubeziehen.

### **Raum-zeitliches Beziehungsgefüge: Artvorkommen - Landschaftsstruktur**

Der Zusammenhang zwischen Parametern der Landschaftsstruktur und dem Verbreitungsmuster der Arten steht im Mittelpunkt der Betrachtung sich verändernder Landschaften und deren Auswirkungen auf das Artvorkommen. Hierbei werden folgende inhaltliche Themenschwerpunkte bearbeitet:

- Lebensraumanalysen (Brutreviere der Arten) durch Verknüpfung raumbezogener Informationen und der Anwendung des Resampling-Verfahrens zur Ermittlung von Habitatpräferenzen,
- Ableitung statistischer Habitatmodelle (artspezifisch für die einzelnen Zeitebenen) zur Erklärung landschaftsstruktureller Zusammenhänge bzw. zum Verständnis der Art-Habitat-Beziehungen,
- Zeitlicher Vergleich der artbezogenen Habitatmodelle zur Analyse von Lebensraumsansprüchen bzw. der Habitatwahl bezüglich sich verändernder Landschaftsstrukturen und –nutzungen.

Ein wichtiger Grundsatz bei Studien zur Erstellung von Habitatmodellen ist, das Vorkommen der interessierenden Art über eine möglichst große Bandbreite vermuteter Standortvariablen zu untersuchen (KUHN & KLEYER 1999). Aufgrund der Komplexität der Thematik (Vielzahl von Landschaftsfaktoren) und der Notwendigkeit sich auf inhaltliche Bearbeitungsschwerpunkte festzulegen (siehe zuvor), ist die Untersuchung auf strukturelle Landschaftsparameter beschränkt.

Nach der sich anschließenden Vorstellung des Untersuchungsgebietes (vgl. Kap. 3) werden im Kap. 4 Grundlagen bzw. verschiedene Aspekte zur Landschaftsstruktur und den Vogelarten betrachtet. Kapitel 5 beinhaltet Angaben zu Material und Methoden: die Beschreibung der Datengrundlagen und deren Aufbereitung sowie Aussagen zu den Analyseverfahren. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind Bestandteil des Kap. 6 und werden neben dem Datenmaterial und der angewandten Methodik in Kap. 7 diskutiert. Das Kapitel 8 fasst die wichtigsten Ergebnisse zusammen und gibt einen Ausblick über deren Anwendbarkeit in der Forschungs- und Planungspraxis.

### 3 Das Untersuchungsgebiet

#### 3.1 Die Region im Überblick

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Regierungsbezirk Leipzig.

Mit einer Gesamtfläche von ca. 4386 km<sup>2</sup> ist der Regierungsbezirk Leipzig mit der Planungsregion Westsachsen identisch (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1999, 2001) und grenzt an die Bundesländer Thüringen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg sowie an die Regierungsbezirke (RB) Dresden und Chemnitz. Diese bilden zusammen mit dem Untersuchungsgebiet den Freistaat Sachsen. Administrativ gliedert sich der Regierungsbezirk in die Landkreise Delitzsch, Döbeln, Leipziger Land, Muldentalkreis und Torgau-Oschatz sowie die kreisfreie Stadt Leipzig (vgl. Abb. 1).

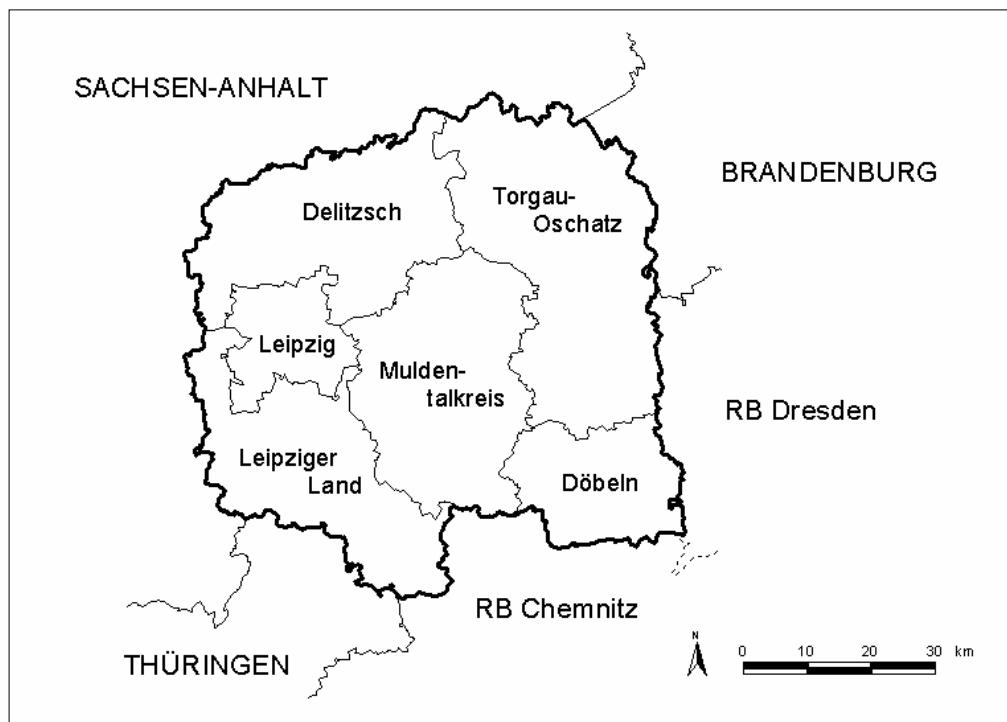


Abb. 1: Lage und administrative Gliederung des Regierungsbezirkes Leipzig  
(eigene Bearbeitung, Datengrundlage: UFZ)

Die Region Westsachsen ist vorwiegend ländlich geprägt (vgl. Tab. 1). Mit einer Bevölkerungsdichte von 249 Einwohnern je km<sup>2</sup> zeigen sich Differenzen hinsichtlich der räumlichen Verteilung (STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 11.09.2002). So weist der verdichtete Raum mit ca. 64% den höchsten Anteil an der Bevölkerung auf. Zugleich ist dieser mit dem Oberzentrum Leipzig, seinem Umland und dem durch Braunkohlenbergbau und -sanierung gekennzeichneten Südraum Teil des länderübergreifenden mitteldeutschen Verdichtungsraumes Leipzig-Halle (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1999).

Tab. 1: Übersicht statistischer Kenngrößen zur Region des Untersuchungsgebietes  
(REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 11.09.2002, STATISTISCHES  
LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 11.09.2002)

Eckdaten der Region	Flächennutzung	Anteil von Schutzgebieten
Fläche 4385,65 km <sup>2</sup>	Siedlung & Verkehr 11,1%	Naturschutzgebiete 1,8%
Einwohner (Ew) 1091735	Landwirtschaft 65%	Landschaftsschutzgebiete 32%
Ew-dichte 248,9 Ew/km <sup>2</sup>	Wald 15,1%	Trinkwasserschutzgebiete 23%
Verdichteter Raum 25,7%	Gewässer 1,8%	
Ländlicher Raum 74,30%	Abbauland 3,9%	

Der Regierungsbezirk Leipzig weist neben stark anthropogen überprägten Flächen wie Bergbau- und Bergbaufolgelandschaften auch naturbelassene Gebiete auf und zeichnet sich vor allem durch eine vielfältige Siedlungsstruktur mit einem hohen Anteil an Landwirtschaftsflächen aus (STEFFENS et al. 1998b). Die Verteilung der einzelnen Hauptnutzungsarten ist dabei der Tabelle 1 zu entnehmen. Für das unterschiedliche Raumverhältnis der Flächennutzung im Untersuchungsgebiet sind die naturlandschaftlichen Bedingungen und deren räumliche Ausprägung kennzeichnend.

### 3.2 Naturräumliche Grundlagen

Der Regierungsbezirk Leipzig besitzt eine vielfältige naturräumliche Ausstattung.

Geologische Entstehung und glaziale Überformung, unterschiedliche Höhenlagen (Georelief), Temperatur- und Niederschlagsverteilung, ein ausgeprägtes Gewässernetz sowie die gegenwärtige Flächennutzung haben zur Vielgestaltigkeit der Landschaft bzw. zu einem breiten Spektrum geographischer Naturräume geführt (BREITFELD et al. 1995, SMUL 2000). Nach NEEF (1960) gibt es dabei keine absolut gültige Gliederung, wenn man die einzelnen Naturräume in ihrer Eigenart erfassen will. Es sind verschiedene Grenzziehungen und Gliederungen möglich. So gliedert z.B. der REGIONALE PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (1999, 2001) das Untersuchungsgebiet unter stärkerer Berücksichtigung der aktuellen Landnutzung in die folgenden 7 Landschaftstypen:

- Auenlandschaften - vor allem die Flussauen der Elbe, der Weißen Elster und der Vereinigten Mulde unterhalb Wurzens,
- Heidelandschaften im Nordosten der Region,
- Urbane Landschaften - z.B. Leipzig als markante Stadtlandschaft,
- Bergbaufolgelandschaften - vorwiegend im Südraum von Leipzig,
- Porphyrhügellandschaften - besonders im Zentrum Westsachsens,
- Lösshügellandschaften im Südosten der Region sowie die
- Sandlöss-Ackerebenen-Landschaften – das sind vor allem die Ackerebenen um Leipzig.



Am weitesten verbreitet und von zahlreichen Fachdisziplinen zur räumlichen Darstellung und Interpretation ihrer Ergebnisse verwendet, ist jedoch die naturräumliche Gliederung Sachsens von NEEF (1960). Diese wurde von BERNHARDT et al. (1986) entsprechend den neueren Erkenntnissen und detaillierteren Untersuchungen weiterentwickelt und von MANNSFELD & RICHTER (1995) umfangreich ergänzt. So ist das Untersuchungsgebiet mit dem glazial geprägten Tiefland (Sächsisch-Niederlausitzer Heideland) und dem Lössgefülle des Flach- und Hügellandes den mitteleuropäischen Naturregionen zuzuordnen. Die naturräumliche Gliederung des Raumes umfasst mehrere Einheiten, deren Ausprägung die Vielgestaltigkeit der Landschaft des Regierungsbezirkes Leipzig ausmacht (vgl. Abb. 2). Im folgenden werden die einzelnen Naturregionen Westsachsens kurz charakterisiert, wobei sich die Ausführungen auf BERNHARDT et al. (1986), MANNSFELD & RICHTER (1995), STEFFENS et al. (1998b) sowie KAULFUB & KRAMER (2000) beziehen.

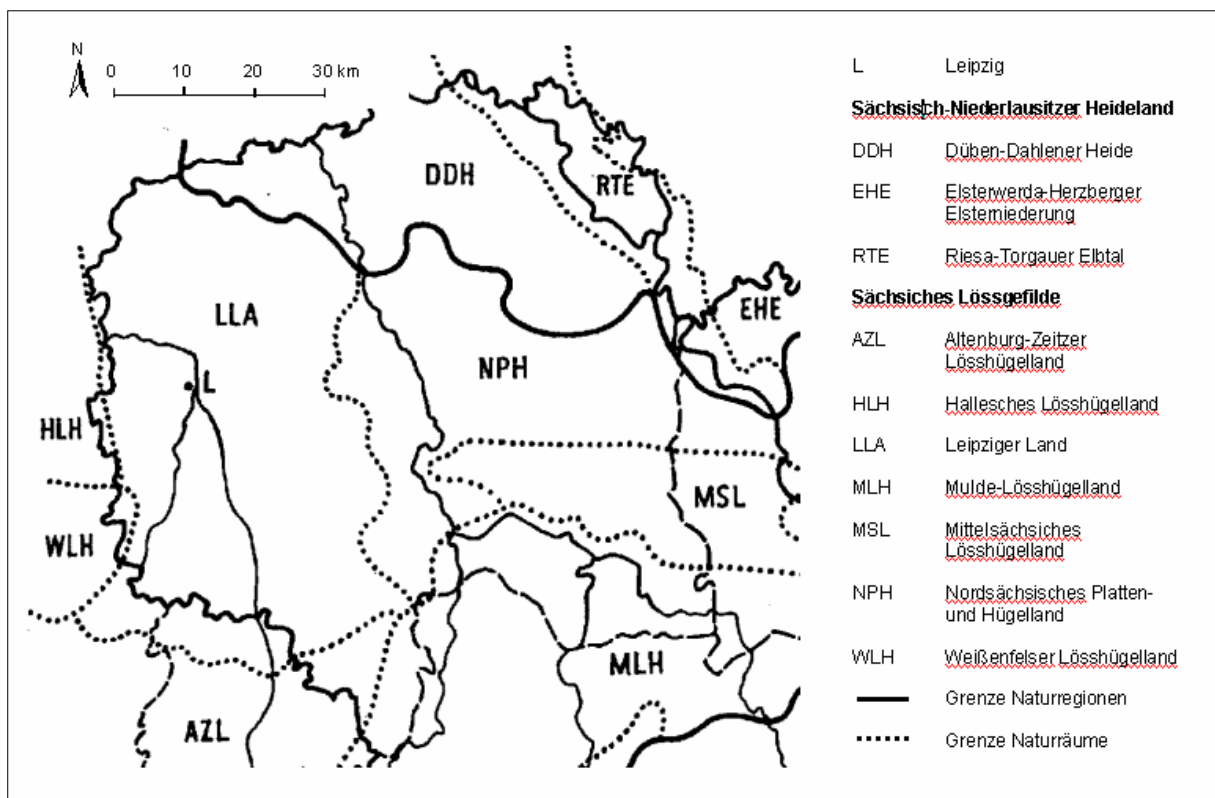


Abb. 2 : Naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes nach BERNHARDT et al. 1986 (verändert aus STEFFENS et al. 1998b)

### Sächsisch-Niederlausitzer Heideland

Das Sächsisch-Niederlausitzer Heideland schließt Westsachsen nach Norden hin ab und bildet gleichzeitig den südlichsten Ausläufer der Tieflandsregion in Ostdeutschland. Es handelt sich um Altmoränengebiete, die vor allem durch nährstoffarme Böden und reichhaltige Grundwasserressourcen gekennzeichnet sind. Trotz geringfügig vorhandener Reliefunterschiede durch einzelne Hügel und Kuppen weist das Landschaftsbild mit Höhenlagen unter 200 m über NN ein eher flaches Relief auf.

Infolge mächtiger oberflächennaher Lockersedimente als glaziale und fluvioglaziale Ablagerungen der Elster- und Saalekaltzeit und vorherrschender Grundwasserverhältnisse sind grundwasserbeeinflusste Böden weit verbreitet. Diese variieren jedoch hinsichtlich der im einzelnen sehr unterschiedlichen, an der Oberfläche anstehenden Substrate. Besonders kennzeichnend sind Braunerden, Podsole und Pseudogleye sowie Parabraunerden, Gleye und Moore für die Düben-Dahlener Heide sowie Aueböden und Gleye des Riesa-Torgauer Elbtals und der Elsterwerda-Herzberger Elsterniederung.

Die klimatischen Verhältnisse des Sächsisch-Niederlausitzer Heidelandes weisen stark ausgeprägte kontinentale Klimaeigenschaften auf. Bei Jahresdurchschnittstemperaturen von 8,1 - 9,0°C und mittleren Jahresniederschlägen von 510 – 650 mm zeigt sich für die Tieflandsregion des Untersuchungsgebietes eine insgesamt nur geringe innere klimatische Differenzierung des Raummusters (vgl. Tab. 2).

Kiefernforsten auf nährstoffarmen Sandböden, feuchte Niederungen und Moore prägen die Landschaft ebenso wie saure Versumpfung- und Anmoore mit Erlenbruchwald und Röhrichtbeständen der Tal- und Niederungen vorhandener Gewässer. Reste natürlicher Waldgesellschaften sind vor allem artenarme Hainsimsen-Eichen-Buchen-Wälder der höher aufragenden Stauchmoränenbögen und lindenreiche Traubeneichen-Hainbuchen-Wälder, die Kiefern-Birken-Stieleichen-Wälder der Talsand- und Sandergebiete sowie Eschen-Erlen- und Erlen-Wälder mit Stieleiche und Hainbuche in grundwassernahen Bereichen. Dazwischen befinden sich landwirtschaftliche Nutzflächen, wobei in Gebieten mit Löss Einfluss oder bindigeren Geschiebelehm Böden der Ackerbau und in allen grundwassernahen Gebieten die Grünlandwirtschaft dominiert.

Tab. 2: Klimatische Normalwerte für ausgewählte Naturräume des Untersuchungsgebietes  
(verändert aus MANNSFELD & RICHTER 1995)

Naturraumeinheit	Höhenlage über NN (m)	Jahrestemperatur °C			Mittlerer Jahres- niederschlag (mm)
		Mittelwert	min.	max.	
Düben-Dahlener Heide	80 – 210	8,1 - 9,0	7,3	10,6	510 – 650
Riesa-Torgauer Elbtal	70 – 95	9,0	7,3	10,8	540 – 570
Elsterwerda-Herzberger Elsterniederung	80 – 100	8,3 - 8,6	7,5	10,8	520 – 600
Leipziger Land	90 - 170	8,5 - 9,2	6,8	10,4	480 – 640
Nordsächsisches Platten- und Hügelland	110 – 210	8,2 - 8,9	6,9	10,4	580 – 670
Mittelsächsisches Lösshügelland	160 – 280	8,2 - 8,9	7,1	10,5	560 – 680
Altenburg-Zeitzer Lösshügelland	k.A.	8,1 - 8,6	6,7	10,2	520 – 620
Mulde-Lösshügelland	240 – 380	7,9 - 8,6	6,0	9,6	650 – 750

### **Sächsisches Lössgefilde**

Das Sächsische Lössgefilde schließt sich südlich an die Tieflandsregion des Untersuchungsgebietes an und ist die dominierende Naturregion im Regierungsbezirk Leipzig. Es handelt sich um ein durch Löss und Lössderivate geprägtes, überwiegend ackerbaulich genutztes Gebiet, deren naturräumliche Differenziertheit unter anderem durch die Mächtigkeit und Zusammensetzung der Lössdecken geprägt wird. Der Gefildebegriff (Feld an Feld) betont dabei den Offenlandcharakter der Ackerlandschaft.

Die unter periglazialen Bedingungen während der Weichseleiszeit abgelagerten Löss- und Sandlöss- bedingen die charakteristische Gestalt der Landschaft, wobei kleine gesteinsbedingte oder durch Störungen ausgelöste Schwellen und Stufen sowie vorhandene Talformen der naturräumlichen Feingliederung dienen. Die generelle Abdachungsrichtung des Reliefs von Süden nach Norden lässt sich anhand der Höhenangaben ausgewählter Naturräume aus der Tabelle 2 erkennen. Aufgrund einer zumeist deutlich ausgeprägten Reliefstufe, der Lössrandstufe, unterscheidet man innerhalb des Untersuchungsgebietes die Lösshügelländer mit ihren mächtigen Lössdecken im Süden von den nur mit geringmächtigen sandigen Sedimenten (Sandlössen) bedeckten Grundgebirgs-Hügelländern und Moränenplatten im Norden. Dieser Sandlössgürtel bildet den Nordsaum der Lössverbreitung und stellt zugleich die nördliche Verbreitungsgrenze lössbeeinflusster äolischer Decksedimente dar.

Lössböden haben ein gutes Speichervermögen für Wasser und Nährstoffe und zeichnen sich durch eine hohe Fruchtbarkeit aus. Naturräumliche Differenzierungen der äolischen Sedimentdecke kennzeichnen die Vielfalt der Böden. Im Gebiet dominieren Parabraunerden, Fahlerden, Pararendzinen und Pseudogleye sowie Schwarzerden, die jedoch nur noch vereinzelt im Nordwesten, zwischen Weißer Elster und Saale vorkommen.

Klimatisch variieren die Angaben der Jahresdurchschnittstemperaturen von 7,9 – 8,6°C des Mulde-Lösshügellandes im Süden und 8,5 - 9,2°C des Leipziger Landes im Norden, dem Höhenstufeneffekt entsprechend (durchschnittliche Temperaturabnahme von etwa 0,62°C pro 100 Höhenmeter), geringfügig. Das räumliche Verteilungsmuster der mittleren Jahresniederschläge ist jedoch durch kleinräumige Luv- und Lee-Wirkungen gekennzeichnet. Es ergeben sich beachtliche Unterschiede in den Jahresniederschlagssummen, die keinesfalls eine kontinuierliche Süd-Nord-Abnahme der Niederschläge widerspiegeln (vgl. Tab. 2).

In den ackerbaulich begünstigten Gebieten dominiert das Ackerland, so dass Waldareale und das Grünland gegenwärtig nur einen geringen Flächenanteil aufweisen. Natürliche Waldgesellschaften setzen sich hauptsächlich aus Hartlaubhölzern zusammen. Das sind im Untersuchungsgebiet vor allem lindenreiche Stieleichen-Hainbuchen-Wälder, aber auch die Traubeneichen-Hainbuchen-Wälder mit Buchenbeimischung der Lösshügelländer im Süden. Die für die Vogelwelt bedeutsamen Feucht- und Teichgebiete beschränken sich auf Standorte, die meist mit oberflächennahen stauenden Schichten zusammenhängen.

## 4 Struktur der Landschaft und Vogelwelt

### 4.1 Die Landschaftsstruktur

#### 4.1.1 Theoretische Grundlagen und Begriffsdefinition

Die Existenz und das Wissen über räumlich-dynamische Prozesse innerhalb der Landschaft macht den Einsatz neuer quantitativer Methoden und Bewertungsansätze notwendig, mit deren Hilfe Raummuster erfasst, quantifiziert und dargestellt werden können (TURNER 1989, WALZ et al. 2001).

In der modernen Landschaftsökologie Mitteleuropas gewinnt die „quantitativ-deskriptive“, räumlich explizite Analyse der Landschaft zunehmend an Bedeutung (BLASCHKE 1999, WALZ et al. 2001). Die Aktualität spiegelt sich auch in der steigenden Zahl von Forschungsarbeiten wider, z.B. zur Charakterisierung der Landschaftsstruktur (WALZ 2001) oder deren Anwendung im Landschaftsmonitoring (HERZOG et al. 1999, LAUSCH 1999b). Der Ansatz der „quantitativen landscape ecology“ stammt dabei ursprünglich aus Nordamerika und basiert vor allem auf Arbeiten von FORMAN & GODRON (1986), TURNER & GARDNER (1991) sowie HANSSON et al. (1995). Dieses Konzept ermöglicht es, sich in wissenschaftlichen Studien mit räumlichen Strukturen von Landschaften sowie Ökosystemen zu beschäftigen und landschaftsökologische Zusammenhänge zwischen Raummustern und Prozessen, die diese Raummuster hervorbringen, näher zu analysieren (MENZ 1998, BLASCHKE 2000). Für die räumlichen Analysen kommen insbesondere Methoden der Geoinformation und Fernerkundung sowie digitaler Bildverarbeitung zur Anwendung.

Nach FORMAN & GODRON (1986) stehen in der Landschaftsökologie drei wesentliche Merkmale der Landschaft - Struktur, Funktion und deren Wandel - im Mittelpunkt der Betrachtung (vgl. Abb. 3). Die Landschaftsstruktur bezieht sich dabei auf räumliche Muster und Strukturen in der Landschaft, die sich aus der Verteilung und den Beziehungen der Landschaftselemente im Raum ergeben.

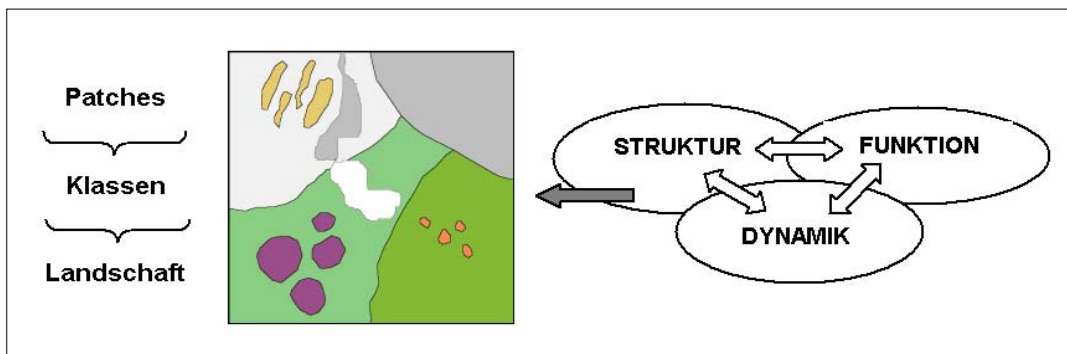


Abb. 3: Landschaftscharakteristika und Raumstruktur nach FORMAN & GODRON 1986 (verändert aus BLASCHKE 1997, LAUSCH 1999a und 2000)

Landschaften setzen sich nach URBAN et al. (1987) aus einem Mosaik von Patches zusammen.

Ein Patch oder Landschaftselement (landscape element) ist eine in sich relativ homogene Fläche, die sich von ihrer Umgebung unterscheidet (FORMAN & GODRON 1986, FORMAN 1995). Alle gleichartigen oder ähnlichen Landschaftselemente bilden eine Klasse, wobei die Gesamtheit aller Klassen der Landschaft entspricht (vgl. Abb. 4). Es handelt sich bei der Landschaft, den Klassen und den Patches um räumliche Betrachtungsebenen, die bei einer konkreten Erfassung der Landschaftsstruktur zu berücksichtigen sind.



Abb. 4: Räumliche Bezugseinheiten bzw. Betrachtungsebenen – Patch, Klasse und Landschaft (verändert nach LAUSCH & THULKE 2001)

Jede Landschaft besitzt durch die Anordnung (Konfiguration) und Zusammensetzung (Komposition) der einzelnen Landschaftselemente ihr eigenes charakteristisches Gepräge (landscape pattern), über das sie identifiziert und beschrieben werden kann (LI & REYNOLDS 1993, WALZ 1999). Danach kennzeichnet die Komposition die Vielfalt der Landnutzungsarten und ihrer Flächenanteile in einer Landschaft, während die Konfiguration auf die räumliche Orientierung und Anordnung der einzelnen Nutzungseinheiten hinweist.

#### 4.1.2 Quantifizierung der Landschaftsstruktur

Die Struktur einer Landschaft kann durch Landschaftsstrukturmaße (LSM) quantifiziert werden.

Es sind Indikatoren, durch die das Muster, die Komposition und Konfiguration einer Landschaft analysiert, beschrieben sowie quantitativ abgebildet wird. Anhand raum-zeitlicher Änderungen der landschaftsstrukturellen Parameter lassen sich wichtige Rückschlüsse bezüglich der Veränderungen der Landschaft ziehen (LAUSCH 1999b, 2000).

Mittlerweile stehen eine Vielzahl an Maßen (landscape metrics) zur Quantifizierung der Landschaftsstruktur zur Verfügung. Dabei lassen sich mit dem Strukturanalyseprogramm FRAGSTATS von MCGARIGAL & MARKS (1995) viele der gebräuchlichsten Indizes auf Grundlage der Betrachtungsebenen - Patch, Klasse, Landschaft - berechnen. Die einzelnen Parameter gliedern sich im wesentlichen in die folgenden Klassen bzw. Kategorien (BLASCHKE 1999, WALZ 1999), wobei diese kurz charakterisiert werden und sich die Ausführungen auf MCGARIGAL & MARKS (1995), LAUSCH (2000) sowie MCGARIGAL (2002) beziehen.

- Flächenmaße –  
sind Maße der Komposition, die ohne Angaben zur Anordnung der Patches die Grundlage zur Berechnung einer Vielzahl von Indizes auf der Klassen- und Landschaftsebene darstellen.
- Maße der Patchdichte, Patchgröße und Variabilität –  
quantifizieren als einfache Konfigurationsmaße die Anzahl oder Dichte von Patches sowie die durchschnittliche Größe der einzelnen Landschaftselemente und deren Veränderungen.
- Kantenmaße –  
besitzen eine hohe Aussagekraft gegenüber der Konfiguration einer Landschaft, wobei Kanten den Bereich aneinandergrenzender Landschaftselemente darstellen bzw. deren Grenzen abbilden.
- Maße der Form und Gestalt –  
ermöglichen es als Konfigurationsmaße, die Komplexität der Form und Gestalt eines Landschaftselementes (Zusammenhang zwischen Fläche und Umfang der Patches) abzuschätzen.
- Kernflächenmaße –  
weisen auf Flächen im Kernbereich großer Landschaftselemente hin und werden entsprechend der komplexen Struktur durch den Abstand von den Kanten (Außengrenzen) der Patches definiert.
- Maße der Nächsten-Nachbarschaft –  
sind Maße der Konfiguration und durch die Angabe des Abstandes von einem Patch zum nächsten Patch der gleiche Klasse (Kante zu Kante) für Lagebeziehungen kennzeichnend.
- Diversitätsmaße –  
werden als Kompositionsmaße von den Komponenten der Reichhaltigkeit (richness) der Klassen (Patchtypen) und deren Gleichmäßigkeit der Verteilung (evenness) in der Landschaft beeinflusst.
- Maße der Verteilung –  
quantifizieren die Anordnung von Landschaftselementen, wobei die Qualität räumlicher Landschaftsgefüge bei der Betrachtung der individuellen Patches untersucht wird.

Die Vielzahl vorhandener Parameter der einzelnen Kategorien (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995) macht die Auswahl geeigneter Landschaftsstrukturmaße notwendig. Es reichen dabei wenige Maße aus, um wichtige Struktureigenschaften der Landschaft zu beschreiben (HERZOG et al. 1999).

### 4.1.3 Die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße

Die Komplexität der Thematik der vorliegenden Arbeit macht die Erfassung geeigneter Indikatoren erforderlich, die sensibel genug sind, um landschaftliche Veränderungen in geeigneter Weise anzuzeigen bzw. wichtige strukturelle Landschaftscharakteristika zu beschreiben.

Im folgenden wird näher auf die für die Untersuchungen relevanten Landschaftsstrukturmaße eingegangen, die hinsichtlich der Quantifizierung der Landschaftsstruktur bedeutsam sind und auf deren Auswahl sowie konkreten Erfassung in Kapitel 5.2.3 hingewiesen wird. Diese werden kurz vorgestellt (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995), wobei die zugrundeliegenden mathematischen Ausdrücke bzw. Formeln zur Berechnung der einzelnen Indizes mit Hilfe des Programms FRAGSTATS Version 2.0 bzw. 3.3 (MCGARIGAL & MARKS 1995) im Anhang III aufgeführt sind.

#### Landschaftsstrukturmaße

Akronym / *Bezeichnung* [Einheit] / Berechnungsebene (Formel-Nr.)

##### Flächenmaße

###### CA

*Class Area* [ha]  
Klasse (Formel 1)

absolute Flächengröße der einzelnen Klassen in der betrachteten Landschaft

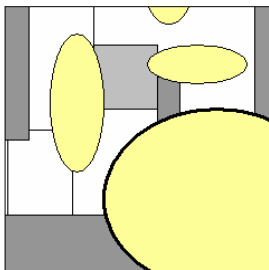
Bereich:  $CA > 0$

###### %LAND

*Percent of Landscape* [%]  
Klasse (Formel 2)

relativer Flächenanteil der einzelnen Klassen an der Gesamtfläche der betrachteten Landschaft

Bereich:  $0 < \%LAND \leq 100$



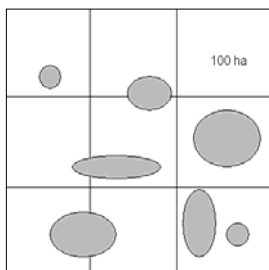
###### LPI

*Largest Patch Index* [%]  
Klasse, Landschaft (Formel 3/4)

Flächenanteil, den der größte Patch in der betreffenden Klasse bzw. in der gesamten Landschaft einnimmt

Bereich:  $0 < LPI \leq 100$

##### Maße der Patchdichte, Patchgröße und Variabilität

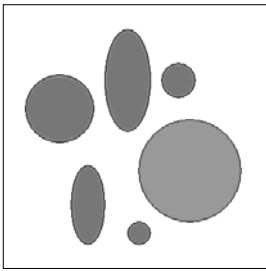


###### PD

*Patch Density* [# / 100ha]  
Klasse, Landschaft (Formel 5/6)

Anzahl vorhandener Patches einer Klasse bezogen auf eine Einheitsfläche von 100 Hektar

Bereich:  $PD > 0$



MPS bzw. AREA-MN

*Mean Patch Size bzw. Mean Patch Area* [ha]  
Klasse, Landschaft (Formel 7/8)

mittlere absolute Flächengröße  
der Landschaftselemente einer Klasse

Bereich:  $MPS > 0$

PSSD

*Patch Size Standard Deviation* [ha]  
Klasse, Landschaft (Formel 9/10)

Standardabweichung der einzelnen  
Patchgrößen bezogen auf die mittlere Flächengröße  
der Landschaftselemente einer Klasse

Bereich:  $PSSD \geq 0$  (= geringe Variabilität der Flächengröße)

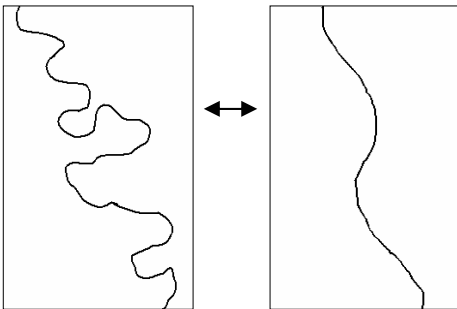
PSCV

*Patch Size Coefficient of Variation* [%]  
Landschaft (Formel 11)

Variationskoeffizient der einzelnen  
Patchgrößen bezogen auf die mittlere Flächengröße  
der Landschaftselemente einer Klasse

Bereich:  $PSCV \geq 0$  (= geringe Variation der Patchgrößen)

**Kantenmaße**

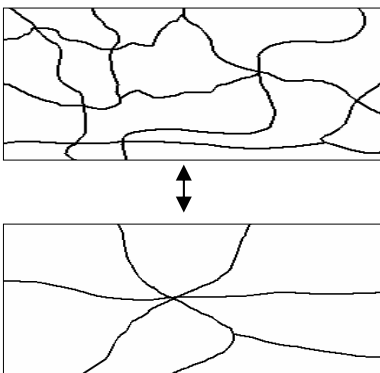


TE

*Total Edge* [m]  
Klasse, Landschaft (Formel 12/13)

Gesamtrandlinienlänge der Landschaftselemente  
einer Klasse bzw. in der gesamten Landschaft

Bereich:  $TE \geq 0$



ED

*Edge Density* [m/ha]  
Klasse, Landschaft (Formel 14/15)

Randliniendichte der Patches einer Klasse bzw.  
in der Landschaft bezogen auf eine Einheitsfläche

Bereich:  $ED \geq 0$

**Maße der Form und Gestalt**

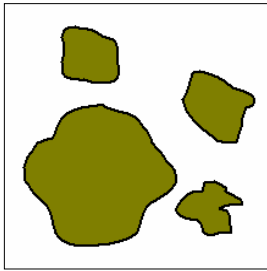
LSI

*Landscape Shape Index* [-]  
Klasse, Landschaft (Formel 16/17)

Umfang-zu-Flächen-Verhältnis der  
Landschaftselemente im Vergleich zu einer Standardform,  
die in der Rasterversion einem Quadrat entspricht

Bereich:  $LSI \geq 1$  (= kompakte Form)





MSI

*Mean Shape Index* [-]

Klasse, Landschaft (Formel 18/19)

mittlerer Formindex der Landschaftselemente im Vergleich zu einer Standardform (Raster = Quadrat)

Bereich:  $MSI \geq 1$  (= kompakte Form)

AWMSI

*Area-weighted Mean Shape Index* [-]

Landschaft (Formel 20)

mittlerer nach Flächengröße gewichteter Formindex der Patches im Vergleich zu einer quadratischen Standardform

Bereich:  $AWMSI \geq 1$  (= kompakte Form)

MPFD

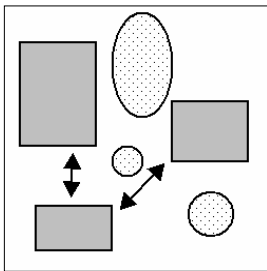
*Mean Patch Fractal Dimension* [-]

Klasse (Formel 21)

mittlere fraktale Dimension der Landschaftselemente einer Klasse

Bereich:  $1 \leq MPFD \leq 2$  (= hohe Formkomplexität)

**Nachbarschaftsmaße**



MNN

*Mean Nearest-Neighbor Distance* [m]

Klasse (Formel 22)

Mittlere Entfernung zwischen Patches (Kante zu Kante) einer Klasse

Bereich:  $MNN > 0$

**Maße der Diversität und Verteilung**

PR

*Patch Richness* (#)

Landschaft (Formel 23)

Anzahl unterschiedlicher Einzelflächentypen (Klassen) in der Landschaft

Bereich:  $PR \geq 1$

SHDI

*Shannon's Diversity Index* [-]

Landschaft (Formel 24)

basiert auf einer Informationstheorie, wonach der Wert des Index den Gehalt an "Information" pro Landschaftselement repräsentiert

Bereich:  $SHDI \geq 0$  (= keine Vielfalt vorhanden)

SHEI

*Shannon's Evenness Index* [-]

Landschaft (Formel 25)

Maß der Verteilung der verschiedenen Klassen innerhalb der Landschaft unter dem Aspekt der Gleichmäßigkeit

Bereich:  $0 \leq SHEI \leq 1$  (= maximale Gleichmäßigkeit)

IJI

*Interspersion and Juxtaposition Index* [%]

Landschaft (Formel 26)

quantifiziert den Grad der Verteilung von Patches einer Klasse innerhalb der Landschaft

Bereich:  $0 < IJI \leq 100$  (= proportionale Verteilung)

## 4.2 Die Vogelarten

### 4.2.1 Eignung für landschaftsökologische Fragestellungen

Vögel sind in ihrem Auftreten eng mit bestimmten landschaftsrelevanten Faktoren korreliert und weisen dabei eine ausgeprägte Strukturabhängigkeit auf, so dass Vogelarten in besonderem Maße auf strukturelle Veränderungen der Landschaft reagieren (BASTIAN 1986, KAULE 1991).

Als hochmobile Artengruppe zeigen sie in den seltensten Fällen eine Bindung an kleinflächig, abgegrenzte Strukturen auf. Die meisten Vogelarten haben aufgrund ihres Aktionsradius erhebliche Raumannsprüche und sind in ihrem Vorkommen daher meist auf das Vorhandensein einer Vielfalt unterschiedlicher Teilstrukturen angewiesen (BEZZEL 1982, LENTNER & LANDMANN 1994). Nach BLANA (1978) spielt dabei für die Vogelwelt weniger die Pflanzenartenkombinationen als vielmehr die Habitatphysiognomie (strukturelle Ausstattung des Lebensraumes) eine wesentliche Rolle. Vögel zeigen eine Bindung gegenüber den Habitaten in Raum und Zeit auf und geben damit Auskunft über den Gesamtzustand einer Landschaft und den Wert von oft unscheinbaren Kleinstrukturen (LENTNER & LANDMANN 1994). Insbesondere Arten mit großen Raumannsprüchen liefern wertvolle Informationen über das spezifische Biotop- bzw. Strukturmosaik ganzer Landschaften und sind in diesem Zusammenhang als Leitarten in der Landschaftsbewertung und Biotopvernetzungsplanung bedeutsam (STEFFENS et al. 1998a). Nach FLADE (1994: 45) sind Leitarten „Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen. Leitarten finden in den von ihnen präferierten Landschaftstypen die von ihnen benötigten Habitatstrukturen und Requisiten wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger vor als in allen anderen Landschaftstypen.“

Vogelarten eignen sich als Untersuchungsgegenstand für landschaftsökologische Fragestellungen, da sie nach STEIOF (1983), BASTIAN (1986) und FLADE (1995) sowie NAGEL (1999) insbesondere:

- in der europäischen Kulturlandschaft die artenreichste Wirbeltierklasse repräsentieren, in allen wesentlichen Ökosystemen vertreten sind sowie geeignete Lebensräume relativ schnell (wieder-) besiedeln können und einen hohen Bekanntheitsgrad aufweisen,
- zu den Organismengruppen gehören, die relativ gut untersucht bzw. erforscht sind, deren ökologisches Verhalten weitestgehend bekannt und ein hoher artspezifischer Kenntnisstand zu Vorkommen und Lebensraumannsprüchen vorhanden ist,
- in der Landschaft sehr auffällig (Verhalten, Aktivität, Lautäußerungen) bzw. gut kenntlich sind, so dass der Vogelbestand relativ einfach zu erfassen ist und bereits umfangreiches Datenmaterial vorliegt (effektive Erfassungsmethoden und großes Mitarbeiterpotential in der Avifaunistik) sowie
- mit ihrem ökologischen Verhalten, der oft ausgeprägten Stenökie und Habitatbindung sehr empfindlich auf Veränderungen der Umwelt reagieren, wobei größere kurzfristige nicht auf erkennbare äußere Einflüsse zurückzuführende Bestandsschwankungen selten sind.

Nachdem Angaben über Vorkommen und Häufigkeit von Vogelarten in einer Vielzahl von Einzelpublikationen und Gebietsavifaunen niedergelegt sind und der räumliche Einfluss bisher vernachlässigt wurde (WIENS 1989b, STEFFENS et al. 1998b), beschäftigen sich mittlerweile zahlreiche wissenschaftlicher Studien mit der Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt (vgl. MCGARIGAL & MCCOMB 1995, FARINA 1997, ATAURI & LUCIO 2001). Es handelt sich vor allem um Arbeiten mit einer stärker statischen Betrachtungsweise, die zeitliche Aspekte bisher kaum berücksichtigt haben. Die Analysen und Bewertungen von Landschaftsveränderungen in der landschaftsökologischen Forschung erfordern jedoch eine zunehmend dynamische Betrachtung der Landschaft, so auch der Avifauna in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Aspekten. Die vorliegende Arbeit soll dabei einen Teil zur gegenwärtigen Forschung auf diesem Gebiet beitragen.

#### 4.2.2 Kriterien zur Auswahl der Vogelarten

Die Avifauna Sachsens weist einen Bestand von etwa 370 Arten auf (Stand 1989), von denen 191 sicher als Brutvögel nachgewiesen sind (ca. 150 mehr oder weniger regelmäßig). Die Vogelwelt Sachsens ist gut überschaubar, zugleich aber auch artenreich genug für zeitlich-räumlich hinreichend differenzierte ökologische Interpretationen (STEFFENS et al. 1998a, 1998b).

Im Rahmen der Brutvogelkartierung in Sachsen 1993-1995 liegen von 37 ausgewählten Vogelarten punktgenaue Angaben über deren Vorkommen zur Brutzeit für den Regierungsbezirk Leipzig vor (vgl. Kap. 5.1.3, STEFFENS et al. 1989a). Bedingt durch die Artenvielfalt und den zeitlich begrenzten Rahmen der Untersuchungen wurden von den 37 Arten letztendlich 3 Arten ausgewählt. Die Auswahl der Vogelarten erfolgte dabei auf Grundlage verschiedener Kriterien (vgl. Abb. 5), die sich an den Ausführungen von FLADE (1995), BLASCHKE (1997) und NAGEL (1999) orientieren.



Abb. 5: Kriterien zur Auswahl der Vogelarten im Überblick

Die avifaunistischen Daten (= Arteninventar eines bestimmten Raumes) stellen eine wichtige Datengrundlage für raumbezogene Analysen dar. Diese sollten für das Untersuchungsgebiet ausreichend vorhanden sein und einen konkreten Raumbezug bzw. die für die Fragestellung erforderliche Datenstruktur (punktuell) aufweisen, um im Rahmen der Analyseverfahren eine Verknüpfung mit landschaftsstrukturellen Parametern zu ermöglichen. Des Weiteren müssen umfangreichen Einzeldaten zum Artvorkommen über längere Zeiträume vorliegen, die vergleichbar sind und den Voraussetzungen für die Anwendung statistischer Verfahren genügen (vgl. Kap. 6).

Innerhalb des Bearbeitungsgebietes sollten die Vogelarten weit verbreitet und in ausreichend hoher Dichte vorhanden sein, wobei flächendeckend oder nur vereinzelt vorkommende Arten nicht zu aussagekräftigen Ergebnissen führen. Über ihre Lebensraumsprüche wurden vor allem Vogelarten ausgewählt, die bezüglich der Ausprägung landschaftsstruktureller Elemente spezifische Habitatpräferenzen aufweisen. Die bevorzugten Biotoptypen und Einzelstrukturen der Arten sollten sich jedoch voneinander unterscheiden, um eine Betrachtung unterschiedlicher landschaftsstruktureller Aspekte zu ermöglichen und der Komplexität einer Landschaft gerecht zu werden. In Anbetracht der Datenaufbereitung und -auswertung wurde bei der Auswahl der zu untersuchenden Vogelarten ein einheitlicher Raumbedarf (Reviergröße) zur Brutzeit angestrebt. Die Brutreviere kennzeichnen das Vorzugshabitat der Arten, so dass diese eine wichtige für die vorliegende Arbeit nicht unwesentliche Bezugsgrundlage darstellen und von entscheidender Bedeutung sind.

Ein wichtiges Kriterium ist auch die Gefährdung einer Art, deren Einstufung nach der „Roten Liste“ der gefährdeten Brutvogelarten Deutschlands bzw. Sachsens und das in diesem Zusammenhang vorhandene naturschutzfachliche Interesse. Nicht zuletzt besitzen bestimmte Vogelarten eine öffentlichkeitswirksame (Symbolart = flagship species), mit einem „positiven Image“ versehene Funktion als Wahrzeichen oder Sinnbild für einen angestrebten Ökosystemzustand (BOSCH 2000).

Es handelt sich bei den ausgewählten Arten um den Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*), den Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und das Rebhuhn (*Perdix perdix*), die entsprechend den zuvor genannten Kriterien für die Untersuchungen geeignet sind und im folgenden Abschnitt vorgestellt werden.

### **4.2.3 Die untersuchten Arten**

Die Charakterisierung der Vogelarten erfolgt kurz in Form einer tabellarischen Übersicht mit einer einheitlichen Gestaltung und Textabfolge, wodurch eine schnelle Orientierung und Information möglich ist. Diese Zusammenstellung von Fakten und Zahlen basiert dabei auf Angaben aus der Fachliteratur. Aufgrund der Untersuchungsrelevanz stehen artspezifische Habitatansprüche im Mittelpunkt der Betrachtung und werden deshalb ausführlicher abgehandelt. Die Einordnung (Ordnung, Familie) und Bezeichnung richtet sich nach BEZZEL (1985) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994, 1999), wobei die graphischen Darstellungen der Arten verändert aus KOOIKER & BUCKOW (1997), NATURHISTORISCHES MUSEUM MAINZ (1993) sowie SCHÄFERS (1990) entnommen sind.

Ordnung *Charadriiformes* – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel

Familie *Charadriidae* – Regenpfeifer

## FLUSSREGENPFEIFER

*Charadrius dubius* (SCOPOLI 1786)



### I ALLGEMEINE ANGABEN ZUR ART

### QUELLEN

#### Status

Sommervogel, Durchzügler  
→ Zugvogel: Langstreckenzieher

GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999  
FLADE 1994, STEFFENS et al. 1998b

#### Bestand

in Sachsen (1993-1996): 500-700 Brutpaare

STEFFENS et al. 1998a

#### Bestandsentwicklung

lebensraumbedingte Bestandsschwankungen,  
trotz unsteten Auftretens langfristige Bestandszunahme  
→ in Sachsen gegenüber 1982 um 20-30% höherer Bestand

BAUER & BERTHOLD 1996  
NICOLAI 1993  
STEFFENS et al. 1998a und 1998b

#### Gefährdung

Rote Liste BRD/Rote Liste Sachsen: -  
→ derzeit nicht gefährdet

WITT et al. 1998/RAU et al. 1999

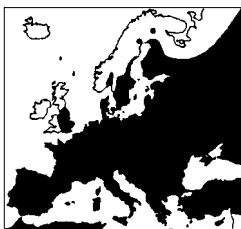
#### Gefährdungsursachen

- Verlust natürlicher Fließgewässersysteme unter anderem durch Flussregulierung und -begradigung
- Eutrophierung ehemals oligo- bis dystropher Bruthabitate
- fortschreitende Vegetationsentwicklung, Nutzungswandel und Überbauung der Sekundärlebensräume
- zunehmende Freizeitaktivitäten des Menschen im Brutgebiet

BAUER & BERTHOLD 1996  
GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999  
HÖLZINGER 1987, NABU 1993  
OSING 1993

#### Verbreitung

in Europa:



Verbreitungskarte mit dem europäischen Artareal (Brutgebiet)

NICOLAI 1993

in Sachsen:

Brutvogel des gesamten Gebietes bis 900m über NN,  
lebensraumbedingt teilweise lückenhafte und unstete Verbreitung

STEFFENS et al. 1998a und 1998b

#### Brutbiologie

Brutzeit: April bis Juli, hauptsächlich Mai  
Strategie: als Boden- und Freibrüter (ohne Deckung) meist eine Jahresbrut oft Nachgelege, manchmal Zweitbrut  
Nistplatz: Brutortstreu

FLADE 1994  
NABU 1993  
OSING 1993

#### Raumbedarf

zur Brutzeit: 1- 2 ha

FLADE 1994

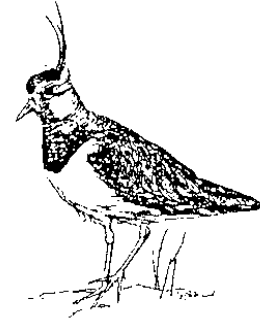
II HABITAT/-ANSPRÜCHE ZUR BRUTZEIT	QUELLEN
ursprünglich Kies-, Schotter- sowie Sandbänke und –ufer natürlicher Fließgewässer sowie entsprechende Aufschüttungen und Anlandungsgebiete	BAUER & BERTHOLD 1996 BEZZEL 1985 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 HÖLZINGER 1987
auch kahle oder spärlich bewachsene, abtrocknende, schlammige bis schlickige Uferstreifen bzw. -bereiche stehender Gewässer sowie trockene, steinige Flussbetten und gelegentlich völlig wasserfreie Flusstäler	BAUER & BERTHOLD 1996 FLADE 1994 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 OSING 1993 STEFFENS et al. 1998b
Gewässer als geeignete Primärhabitats zeichnen sich in ihrer Natürlichkeit vor allem durch Ungleichförmigkeit aus z.B. Uferlandstreifen mit Buchten und Vorsprüngen	OSING 1993
in neuerer Zeit Besiedlung von Ersatzhabitaten, die mittlerweile Inseln inmitten einer „Kultursteppe“ darstellen, diese umfassen überwiegend verschiedenste Bodenaufschlüsse oder Abraumflächen von meist kurzfristigem Charakter	BEZZEL 1985, DATHE 1953 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 NABU 1993, OSING 1993
vor allem Kies-, Sand- und Tongruben, flache Abraumhalden sowie Mülldeponien, Braunkohlentagebaue und Großbaustellen	DATHE 1950, HÖLZINGER 1987 OSING 1993, STEFFENS et al. 1998b STUFA LEIPZIG 1995
aber auch Brach- und Ödlandflächen sowie Ruderalgelände, in denen sie als Pionierbesiedler weitgehend konkurrenzlos zu anderen Vogelarten leben	BAUER & BERTHOLD 1996 HÖLZINGER 1987, OSING 1993
gelegentlich auf Vernässungsstellen in Feldern vorzufinden, im Raum Halle immerhin fast 10% Ackerbruten	BAUER & BERTHOLD 1996 NICOLAI 1993, STUFA LEIPZIG 1995 STEFFENS et al. 1998b
seltener auf Flachdächern mit Kiesschicht, Ackerbreiten mit sandigen Stellen sowie (ehemaligen) Übungs-, Flug-, Sport- und Parkplätzen sowie aufgeforsteten Kahlschlagflächen oder zwischen Kiefernsonnungen	FLADE 1994, HÖLZINGER 1987 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 OSING 1993
bevorzugt übersichtliche Gebiete bzw. überschaubares Gelände als Brutgebiet, ist jedoch gegenüber Geländeunebenheiten z.B. Halden tolerant, soweit eine gewisse Weiträumigkeit gegeben ist	DATHE 1950 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 OSING 1993
meidet Waldlandschaften bzw. geschlossene Waldgebiete	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 OSING 1993
benötigt vegetationsarme bis -freie Flächen mit einem Untergrund aus grobkörnigem Substrat; bevorzugt auf kiesigen Stellen - meidet jedoch homogene Bodenstrukturen	BAUER & BERTHOLD 1996 BEZZEL 1985 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 OSING 1993
bevorzugt nahegelegene flachgründige Wasserstellen, so dass sich Brutgebiete in der Regel in Gewässernähe befinden	FLADE 1994, STEFFENS et al. 1998b GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
regional unterschiedliche Habitatpräferenzen aufweisend	STEFFENS et al. 1998b

Ordnung *Charadriiformes* – Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel

Familie *Charadriidae* – Regenpfeifer

## KIEBITZ

*Vanellus vanellus* (LINNÉ 1758)



### I ALLGEMEINE ANGABEN ZUR ART

### QUELLEN

#### Status

Sommervogel, Durchzügler  
→ Zugvogel: Kurzstreckenzieher

GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999  
STEFFENS et al. 1998b

#### Bestand

in Sachsen (1993-1996): 900-1600 Brutpaare

STEFFENS et al. 1998a

#### Bestandsentwicklung

großräumige Bestandsveränderungen mit negativen  
Bestandstrend, dabei auffällender Bestandsrückgang  
→ in Sachsen gegenüber 1980 Abnahme um 50-60%

NICOLAI 1993  
STEFFENS et al. 1998a und 1998b

#### Gefährdung

Rote Liste BRD: Gefährdungskategorie 3 (Gefährdet)  
Rote Liste Sachsen: Gefährdungskategorie 2 (Stark gefährdet)

WITT et al. 1998  
RAU et al. 1999

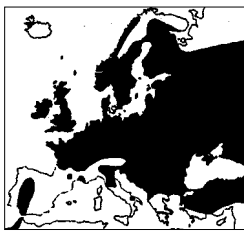
#### Gefährdungsursachen

- Intensivierung der Landwirtschaft und damit zunehmende Umgestaltung des Grünlandes
- Überdüngung der Wiesen und Weiden
- Nutzungswandel und Verbauung der Lebensräume, Ausweitung des Verkehrsnetzes
- Verlust von Feuchtstellen durch Melioration

GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999  
GRÖBLER 1996  
KOOIKER & BUCKOW 1997  
NABU 1995, NICOLAI 1993  
STEFFENS et al. 1998b  
STUFA LEIPZIG 1995

#### Verbreitung

in Europa:



Verbreitungskarte mit dem europäischen Artareal (Brutgebiet)

NICOLAI 1993

in Sachsen:

Brutvogel offener Landschaften des gesamten Gebietes bis 750-850m über NN

STEFFENS et al. 1998b

#### Brutbiologie

Brutzeit: März bis Juni, hauptsächlich April/Mai  
Strategie: als Boden- und Freibrüter eine Jahresbrut,  
bei deren Verlust erfolgen meist Nachgelege  
Nistplatz: Brutortstreu

BARTHEL & MAY 1996, FLADE 1994  
GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999  
NABU 1995

#### Raumbedarf

zur Brutzeit: 1- 3 ha

FLADE 1994

II HABITAT/-ANSPRÜCHE ZUR BRUTZEIT	QUELLEN
ursprünglich nasse und sumpfige Wiesen sowie Weiden, Moore, Sümpfe und damit fast ausschließlich im Feuchtland vorzufinden, aber brutökologische Umstellung auf offenes, flaches und feuchtes sowie intensiv genutztes Dauergrünland	BARTHEL & MAY 1996 BAUER & BERTHOLD 1996 KOOIKER & BUCKOW 1997 REICHHOLF 1996 STEFFENS et al. 1998b
in neuerer Zeit verstärkt auf vegetationslosen oder spärlich bewachsenen Feldern und Äckern vorzufinden, solchen mit Jungsaat, noch kleinwüchsigen Hackfrüchten und auf Sturzäckern	KOOIKER & BUCKOW 1997 STEFFENS et al. 1998b
aber auch Ansiedlungen auf Brachen bzw. Ruderalflächen, Ödländereien sowie Heideflächen	BEZZEL 1985 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
besiedelt werden unterschiedlichste Aufschlüsse im Gefolge von Tagebauen sowie die Randzonen der Bergbaugebiete, die anfangs noch eine geringen Bedeckungsgrad aufweisen	DORSCH & DORSCH 1979 GRÖBLER 1996 STEFFENS et al. 1998b
gelegentlich auch spärlich bewachsene Schuttflächen, Rieselfelder, Flugplätze sowie Kies- und Schotterbänke	BEZZEL 1985 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 KOOIKER & BUCKOW 1997
benötigt eine überschaubare Umgebung, so dass übersichtlich und großflächig bzw. ausgedehnte Flächen bevorzugt werden, die eine freie Sicht ermöglichen	GRÖBLER 1996, REICHHOLF 1996 STEFFENS et al. 1998b
bevorzugter Standort des Geleges in der Mitte der Feldfläche bzw. im zentralen Bereich von Ackerflächen, so dass Grenzflächen bzw. -linien eine untergeordnete Rolle spielen	GRÖBLER 1996 KOOIKER & BUCKOW 1997
Brutvogel flacher, weithin offener und wenig strukturierter Flächen mit fehlender oder kurzer Vegetation	BAUER & BERTHOLD 1996 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 NABU 1995
die Nähe von Gehölzen wird weitgehend gemieden, entscheidend sind offene Flächen mit niedriger Vegetation, wenigen Einzelbäumen und ohne hohe Hecken	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 KOOIKER & BUCKOW 1997 STEFFENS et al. 1998b
weist eine Vorliebe für hohe Bodenfeuchtigkeit im Zusammenhang mit den differenzierten Ansprüchen an die Vegetationshöhe auf	BEZZEL 1985 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
meidet gewässerarme Lössgebiete	STEFFENS et al. 1998b
die Biotopwahl im Frühjahr erfolgt vermutlich durch die dunkle Färbung der Bodenflächen, so dass schwarze oder braune bis graugrüne Flächen bevorzugt werden	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 GRÖBLER 1996 KOOIKER & BUCKOW 1997
bevorzugt die Nähe wassergefüllter Senken und Vernässungsstellen sowie die Nähe von Gewässern (Auenbereiche und Niederungen)	KOPSCH 1977, STUFA LEIPZIG 1995 STEFFENS et al. 1998b
für den Neststandort ist der Umfang und die Zusammensetzung der Bodenfauna, Säuregrad des Bodens oder die Erreichbarkeit der Nahrung nicht immer ausschlaggebend	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
oft unterschiedliche Besiedlung einer Fläche durch Früh- bzw. Spätbruten	BEZZEL 1985

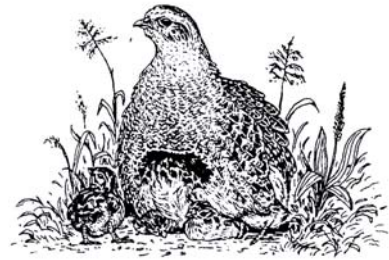


Ordnung *Galliformes* – Hühnervögel

Familie *Phasianidae* – Glattfußhühner

## REBHUHN

*Perdix perdix* (LINNE 1758)



### I ALLGEMEINE ANGABEN ZUR ART

### QUELLEN

#### Status

Jahresvogel  
→ Stand- und Strichvogel (geringfügige Ortsveränderungen)

GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994  
STEFFENS et al. 1998b

#### Bestand

in Sachsen (1993-1996): 1500-3000 Brutpaare

STEFFENS et al. 1998a

#### Bestandsentwicklung

ehemals ein sehr häufiger Brutvogel,  
gegenwärtig jedoch Bestandsrückgang zu verzeichnen  
→ in Sachsen gegenüber 1982 Bestandsminderung um 30-40%

NICOLAI 1993  
STEFFENS et al. 1998a und 1998b

#### Gefährdung

Rote Liste BRD: Gefährdungskategorie 2 (Stark gefährdet)  
Rote Liste Sachsen: Gefährdungskategorie 2 (Stark gefährdet)

WITT et al. 1998  
RAU et al. 1999

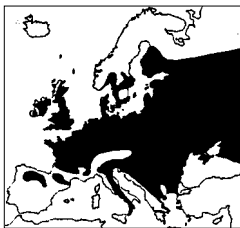
#### Gefährdungsursachen

- Technisierung und Intensivierung der Landwirtschaft, Biozideinsatz und veränderte Bewirtschaftungsmethoden
- Flurbereinigungsmaßnahmen
- Nutzungswandel und Überbauung der Lebensräume mit einhergehendem Verlust der Strukturvielfalt
- Einfluss natürlicher Ereignisse (z.B. Wetter und Klima)

BEZZEL 1991  
GLÄNZER & BUCHMANN 1987  
GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994  
NABU 1991, SCHÄFERS 1990  
STUFA LEIPZIG 1995

#### Verbreitung

in Europa:



Verbreitungskarte mit dem europäischen Artareal (Brutgebiet)

NICOLAI 1993

in Sachsen:

Brutvogel außerhalb geschlossener Waldungen bis 800m über NN,  
im Regierungsbezirk Dresden nur bis 420m über NN vorkommend

STEFFENS et al. 1998b

#### Brutbiologie

Brutzeit: April bis Juli mit Schwerpunkt im Mai  
Strategie: als Boden- und Freibrüter (mit Deckung) eine Jahresbrut, bei deren Verlust Nachgelege möglich sind  
Nistplatz: Brutortstreu

DWENGER 1991  
FLADE 1994  
NABU 1991

#### Raumbedarf

zur Brutzeit: 3 – 5 ha

FLADE 1994

II HABITAT/-ANSPRÜCHE ZUR BRUTZEIT	QUELLEN
weitverbreiteter Brutvogel in offenen Agrarlandschaften mit kleinen mosaikartigen Feldstrukturen und extensiver Bewirtschaftungsweise sowie wildkräuterreichen Ackerrandstreifen	BEZZEL 1985 BRÄSECKE 1999, FLADE 1994 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
bevorzugt kleinflächig gegliederte Feld- und Ackerlandschaften mit Fruchtwechsel- oder Mehrfruchtwirtschaft	FLADE 1994 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994
besiedelt vor allem mageres Ödland, Brachflächen bzw. Ruderalfluren und Heidegebiete	BEZZEL 1985, DWENGER 1991 NABU 1991, SCHÄFERS 1990 STUFA LEIPZIG 1995
aber auch abwechslungsreiche Weiden- und Wiesenlandschaften, wobei die gegenwärtig intensiven Nutzungsformen des Grünlandes derartiger Flächen als Bruthabitat unattraktiv gemacht haben	BEZZEL 1985 BRÄSECKE 1999, NABU 1991 SCHÄFERS 1990
besiedelt werden außerdem Grubenrandgebiete, die eine dichte und artenreiche Vegetation mit größerem Habitus aufweisen	DORSCH 1979 STUFA LEIPZIG 1995
meidet jedoch mehr oder weniger geschlossene Waldgebiete und die Waldnähe, so dass große Waldlandschaften nicht oder nur sporadisch besiedelt werden	BRÄSECKE 2002 GLÄNZER & BUCHMANN 1987 STEFFENS et al. 1998b
bevorzugt kleinparzellierte sowie reichhaltig gegliederte bzw. heterogen strukturierte Feld- und Wiesenlandschaften	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 SCHÄFERS 1990
nutzt vor allem Hecken, Baum- und Strauchgruppen, Staudenfluren, Feld- und Wegraine, Grabenränder u.a. als naturnahe Strukturelemente in der Agrarlandschaft, die ausreichend Deckung bieten	BAUER & BERTHOLD 1996 SCHÄFERS 1990 STEFFENS et al. 1998b
ist ein ausgesprochener Grenzlinienbewohner, so dass deren Vorkommen zur Brutzeit nicht nur vom Vorhandensein von Deckungsmöglichkeiten beeinflusst wird, sondern auch vom Grenzlinienreichtum (Grenzlinieneffekte)	BRÄSECKE 1999 GLÄNZER & BUCHMANN 1987 NABU 1991, SCHÄFERS 1990
bevorzugt Strukturreichtum durch ausreichend vorhandene Deckungsstreifen, wobei reich strukturierte Flächen eine hohe Grenzlinienlänge aufweisen	GLÄNZER & BUCHMANN 1987 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 KALCHREUTER 1991
aber auch einen hohen Grenzflächenanteil aufgrund besonders guter Deckungsmöglichkeiten im Grenzbereich einzelner Nutzflächen	SCHÄFERS 1990
soweit Rebhuhnnester in Feldkulturen stehen bzw. sich auf größeren Feldfluren befinden, werden Randzonen bevorzugt	DWENGER 1991, NABU 1991 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994
bevorzugter Grenzlinienreichtum wird unter anderem nicht nur durch die Feldergröße, sondern auch durch die Felderform bestimmt	SCHÄFERS 1990
meidet regional sowohl nasse und kalte wie sehr arme Böden	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994
besiedelt vor allem Gebiete mit mittleren Jahresniederschlägen unter 500mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von über 8 °C sowie einer langen Sonnenscheindauer	DWENGER 1991 KROLL 1957 zitiert nach DWENGER 1991
unterschiedlich ausgeprägte Habitatpräferenzen aufweisend	BRÄSECKE 2002

## 5 Material und Methoden

Die Abbildung 6 ermöglicht einen groben Überblick über die Datengrundlagen der vorliegenden Arbeit, deren Aufbereitung und den sich anschließenden Datenanalysen.

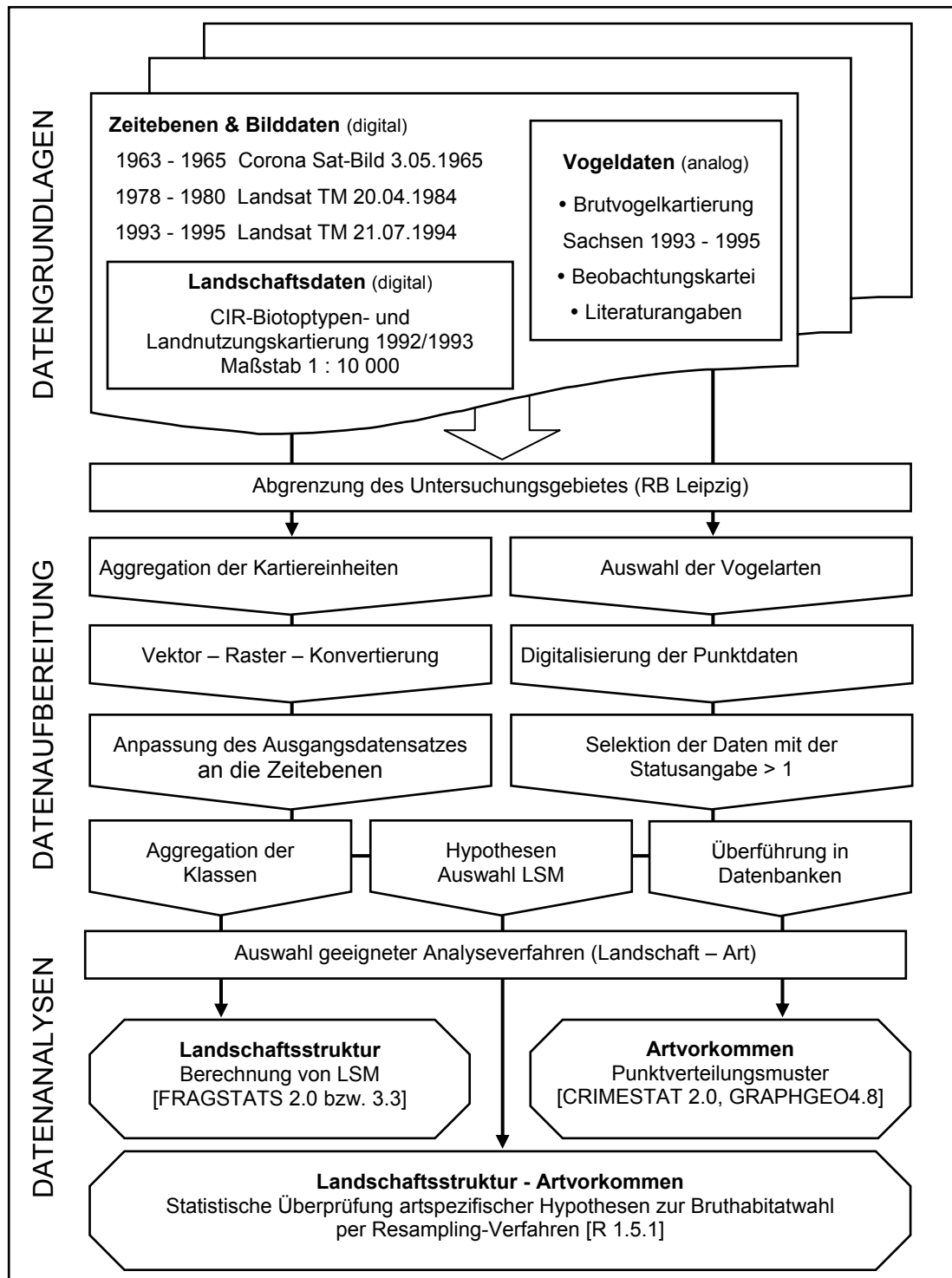


Abb. 6: Ablaufschema zur methodischen Vorgehensweise der Arbeit

## 5.1 Datengrundlagen

Um die Beziehungen zwischen dem Artvorkommen und den Strukturen in der Landschaft sowie deren raum-zeitliche Veränderungen zu analysieren, kommen unterschiedliche Datenquellen zum Einsatz. So wurden für die vorliegende Arbeit bereits vorhandene Daten verwendet, die größtenteils am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) vorlagen oder angeschafft wurden, aber auch öffentlich verfügbaren Unterlagen (avifaunistisches Datenmaterial) zu entnehmen waren.

### 5.1.1 Die Color-Infrarot-(CIR)-Biotypen- und Landnutzungskartierung

Für Landschaftsstrukturanalysen sind raumbezogene Informationen erforderlich, wobei die Biotypen- und Landnutzungskartierung von Sachsen 1992/1993 auf der Basis von Color-Infrarot-(CIR)-Luftbildinterpretationen eine wesentliche Datengrundlage darstellt. Es handelt sich um eine einfach strukturierte, jedoch flächendeckend und großmaßstäbig verfügbare Übersicht zur Naturraumausstattung (Biotypen) und Landnutzung (TORCHALA & REIBMANN 1998).

Die CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1 : 10 000 liegt in digitaler Form vor und ist als kompletter Datensatz auf CD-ROM bei dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie erhältlich (vgl. LFUG 2000). Als Polygon-, Linien- und Punktcoverages im ARC/INFO-Format abgelegt (SCHERFKE 2001), umfasst der digitale Datensatz Polygonflächen (z.B. Wald- oder Ackerflächen), linienhafte Landschaftselemente (z.B. Fließgewässer) und punktuelle Daten (landschaftsprägende Solitäräume). Durch die Digitalisierung der CIR-Kartierung besteht grundsätzlich die Möglichkeit diese Daten zu korrigieren bzw. zu aktualisieren.

Speziell für die Luftbildinterpretation wurde ein Kartierschlüssel entwickelt (vgl. LFUG 1994), der nur bedingt mit anderen Schlüsseln, z.B. der Biotypenliste, übereinstimmt (FRIETSCH 1999), da die Aussagekraft der Luftbilder begrenzt ist (vgl. GLASER 1998). Die Kartiereinheiten weisen eine hierarchische Ordnung auf und sind numerisch codiert (neunstelliger Zahlencode). Sie gliedern sich in neun Haupt- und zahlreiche Untergruppen, wobei die ersten fünf Stellen des Kartierschlüssels den Biotyp bzw. Bestand bezeichnen und die nachfolgenden Ziffern die Ausprägung, Nutzung, Sekundärnutzung und Besonderheiten/Sondernutzungen kennzeichnen (vgl. Abb. 7).

x	Hauptgruppe	<u>2 1 2 0 0 4 1 7</u>	
x	... Untergruppe	2 .....	Gewässer
xxx	... .. Bestand/Biotyp	..1 .....	Fließgewässer
x	... .. Ausprägung	... 2 0 0 .....	Bach
x	... .. Sekundärnutzung	..... 4 ..	mit Gehölzsaum
x	... .. Sondernutzung, Besonderheit	..... 1 ..	naturnah
		..... 7	trockengefallen

Abb. 7: Aufbau der Kartiereinheiten und Umsetzung des Zahlencodes der CIR-Kartierung (verändert aus FRIETSCH 2001, SCHERFKE 2001)

Die räumlichen Datensätze sind mit zugehörigen Attributen verbunden, die Auskunft über die Eigenschaften (z.B. Fläche, Bestand) der enthaltenen geographischen Objekte geben (SCHERFKE 2001). So können unter anderem Landschaftselemente aus dem Gesamtdatenbestand der Attributtabelle mittels Abfrage sowohl für landesweite als auch für räumlich begrenzte Auswertungen schnell selektiert, lokalisiert, bearbeitet, aktualisiert und bei Bedarf auch exportiert werden.

### 5.1.2 Satellitenbilddaten

Um dynamische Prozesse untersuchen, sind multitemporale Daten notwendig (BLASCHKE 1997).

Die Fernerkundung (remote sensing) gehört mittlerweile zu den grundlegenden Methoden der Datengewinnung. Fernerkundungssysteme sind dabei in der Lage, die erforderlichen Daten („Multitemporalaufnahmen“) mit dem Anspruch der globalen Flächendeckung und dem hinreichend kurzen Wiederholungsrhythmus zu beschaffen (HILDEBRANDT 1996, HAEFNER 1999). Als wichtige Datenquelle liefern Fernerkundungsdaten, die in verschiedenen Maßstabsebenen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgenommen werden können (MENZ 1998), flächendeckende Informationen sowohl zur Landbedeckung als auch zur Landschaftsstruktur bzw. Struktur der Landschaftselemente.

Für die vorliegende Arbeit standen in Bezug auf die zeitlichen Ebenen der Untersuchungen folgende digitalen Datensätze am UFZ zur Verfügung:

- 1963 – 1965 : CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965
- 1978 – 1980 : LANDSAT-TM 5-Szene vom 20.04.1984
- 1993 – 1994 : LANDSAT-TM 5-Szene vom 21.07.1994

#### CORONA-Aufnahme

Als Datengrundlage für den ersten Zeitschnitt 1963-1965 dienen Luftbilder des CORONA-Satelliten. Dieser stellt neben ARGON und LANYARD die erste Generation der US-Foto-Aufklärungs-Satelliten dar (ALTMAIER & KANY 2002). Die hochauflösenden Bilder wurden vom CORONA-Satelliten von 1960-1972 im panchromatischen Bereich als Stereo-Bilder mit einer Auflösung von 1,8 m aus einer Höhe von 150 km aufgenommen (vgl. Tab. 3) und sind seit 1995 öffentlich verfügbar bzw. beim USGS (United States Geological Survey) zu beziehen (RUFFNER 1995, ALTMAIER et al. 2002).

Tab. 3: Übersicht zu den verwendeten Satellitenbilddaten (nach McDONALD 1995, HILDEBRANDT 1996)

Satellit	Sensor	Kameratyp	Geometrische Auflösung	Aufnahmedatum
CORONA	KH-4A	Panchromatisch	30 x 30 m	Mai 65
Landsat 5	Thematic Mapper	Multispektral	1,8 x 1,8 m	April 84 / Juli 94

### LANDSAT-TM-Szene

Für die beiden anderen Zeitschnitte liegen Landsat-TM 5-Szenen vor, die häufig zur Erfassung verschiedener Sachverhalte verwendet werden. Es sind TM-Datensätze (Thematic Mapper als Sensor) des amerikanischen Erderkundungssatelliten LANDSAT 5 (LÖFFLER 1994, HILDEBRANDT 1996), der seit 1982 Bilder als Streifen von 185 km Breite im multispektralen Bereich mit einer Auflösung von 30 x 30 m (Kanal 6: 120 x 120 m) aufnimmt (vgl. Tab. 3). Die Flughöhe beträgt ca. 710 km und die Wiederholrate 16 Tage. Das Landsat-TM-System gehört zu den elektro-optischen Fernerkundungssystemen mit hoher räumlicher Auflösung (HAEFNER 1999).

### 5.1.3 Das avifaunistische Datenmaterial

Die für die vorliegende Untersuchung notwendigen Vogeldaten basieren auf umfangreichen Datenrecherchen, die sich auf die Anzahl der Arten beschränkt haben, für die im Rahmen der Brutvogelkartierung im Freistaat Sachsen 1993 - 1995 punktgenaue Angaben vorlagen.

Auf Initiative des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie erfolgte im Zeitraum 1993 - 1995 eine Erfassung der Brutvögel als Rasterkartierung auf der Basis von Messtischblattquadranten (MTBQ), wobei ein MTBQ der Topografischen Karte 1 : 10 000 entspricht (KRETZSCHMAR 1993, STEFFENS et al. 1998a). In diesem Zusammenhang wurde auch das Vorkommen ausgewählter Vogelarten punktgenau aufgenommen. Punktdaten als wesentliche Grundlage raumbezogener Analysen weisen dabei im Gegensatz zu Rasterdaten einen höheren Informationsgehalt auf (vgl. NAGEL 1999). Die Aufzeichnungen der Punktkartierung von 37 Arten für den Regierungsbezirk Leipzig befinden sich am Staatlichen Umweltfachamt Leipzig und liegen mittlerweile auch als digitaler Datensatz im Vektorformat am UFZ vor (vgl. JENTSCH & LAUSCH 2001).

Für die zurückliegenden Zeiträume liefern vor allem bereits publizierte Daten (ornithologisches Schrifttum sowie avifaunistische Gebietsmonographien) oder solche aus nicht veröffentlichten Datenbanken bzw. Datensammlungen wichtige Angaben zum Vorkommen der Arten. Als wertvolle Quellen erwiesen sich insbesondere die Beobachtungsunterlagen ehemals im Gebiet tätiger ornithologischer Fachgruppen des Kulturbundes der DDR sowie die Aufzeichnungen zahlreicher ehrenamtlicher Ornithologen, die am Naturkundemuseum in Leipzig als Beobachtungskartei des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V. öffentlich zugänglich bzw. verfügbar sind.

Bei den Angaben zum Artvorkommen, die der Bearbeitung zugrunde liegen, handelt sich um Präsenz-Daten - während Informationen zur Abundanz (Häufigkeit), Absenz (Nichtvorkommen) und Inzidenz (Wahrscheinlichkeit des Vorkommens) nicht explizit vermerkt sind (vgl. KUHN & KLEYER 1999). Für die einzelnen Zeitebenen bzw. den Zeitraum der Untersuchungen wurden diese Daten ausgehend vom Kartierungszeitraum 1993 - 1995 jeweils für 3 Jahre zusammengefasst, um ausreichend Datengrundlagen in die Analysen einbeziehen zu können. Eine ausführliche Übersicht zu den avifaunistischen Datenquellen der vorliegenden Arbeit ist im Anhang I vorzufinden.

## 5.2 Aufbereitung der Daten

Die vorliegenden Untersuchungen beschränken sich auf den Regierungsbezirk Leipzig, so dass die Ausgangsdatensätze mit der Grenze des Untersuchungsgebietes zu verschneiden waren. Diese Rahmenbegrenzung stand sowohl im Vektorformat als auch im Rasterformat mit einer Zellgröße von 10 x 10m zur Verfügung und bezieht sich auf die derzeitige administrative Grenze (Stand 01.01.2002).

### 5.2.1 Die Erstellung der Landschaftsdatensätze

Voraussetzung raum-zeitlicher Untersuchungen der Landschaftsstruktur ist das Vorhandensein von digitalen Landschaftsdaten für jeden Zeitschnitt, um Strukturanalysen durchführen zu können. Die Aufbereitung der einzelnen Datensätze umfasste dabei neben der Digitalisierung des avifaunistischen Datenmaterials (vgl. Kap. 5.2.2) den zeitintensivsten und aufwendigsten Teil der vorliegenden Arbeit.

#### Aggregation der Kartiereinheiten

Ausgehend von der CIR-Biotop- und Landnutzungskartierung 1992/1993 war es zunächst erforderlich den Umfang der Kartiereinheiten (vgl. LFUG 1994) zu reduzieren. In diesem Zusammenhang wurden die Biotop- und Landnutzungstypen der CIR-Kartierung in ihrer typischen Ausprägung entsprechend der Untersuchungsrelevanz für die weitere Bearbeitung zu 19 Klassen aggregiert (vgl. Tab 4).

Tab. 4: Die Biotop- und Landnutzungsklassen der Landschaftsdaten

lfd. Nr.	Bezeichnung der Biotop- und Landnutzungsklasse	lfd. Nr.	Bezeichnung der Biotop- und Landnutzungsklasse
1	Fließgewässer	11	Bebauung
2	Stillgewässer	12	anthropogen genutzte Sonderflächen
3	Moor	13	Autobahn
4	Wirtschaftsgrünland	14	Bundesstraße, Landstraße
5	offene Flächen und Heiden	15	Sonstige Straße
6	Gehölz, Einzelbaum	16	Wirtschaftsweg
7	Baumreihe, Hecke	17	Sonstige Verkehrsfläche
8	Laubwald	18	Ackergrenzen
9	Nadelwald	19	Grünlandgrenzen
10	Ackerland		

Die „thematische Auflösung“ bzw. die Anzahl der Biotop- und Landnutzungsklassen hat dabei enorme Auswirkungen auf die deskriptiven Maße zur Kennzeichnung der Landschaftsstruktur (BLASCHKE 1999). Nicht zuletzt fördert eine zu grobe Klassifizierung den Informationsverlust, wobei umfangreiche Klassenbildungen die Wahrscheinlichkeit möglicher Fehlinterpretationen bei der Aufbereitung der Landschaftsdatensätze erhöhen (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999) und auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht mit vertretbarem Aufwand zu bearbeiten waren.

Während die Biotoptypen- und Landnutzungskartierung vorwiegend naturnahe Landschaftsobjekte detailliert darstellt, weisen ATKIS-Daten (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) Vorteile in der Darstellung von Siedlungsflächen und Infrastruktur auf (WALZ 2001). So wurden diese selektiv in den Datensatz der CIR-Kartierung integriert, der letztendlich zur Erstellung der Landschaftsdatsätze für die drei Zeitschnitte als Ausgangsdatsatz herangezogen werden sollte.

### Vektor-Raster-Konvertierung

Weiterhin ist für die Quantifizierung von Biotop- und Landnutzungsstrukturen durch Strukturmaße eine spezifische Betrachtung der Rahmenbedingungen erforderlich (WALZ et al. 2001). Dies betrifft vor allem die Wahl des Datenformats, wobei man zwischen Vektor- und Rasterdaten unterscheidet. Nach BILL & FRITSCH (1994) basieren Vektordaten auf den Grundelementen Punkt, Linie sowie Fläche und Rasterdaten auf das geometrische Element eines Pixels.

In Anbetracht der Vorteile des Rasterdatenformats für eine Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995) und den guten analytischen Möglichkeiten, die dieses Datenformat in der landschaftsökologischen Forschung bietet, wurden die Vektordaten des Ausgangsdatsatzes in das Rasterformat (GRID) transformiert (vgl. Abb. 8). Nicht zuletzt benötigt das Programm in der Version 3.3 als Berechnungsgrundlage Daten auf Rasterbasis. Eine Vektor-Raster-Konvertierung ist dabei als unproblematisch zu bezeichnen und mit Hilfe eines GIS realisierbar.

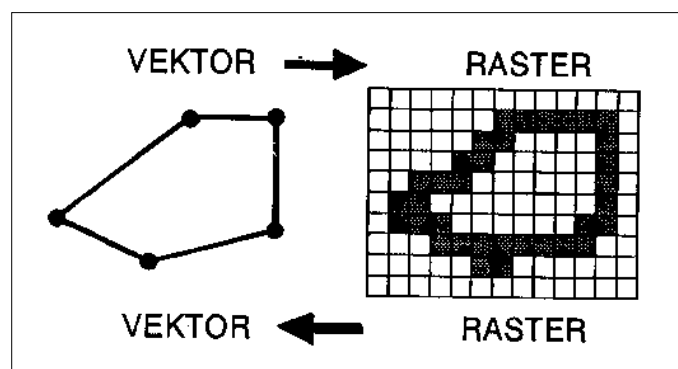


Abb. 8: Schematische Darstellung der Vektor-Raster-Konvertierung  
(verändert aus BILL & FRITSCH 1994)

Die Biotop- und Landnutzungsklassen werden im Rasterformat flächenhaft durch Pixelelemente dargestellt, deren Grauwert (Attribut) veränderbar ist. Die Anzahl der Pixel kennzeichnen dabei als Histogrammwert in der Attributtabelle den Flächenanteil der einzelnen Klassen an der Rastergraphik. Entscheidend bei der Vektor-Raster-Konvertierung ist jedoch die Wahl der Rasterzellengröße, um die thematische Auflösung und Erfassungsgenauigkeit der Vektordaten beizubehalten. So erschien eine Pixelauflösung bzw. Rasterzellengröße von 10 m entsprechend der CIR-Kartierung 1992/1993 im Maßstab von 1 : 10 000 als geeignet und hat sich auch in der vorliegenden Untersuchung als praktikabel erwiesen.



### **Anpassung des Ausgangsdatensatzes**

Landschaftsökologische Analysen erfordern aussagekräftige Daten, die größtenteils verfügbaren Unterlagen (Publikationen, Karten u.a.) zu entnehmen sind (BASTIAN & SCHREIBER 1999). Als Grundlage für die digitale Aufbereitung der Landschaftsdaten für die drei Zeitschnitte mit dem Programm ERDAS IMAGINE 8.5 und Methoden der Fernerkundung standen Satellitenbilder (vgl. Kap. 5.1.2) zur Verfügung. Zusätzlich wurden Topographische Karten unterschiedlichen Maßstabs zur Identifikation von Strukturmerkmalen bei der Bearbeitung der Datensätze mit einbezogen.

Anhand der Satellitenbilddaten sollten durch visuelle Interpretation Informationen abgeleitet werden, die zur Anpassung des Ausgangsdatensatzes führen. Ausgehend von dem sogenannten Masterbild als an die CIR-Kartierung 1992/1993 angepassten Landschaftsdatensatzes für 1994 wurden bei der Betrachtung der Landschaft durch Überlagerung der beiden Datenebenen (Landschaftsdatensatz und Satellitenbild) lediglich die Änderungen digital erfasst. Die Nachführung der einzelnen Datensätze war dabei sehr aufwendig, da sich nicht nur raumunabhängige Eigenschaften von Landschaftselementen verändern können, sondern auch ihre räumliche Ausdehnung oder Lage (vgl. KIENAST et al. 1991). Außerdem ist der Arbeitsaufwand stark von der Komplexität und der Anzahl der zu digitalisierenden Flächen abhängig. Dabei bezog sich die Betrachtung des Landschaftszustandes der drei Zeitschnitte auf den Regierungsbezirk Leipzig, der nicht zuletzt aufgrund der „anthropogen genutzten Sonderflächen“ (Tagebau u.a.) deutlich ausgeprägte Veränderungen landschaftsstruktureller Elemente zu verzeichnen hat.

Eine multitemporale Klassifikation der Satellitenbilddaten konnte aufgrund der Datenlage an dieser Stelle nicht durchgeführt werden, so dass die visuelle Interpretation zum Einsatz kam. Die Bedeutung der visuellen Interpretation und ein Vergleich der Verfahren visueller Interpretation und Klassifikation von Satellitenbilddaten hinsichtlich ihrer Eignung zur Erfassung von Landschaftselementen bzw. Strukturen in der Landschaft ist dabei der Arbeit von LAUSCH (2000) zu entnehmen.

Fernerkundungsdaten besitzen ein hohes Informationspotenzial, um Strukturen zu identifizieren und abzugrenzen, so dass diese Methode der Datenaufbereitung auch im Rahmen der digitalen Bildverarbeitung weit verbreitet ist, z. B. zur Aktualisierung und Ergänzung der Biotoptypen- und Nutzungskartierung (vgl. WERNER & KENNEWEG 1999) oder zur Indikation von Veränderungen in der Biotopausstattung und Landnutzungsstruktur (vgl. WEIERS 1999). Die realitätsnahe Abbildung der Landschaft durch die Aufbereitung der Datensätze für die vorliegende Arbeit bildet letztendlich die Grundlage für die quantitative Analyse der Landschaftsstruktur.

### Aggregation der Biotop- und Landnutzungsklassen

Die mit GIS erzeugten Landschaftsdatensätze stellen räumlich sehr detaillierte Karten dar, deren thematische Auflösung als wertvolle Datengrundlage weiteren Untersuchungen zur Verfügung steht (vgl. HORSTKÖTTER, in Bearb.). Für die vorliegende Arbeit wurden diese mit der Analysefunktionalität eines GIS für spätere Landschaftsstrukturanalysen in die folgenden 12 Biotop- und Landnutzungsklassen [Klassen-Nr.: ALT (vgl. Tab. ) → NEU] überführt:

- Fließgewässer ..... [1 → 1]
- Stillgewässer ..... [2 → 2]
- Offene Flächen, Heiden ..... [5 → 3]
- Grünland ..... [3, 4 → 4]
- Ackerland ..... [10 → 5]
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke ..... [6, 7 → 6]
- Laubwald ..... [8 → 7]
- Nadelwald ..... [9 → 8]
- Bebauung ..... [11 → 9]
- Anthropogen genutzte Sonderflächen ..... [12 → 10]
- Verkehrsflächen ..... [13, 14, 15, 16, 17 → 11]
- Acker- und Grünlandgrenzen ..... [18, 19 → 12]

Wichtigstes Kriterium für diese Klassifizierung war die praktische Handhabbarkeit zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS 2.0 bzw. 3.3 (MCGARIGAL & MARKS 1995), ohne dabei auf fachliche Anforderungen und Genauigkeit zu verzichten und ohne Überbewertung einzelner Biotop- und Landnutzungsklassen.

## 5.2.2 Vogeldaten im Geographischen Informationssystem (GIS)

Nachdem die Vogelarten für die vorliegenden Untersuchungen ausgewählt wurden (vgl. Kap. 4.4.2), erfolgte die Zusammenstellung des Datenmaterials. Während die Punktdaten für den Zeitraum 1993 - 1995 bereits in digitaler Form vorlagen (vgl. JENTSCH & LAUSCH 2001), mussten die punktuellen Angaben zum Artvorkommen für die anderen Zeitschnitte noch digitalisiert werden.

Zunächst wurden die Punktdaten des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns mittels ArcView 3.2a aus dem vorliegenden Datensatz der Punktkartierung 1993 - 1995 selektiert und in einen neuen Ausgangsdatsatz überführt. Ausgehend vom vorhandenen Datenmaterial (vgl. Kap. 5.1.3) wurden die in der Attributtabelle enthaltenen Informationen abgeändert bzw. neu aufgeschlüsselt und der Vektordatsatz entsprechend überarbeitet. In diesem Zusammenhang sollte jede Art anhand der verfügbaren Unterlagen in ihrem Status wie folgt eingeordnet werden:

- 1 – Artvorkommen außerhalb der Brutzeit
- 2 – Vorkommen der Art zur Brutzeit (ohne Brutnachweis)
- 3 – mögliches Brutvorkommen der Art (Brutnachweis vorhanden)
- 4 – sicheres Brutvorkommen der Art

Weiterhin war die eventuell vorhandene Anzahl der Brutpaare (Bp) zu erfassen, wobei die Angaben zum Artvorkommen zeitlich (J) getrennt voneinander aufgeführt und laufend durchnummeriert (ID) wurden (vgl. Tab. 5). Nach dieser Vorlage erfolgte auch die Digitalisierung der Datenbestände für die Zeiträume 1978 bis 1980 sowie 1963 bis 1965 im Arc View 3.2a, wobei Satellitenbilddaten mit der LANDSAT TM 5-Szene vom 20.04.1984 und die CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965 zugrunde lagen. Als Kartengrundlagen dienten sowohl die sogenannten Messtischblätter (MTB) als auch die vom Landesvermessungsamt Sachsen neu herausgegebenen Topographischen Karten in verschiedenen Maßstabsebenen, die zusätzlich zur Verortung der Punktdaten im Rahmen der Digitalisierung herangezogen wurden. So stand letztendlich ein Ausgangsdatsatz in digitaler Form für die weitere Bearbeitung zur Verfügung. Dabei zeigt die Tabelle 5 einen Ausschnitt aus der Attributtabelle.

Tab. 5: Ausschnitt aus der Attributtabelle zum Artvorkommen als Ausgangsdatsatz

Attributes of Vogelarten.shp									
Shape	Id	Artcode	J1993	Status93	Bp1993	J1994	Status94	Bp1994	J1995
Point	1	31	31	3	0	0	0	0	0
Point	2	23	23	2	0	0	0	0	0
Point	3	23	0	0	0	23	3	1	0
Point	4	23	0	0	0	23	2	1	0
Point	5	23	23	4	1	0	0	0	23
Point	6	23	23	4	1	0	0	0	0
Point	7	23	23	4	0	0	0	0	23

Da sich die Untersuchungen aufgrund des vorhandenen Datenmaterials auf das Artvorkommen zur Brutzeit beschränken, wurden aus dem Ausgangsdatensatz die Basisdaten mit der Statusangabe > 1 ausgewählt. Anschließend waren die drei Zeiträume sowie die Punktdaten der ausgewählten Vogelarten mittels ArcView 3.2a zu selektieren und in neue Themen umzuwandeln, um für jede Art und Zeitschnitt einen separaten Datensatz zu erstellen. Dieser beinhaltet die Anzahl der relevanten Artvorkommen für die vorliegende Arbeit (vgl. Tab. 6) und stellt die Datengrundlage zur Analyse der Artverbreitungsmuster dar.

Tab. 6: Übersicht über die Anzahl der Artvorkommen zur Brutzeit im RBL für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen

Vogelart	Artvorkommen zur Brutzeit		
	1963 - 1965	1978 - 1980	1993 - 1995
Flussregenpfeifer	66	62	106
Kiebitz	155	136	111
Rebhuhn	57	78	216

Um den Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Artvorkommen bzw. deren Habitatwahl zur Brutzeit zu untersuchen und quantitative Aussagen ableiten zu können, mussten die Punktdaten durch Pufferung in Flächendaten umgewandelt werden. Das Puffern der Daten erfolgte entsprechend den Ausführungen nach BOMHARD (2002) mit einem Radius von 100 m, was einer Fläche von 3,14 ha entspricht. Eine exakte Abgrenzung von realen Brutrevieren ist jedoch nach MÜHLENBERG (1993) nur durch Beobachtungen im Gelände möglich, so dass für die vorliegende Arbeit „künstliche“ Brutreviere erzeugt wurden. Diese durften sich im Rahmen der statistischen Analyse (vgl. Kap. 5.3.3) nicht gegenseitig überlappen und mussten bei Überlappung manuell entfernt werden. Es handelt sich dabei um 2 Brutreviere des Flussregenpfeifers und 7 bei dem Kiebitz, wodurch sich die Anzahl der für diese Untersuchungen relevanten Artvorkommen (vgl. Tab. 6) auf 104 reduzierte.

### 5.2.3 Artvorkommen und Landschaftsstrukturparameter

Im Rahmen der raum-zeitlichen Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Artvorkommen steht der Zusammenhang zwischen den landschaftsstrukturellen Parametern und dem Verbreitungsmuster der ausgewählten Vogelarten im Mittelpunkt der Betrachtung.

Für die Analyse der Bruthabitatwahl in Abhängigkeit von Biotop- und Landnutzungsstrukturen wurden aus der verfügbaren Fachliteratur Angaben zu den jeweiligen Habitatansprüchen der Arten entnommen (vgl. Kap. 4.2.3) und Einflussfaktoren zur Kennzeichnung der Habitatbeziehungen benannt, um anschließend statistische Habitatmodelle erstellen und Art-Habitat-Beziehungen abbilden zu können (vgl. KLEYER et al. 1999/2000).

### Art-Habitat-Beziehungen

Nach WIENS (1989a) variieren die Lebensraumansprüche der Arten in Abhängigkeit von der betrachteten Maßstabsebene in Raum und Zeit. Um die Habitatpräferenzen gegenüber raumstrukturellen Landschaftscharakteristika der ausgewählten Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig analysieren zu können, war es notwendig aus der Vielzahl der berechneten LSM (vgl. Kap. 5.3.1) eine Auswahl zu treffen, wobei nur Maße auf der Klassen- und Landschaftsebene berücksichtigt wurden. Die Auswahl der Indizes erfolgte auf der Grundlage zu formulierender Hypothesen, die sich auf die Habitatansprüche der Arten zur Brutzeit beziehen und vermutete landschaftsstrukturelle Zusammenhänge definieren. In Anbetracht der später folgenden statistischen Datenauswertung (vgl. Kap. 5.3.3) war zusätzlich darauf zu achten, dass die einzelnen Parameter nicht stark untereinander korreliert sind, um aussagekräftige Werte zu erhalten (vgl. WALZ 2001). Dies machte eine Korrelationsanalyse zwischen den relevanten LSM erforderlich.

### Korrelationsanalyse

Mit der Korrelationsanalyse wird die Stärke des Zusammenhangs zwischen zwei oder mehreren Zufallsvariablen ermittelt. Je nachdem, welches Skalenniveau die beteiligten Variablen aufweisen oder auch Form und Art der Verteilung vorliegt, sind unterschiedliche Techniken bzw. Verfahren anzuwenden (BAHRENBERG et al. 1990, SHAW & WHEELER 1994).

Bei den Strukturparametern der vorliegenden Untersuchungen handelt es sich um nicht normalverteilte Variablen, so dass die Zusammenhänge durch den Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten  $r_s$  zu beurteilen waren (vgl. SACHS 1997). Dieser lässt sich wie folgt berechnen:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum D^2}{n(n^2 - 1)}$$

$D$  = Rangdifferenzen zwischen Merkmalsausprägungen  
 $n$  = Rangpaare bzw. Anzahl der Untersuchungsfälle (Objekte)

Für die Korrelationsanalyse wurden Werte der FRAGSTATS-Berechnung Version 2.0 (vgl. Kap. 5.3.1) für die ausgewählten Indizes verwendet. Um zunächst den Grad der Korrelation der Parameter untereinander festzustellen, war es ausreichend, das Korrelationsverfahren nach Spearman für eine Art (Brutreviere des Flussregenpfeifers) und Zeitschnitt (1963 - 1965) auf Klassen- und Landschaftsebene durchzuführen (vgl. Tab. 7 und 8). Über die Korrelationsmatrix können die Indizes miteinander in Beziehung gesetzt werden, wobei die ermittelten Korrelationskoeffizienten sowohl die Stärke als auch die Richtung möglicher Zusammenhänge beschreiben und  $-1 \leq r_s \leq 1$  gilt.

Ausgehend von hoch korrelierenden Maßen bei Werten von  $r_s \geq 0,8$  bzw.  $r_s \leq -0,8$  wurde als Auswahlkriterium jeweils der Strukturparameter in die Untersuchungen einbezogen, der für die spezifische Hypothese am sensitivsten ist (vgl. WALZ 2001).

Tab. 7: Korrelationsmatrix des Rang-Korrelationskoeffizienten  $r_s$  nach Spearman zwischen den Landschaftsstrukturparametern auf Klassenebene anhand der berechneten Indizes für die Brutreviere des Flussregenpfeifers 1963 - 1965

	<i>%LAND</i>	<i>LPI</i>	<i>PD</i>	<i>MPS</i>	<i>PSSD</i>	<i>TE</i>	<i>ED</i>	<i>LSI</i>	<i>MSI</i>	<i>MPFD</i>	<i>MNN</i>
<i>%LAND</i>	1,00	0,98	-0,02	0,91	0,23	0,43	0,43	0,43	0,16	0,03	0,12
<i>LPI</i>	0,98	1,00	-0,16	0,96	0,13	0,35	0,35	0,35	0,19	0,05	0,02
<i>PD</i>	-0,02	-0,16	1,00	-0,38	0,82	0,46	0,46	0,46	-0,19	-0,16	0,67
<i>MPS</i>	0,91	0,96	-0,38	1,00	-0,09	0,24	0,24	0,24	0,28	0,15	-0,12
<i>PSSD</i>	0,23	0,13	0,82	-0,09	1,00	0,54	0,54	0,54	0,04	0,03	0,75
<i>TE</i>	0,43	0,35	0,46	0,24	0,54	1,00	1,00	1,00	0,54	0,49	0,37
<i>ED</i>	0,43	0,35	0,46	0,24	0,54	1,00	1,00	1,00	0,54	0,49	0,37
<i>LSI</i>	0,43	0,35	0,46	0,24	0,54	1,00	1,00	1,00	0,54	0,49	0,37
<i>MSI</i>	0,16	0,19	-0,19	0,28	0,04	0,54	0,54	0,54	1,00	0,98	-0,01
<i>MPFD</i>	0,03	0,05	-0,16	0,15	0,03	0,49	0,49	0,49	0,98	1,00	0,01
<i>MNN</i>	0,12	0,02	0,67	-0,12	0,75	0,37	0,37	0,37	-0,01	0,01	1,00

*%LAND* Percent of Landscape  
*LPI* Largest Patch Index  
*PD* Patch Density  
*MPS* Mean Patch Size  
*PSSD* Patch Size Standard Deviation  
*TE* Total Edge

*ED* Edge Density  
*LSI* Landscape Shape Index  
*MSI* Mean Shape Index  
*MPFD* Mean Patch Fractal Dimension  
*MNN* Mean Nearest-Neighbor Distance

Tab. 8: Korrelationsmatrix des Rang-Korrelationskoeffizienten  $r_s$  nach Spearman zwischen den Landschaftsstrukturparametern auf Landschaftsebene anhand der berechneten Indizes für die Brutreviere des Flussregenpfeifers 1963 - 1965

	<i>LPI</i>	<i>PD</i>	<i>MPS</i>	<i>PSSD</i>	<i>PSCV</i>	<i>TE</i>	<i>ED</i>	<i>LSI</i>	<i>MSI</i>	<i>AWMSI</i>	<i>PR</i>	<i>IJI</i>
<i>LPI</i>	1,00	-0,69	0,69	0,20	-0,21	-0,84	-0,84	-0,84	-0,51	-0,72	-0,62	-0,54
<i>PD</i>	-0,69	1,00	-1,00	0,05	0,77	0,88	0,88	0,88	0,19	0,65	0,81	0,67
<i>MPS</i>	0,69	-1,00	1,00	-0,05	-0,77	-0,88	-0,88	-0,88	-0,19	-0,65	-0,81	-0,67
<i>PSSD</i>	0,20	0,05	-0,05	1,00	0,52	-0,10	-0,10	-0,10	0,14	0,07	0,15	0,11
<i>PSCV</i>	-0,21	0,77	-0,77	0,52	1,00	0,48	0,48	0,48	-0,07	0,36	0,63	0,52
<i>TE</i>	-0,84	0,88	-0,88	-0,10	0,48	1,00	1,00	1,00	0,55	0,83	0,81	0,64
<i>ED</i>	-0,84	0,88	-0,88	-0,10	0,48	1,00	1,00	1,00	0,55	0,83	0,81	0,64
<i>LSI</i>	-0,84	0,88	-0,88	-0,10	0,48	1,00	1,00	1,00	0,55	0,83	0,81	0,64
<i>MSI</i>	-0,51	0,19	-0,19	0,14	-0,07	0,55	0,55	0,55	1,00	0,65	0,37	0,22
<i>AWMSI</i>	-0,72	0,65	-0,65	0,07	0,36	0,83	0,83	0,83	0,65	1,00	0,68	0,50
<i>PR</i>	-0,62	0,81	-0,81	0,15	0,63	0,81	0,81	0,81	0,37	0,68	1,00	0,68
<i>IJI</i>	-0,54	0,67	-0,67	0,11	0,52	0,64	0,64	0,64	0,22	0,50	0,68	1,00

*LPI* Largest Patch Index  
*PD* Patch Density  
*MPS* Mean Patch Size  
*PSSD* Patch Size Standard Deviation  
*PSCV* Patch Size Coefficient of Variation  
*TE* Total Edge

*ED* Edge Density  
*LSI* Landscape Shape Index  
*MSI* Mean Shape Index  
*AWMSI* Area-weighted Mean Shape Index  
*PR* Patch Richness  
*IJI* Interspersion and Juxtaposition Index

### **Artspezifische Hypothesen und Landschaftsstrukturmaße**

Eine Analyse der Artverbreitung in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Elementen setzt vor allem Kenntnisse darüber voraus, welche Indizes als Schlüsselfaktoren für die Habitataignung der zu untersuchenden Arten anzusehen sind (KUHN & KLEYER 1999). Dabei ist eine der wichtigsten Grundsätze bei Studien zur Erstellung von Habitatmodellen, das Vorkommen der ausgewählten Vogelarten über eine möglichst große Bandbreite vermuteter Standortvariablen zu untersuchen.

Um signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren der Arten und der „durchschnittlichen“ Landschaft hinsichtlich der Ausprägung landschaftsstruktureller Elemente im Regierungsbezirk Leipzig festzustellen, wurden artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns aufgestellt (vgl. Tab. 9 bis 11). Diese orientieren sich am derzeitigen Kenntnisstand in der Avifaunistik und basieren auf Angaben aus der Fachliteratur, wobei die grundlegenden Habitatansprüche der Arten insbesondere für die vorliegenden Untersuchungen in Kapitel 4.2.3 aufgeführt sind.

Die Hypothesen werden später mit Hilfe eines sog. Resampling-Verfahrens für jeden Zeitschnitt statistisch überprüft (vgl. Kap. 5.3.3) und bilden die Grundlage zur Aufstellung statistischer Habitatmodelle, die der Analyse von Lebensraumansprüchen in Bezug zur Landschaftsstruktur und -nutzung dienen (vgl. KLEYER et al. 1999/2000). Im Rahmen der Untersuchungen sollen die erstellten Habitatmodelle der einzelnen Zeiträume für die jeweilige Art miteinander verglichen werden, um die raum-zeitliche Ausprägung der Habitatpräferenzen betrachten und analysieren zu können.

Neben Hypothesen sind in den Tabellen 9 bis 11 die relevanten Landschaftsstrukturmaße aufgeführt, die zur quantitativen Erfassung des vermuteten Zusammenhangs zwischen den Landschaftsstrukturparametern und Artverbreitungsmustern dienen. Nach SYRBE (1999) lassen sich dabei auch gute Ergebnisse erzielen, wenn ein komplexes Merkmal durch eine aufeinander abgestimmte Kombination zweier oder mehrerer Indizes erfasst wird, die jeweils unterschiedliche geometrische Aspekte (z.B. Formindex der Flächen und fraktale Dimension der Begrenzungslinien) wiedergeben. Mit Hilfe einer Vielzahl von LSM lassen sich verschiedene Beziehungen zwischen raumstrukturellen Aspekten der Landschaft darstellen, wobei wenige Indizes ausreichen, um die wichtigsten Struktureigenschaften von Landschaften zu beschreiben (HERZOG et al. 1999).

Nicht zuletzt aufgrund der späteren statistischen Überprüfung per Resampling-Verfahren (vgl. Kap. 5.3.3) und des Bearbeitungsaufwandes sind die zu untersuchenden Hypothesen der vorliegenden Arbeit auf 15 wichtige Landschaftsstrukturparameter pro Art beschränkt, die das Vorkommen bzw. die Raum- und Habitatnutzung der ausgewählten Vogelarten bestimmen. Die einzelnen Maße werden dabei in Kapitel 4.1.3 zusammen mit anderen in der vorliegenden Arbeit verwendeten Indizes kurz vorgestellt.



Tab. 9: Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des **Flussregenpfeifers** zur Brutzeit im RBL

lfd. Nr.	Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit	LSM - Kategorie/ Berechnungsebene	LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]	Erläuterung
1	Bruthabitatwahl bevorzugt in Nähe von <i>Fließgewässern</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile von Fließgewässern innerhalb des Brutreviers
2	Ansiedlung vor allem in Gebieten mit <i>Fließgewässern</i> , die eine relativ hohe Dichte von Uferrandzonen aufweisen	Kantenmaß/Klasse	<i>Edge Density ED [m/ha]</i>	hohe Uferrandzonendichte in Gebieten mit Fließgewässern als Bruthabitat
3	Art zur Brutzeit häufig auch an <i>Stillgewässern</i> vorzufinden	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile von Stillgewässern innerhalb des Brutreviers
4	Habitat-eignung von Gebieten mit <i>Stillgewässern</i> , die sich durch zunehmend unregelmäßige Uferrandstreifen auszeichnen	Formmaß/Klasse	<i>Mean Shape Index MSI [-]</i>	hoher Mittler Form-Index in Gebieten mit Stillgewässern als Bruthabitat
5	Ansiedlung bevorzugt in der Nähe von <i>Stillgewässern</i> mit hoher Uferrandlinienlänge	Kantenmaß/Klasse	<i>Total Edge TE [m]</i>	hohe Uferrandlinienlänge in Gebieten mit Stillgewässern als Bruthabitat
6	Ausprägung von Bruthabitatpräferenzen gegenüber weiträumig <i>anthropogenen genutzten Sonderflächen</i>	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	hohe mittlere Patchgröße anthropogen genutzter Sonderflächen im Brutrevier
7	Besiedlung insbesondere von weiträumig <i>offene Flächen und Heiden</i> zur Brutzeit	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	hohe mittlere Patchgröße offener Flächen und Heiden im Brutrevier
8	Art meidet bei seiner Bruthabitatwahl Gebiete mit hohen Laubwaldanteilen	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual geringe Flächenanteile von Laubwald innerhalb des Brutreviers

<b>lfd. Nr.</b>	<b>Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit</b>	<b>LSM - Kategorie/ Berechnungsebene</b>	<b>LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]</b>	<b>Erläuterung</b>
9	Art meidet zur Brutzeit aber auch Nadelwaldgebiete	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual geringe Flächenanteile von Nadelwald innerhalb des Brutreviers
10	Ansiedlung in Gebieten, die nur eine geringe Dichte von <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken</i> aufweisen	Patch-Maß/Klasse	<i>Patch Density PD [# / 100 ha]</i>	geringe Einzelflächendichte vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
11	Habitat-eignung von Gebieten mit <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken</i> , deren Einzelflächen weit voneinander entfernt sind	Nachbarschaftsmaß/ Klasse	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance / MNN [m]</i>	hohe Nächst-Nachbar-Distanzen zwischen vorhandenen Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
12	Besiedlung vor allem weiträumiger Flächen, die in der Landschaft aufgrund ihrer Größe dominieren	Flächenmaß/Landschaft	<i>Largest Patch Index LPI [%]</i>	hoher Index der größten Einzelfläche von Landschaftselementen innerhalb des Brutreviers
13	Ausprägung von Habitatpräferenzen gegenüber einer geringen Dichte von einzelnen Landschaftselementen im Brutgebiet	Patch-Maß/Landschaft	<i>Patch Density PD [# / 100 ha]</i>	geringe Einzelflächendichte vorhandener Landschaftselemente im Bruthabitat
14	Bruthabitatwahl bevorzugt in Gebieten, die eine geringe Variabilität der Flächengrößen von Landschaftselementen aufweisen	Patch-Maß/Landschaft	<i>Patch Size Standard Deviation / PSSD [ha]</i>	geringe Standardabweichung der Einzelflächengröße vorhandener Landschaftselemente innerhalb des Brutreviers
15	Ansiedlung vor allem auf Flächen mit einer geringen Formkomplexität der Landschaftselemente	Formmaß/Landschaft	<i>Area-weighted Mean Shape Index / AWMSI [-]</i>	geringer Flächengewichteter mittlerer Form-Index der Landschaftselemente im Bruthabitat

Tab. 10: Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des **Kiebitz** zur Brutzeit im RBL

lfd. Nr.	Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit	LSM - Kategorie/ Berechnungsebene	LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]	Erläuterung
1	Art zur Brutzeit häufig auf <i>Grünflächen</i> vorzufinden	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile von Grünland innerhalb des Brutreviers
2	Ansiedlung vor allem in Gebieten mit <i>Grünflächen</i> , die sich durch eine geringe Formkomplexität auszeichnen	Formmaß/Klasse	<i>Landscape Shape Index LSI [-]</i>	geringer Form-Index der Landschaft in Gebieten mit Grünland als Bruthabitat
3	Bruthabitatwahl auch bevorzugt auf <i>Ackerflächen</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile von Ackerland innerhalb des Brutreviers
4	Habitat-eignung von Gebieten mit <i>Ackerland</i> , die zunehmend gleichförmige Flächen aufweisen	Formmaß/Klasse	<i>Mean Shape Index MSI [-]</i>	geringer mittlerer Form-Index der Ackerflächen im Brutrevier
5	Ausprägung von Bruthabitatpräferenzen gegenüber einer geringen Dichte von Randstreifen in Gebieten mit <i>Ackerland</i>	Kantenmaß/Klasse	<i>Edge Density ED [m/ha]</i>	geringe Randstreifendichte in Gebieten mit Ackerland als Bruthabitat
6	Besiedlung insbesondere von weiträumig <i>anthropogen genutzten Sonderflächen</i> zur Brutzeit	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	hohe mittlere Patchgröße anthropogen genutzter Sonderflächen im Brutrevier
7	Ansiedlung bevorzugt auch auf weiträumig <i>offenen Flächen und Heiden</i>	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	hohe mittlere Patchgröße offener Flächen und Heiden im Brutrevier
8	Art meidet bei seiner Bruthabitatwahl Gebiete mit hohen <i>Laubwaldanteilen</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual geringe Flächenanteile von Laubwald innerhalb des Brutreviers

<b>lfd. Nr.</b>	<b>Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit</b>	<b>LSM - Kategorie/ Berechnungsebene</b>	<b>LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]</b>	<b>Erläuterung</b>
9	Art meidet zur Brutzeit aber auch <i>Nadelwaldgebiete</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual geringe Flächenanteile von Nadelwald innerhalb des Brutreviers
10	Ansiedlung in Gebieten, die nur eine geringe Dichte von <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken</i> aufweisen	Patch-Maß/Klasse	<i>Patch Density PD [# / 100 ha]</i>	geringe Einzeelflächendichte vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
11	Habitat-eignung von Gebieten mit <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken</i> , deren Einzeelflächen weit voneinander entfernt sind	Nachbarschaftsmaß/ Klasse	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance / MNN [m]</i>	hohe Nächst-Nachbar-Distanzen zwischen vorhandenen Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
12	Besiedlung vor allem weiträumiger Flächen, die in der Landschaft aufgrund ihrer Größe dominieren	Flächenmaß/Landschaft	<i>Largest Patch Index LPI [%]</i>	hoher Index der größten Einzeelfläche von Landschaftselementen innerhalb des Brutreviers
13	Ausprägung von Habitatpräferenzen gegenüber einer geringen Dichte von einzelnen Landschaftselementen im Brutgebiet	Patch-Maß/Landschaft	<i>Patch Density PD [# / 100 ha]</i>	geringe Einzeelflächendichte vorhandener Landschaftselemente im Bruthabitat
14	Bruthabitatwahl bevorzugt in Gebieten, die eine geringe Variabilität der Flächengrößen von Landschaftselementen aufweisen	Patch-Maß/Landschaft	<i>Patch Size Coefficient of Deviation / PSCV [%]</i>	geringer Variationskoeffizient der Einzeelflächengröße vorhandener Landschaftselemente innerhalb des Brutreviers
15	Ansiedlung vor allem auf Flächen mit einer geringen Formkomplexität der Landschaftselemente	Formmaß/Landschaft	<i>Area-weighted Mean Shape Index / AWMSI [-]</i>	geringer Flächengewichteter mittlerer Form-Index der Landschaftselemente im Bruthabitat

Tab. 11: Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Habitatwahl des **Rebhuhns** zur Brutzeit im RBL

lfd. Nr.	Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit	LSM - Kategorie/ Berechnungsebene	LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]	Erläuterung
1	Bruthabitatwahl bevorzugt auf kleinparzellierten <i>Ackerflächen</i>	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	geringe mittlere Patchgröße der Ackerflächen im Brutrevier
2	Habitateignung von Gebieten mit <i>Ackerland</i> , die zunehmend unregelmäßige Flächenformen aufweisen	Formmaß/Klasse	<i>Mean Shape Index MSI [-]</i>	hoher mittlerer Form-Index der Ackerflächen im Brutrevier
3	Ausprägung von Bruthabitatpräferenzen gegenüber einer hohen Dichte von Randstreifen in Gebieten mit <i>Ackerland</i>	Kantenmaß/Klasse	<i>Edge Density ED [m/ha]</i>	hohe Randstreifendichte in Gebieten mit Ackerland als Bruthabitat
4	Ansiedlung bevorzugt auch auf kleinflächig strukturiertem <i>Grünland</i>	Patch-Maß/Klasse	<i>Mean Patch Size MPS [ha]</i>	geringe mittlere Patchgröße der Grünflächen im Brutrevier
5	Art zur Brutzeit häufig in Gebieten mit <i>Grünflächen</i> vorzufinden, die sich durch eine hohe Formkomplexität auszeichnen	Formmaß/Klasse	<i>Landscape Shape Index LSI [-]</i>	hoher Form-Index der Landschaft in Gebieten mit Grünland als Bruthabitat
6	Besiedlung vor allem <i>anthropogen genutzter Sonderflächen</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile anthropogen genutzter Sonderflächen innerhalb des Brutreviers
7	Ausprägung von Habitatpräferenzen auch gegenüber hohen Flächenanteilen von <i>offenen Flächen und Heiden</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND [%]</i>	prozentual hohe Flächenanteile offener Flächen und Heiden innerhalb des Brutreviers

<b>lfd. Nr.</b>	<b>Hypothesen - Habitatwahl zur Brutzeit</b>	<b>LSM - Kategorie/ Berechnungsebene</b>	<b>LSM - Bezeichnung/ Akronym [Einheit]</b>	<b>Erläuterung</b>
8	Ansiedlung in Gebieten, die eine hohe Dichte von <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen</i> sowie <i>Hecken</i> aufweisen	Patch-Maß/Klasse	<i>Patch Density PD</i> [#/ <i>100 ha</i> ]	hohe Einzelflächendichte vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
9	Habitateignung von Gebieten mit <i>Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen</i> sowie <i>Hecken</i> , deren Einzelflächen nicht weit voneinander entfernt sind	Nachbarschaftsmaß/ Klasse	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance / MNN</i> [ <i>m</i> ]	geringe Nächst-Nachbar-Distanzen zwischen vorhandenen Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken im Bruthabitat
10	Art meidet bei seiner Bruthabitatwahl Gebiete mit hohen <i>Laubwaldanteilen</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND</i> [%]	prozentual geringe Flächenanteile von Laubwald innerhalb des Brutreviers
11	Art meidet zur Brutzeit aber auch <i>Nadelwaldgebiete</i>	Flächenmaß/Klasse	<i>Percent of Landscape %LAND</i> [%]	prozentual geringe Flächenanteile von Nadelwald innerhalb des Brutreviers
12	Besiedlung bevorzugt kleinparzellierter Flächen zur Brutzeit	Flächenmaß/Landschaft	<i>Largest Patch Index LPI</i> [%]	geringer Index der größten Einzelfläche von Landschaftselementen innerhalb des Brutreviers
13	Ausprägung von Habitatpräferenzen gegenüber einer hohen Anzahl von unterschiedlicher Einzelfächentypen	Diversitäts-Maß/ Landschaft	<i>Patch Richness PR</i> (#)	hohe Anzahl von Landschaftselementen unterschiedlicher Biotop- und Landnutzungsklassen im Bruthabitat
14	Bruthabitatwahl bevorzugt in Gebieten, die eine hohe Variabilität der Flächengrößen von Landschaftselementen aufweisen	Patch-Maß/Landschaft	<i>Patch Size Coefficient of Deviation / PSCV</i> [%]	hoher Variationskoeffizient der Einzelflächengröße vorhandener Landschaftselemente innerhalb des Brutreviers
15	Ansiedlung vor allem auf Flächen mit einer hohen Formkomplexität der Landschaftselemente	Formmaß/Landschaft	<i>Area-weighted Mean Shape Index / AWMSI</i> [-]	hoher Flächengewichteter mittlerer Form-Index der Landschaftselemente im Bruthabitat

### 5.3 Datenanalysen

Nach der Beschreibung der Datengrundlagen und den Ausführungen zur Aufbereitung werden im folgenden die zur Erfassung des Sachverhalts ausgewählten Analyseverfahren erläutert. Es handelt sich hierbei um die Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit dem Strukturanalyseprogramm FRAGSTATS Version 2.0 (DOS) und Version 3.3 (WIN) (MCGARIGAL & MARKS 1995), der Analyse der Artverbreitungsmuster mit GIS unter Anwendung statistischer Verfahren, die auch in die Analysen zur Kennzeichnung von Habitatpräferenzen der ausgewählten Vogelarten einbezogen wurden.

#### 5.3.1 Landschaftsstrukturanalyse mit FRAGSTATS Version 2.0 bzw. 3.3

Die Quantifizierung von Landschaftsmustern, auch hinsichtlich der Flächennutzung und Biotopausstattung, verbindet Strukturen innerhalb der Landschaft mit den dadurch gesteuerten oder beeinflussten Prozessen und ist damit ein Schlüssel zur dynamischen Betrachtung der Landschaft in regionalen Größenordnungen (SYRBE 1999). Nach TURNER (1989) kommen quantitative Methoden zum Einsatz, wenn Landschaftsstrukturmuster in Beziehung zu ökologischen Funktionen gesetzt werden sollen, aber auch um verschiedene Landschaften miteinander zu vergleichen oder signifikante Veränderungen der Landschaft zu identifizieren. Dabei sind Landschaftsstrukturmaße grundsätzlich geeignet, landschaftsstrukturelle Elemente zu quantifizieren (vgl. Kap. 4.1.2, WALZ 1999).

Zur Berechnung der Maße wird in der vorliegenden Arbeit das Strukturanalyseprogramm FRAGSTATS von MCGARIGAL & MARKS (1995) sowohl in der Version 2.0 als auch die Version 3.3 verwendet. Während die ermittelte Werte der Version 2.0 als Datenbasis für das Resampling-Verfahren (vgl. Kap. 5.3.3) dem Berechnungsaufwand entsprechend völlig ausreichen, verfügt die aktuelle Version über zusätzliche Landschaftsmaße sowie Analysemöglichkeiten, die zur Beschreibung des Landschaftsstrukturwandels (vgl. Kap. 6.1) herangezogen werden sollen.

Das Programm FRAGSTATS kann verschiedene Eingangsformate verarbeiten. In der ARC/INFO-Vektor Version sind allerdings nicht alle Indizes (z.B. Nächst-Nachbarschaftsmaße) implementiert, so dass der Berechnung Datensätze im Rasterformat zugrunde liegen (vgl. Kap. 5.2.1). Für die FRAGSTATS-Berechnung wurden batch-mode Befehle abgearbeitet, um die Vielzahl zu berechnender Landschaftsausschnitte für die vorliegende Untersuchung bewältigen zu können. Die für die vorliegende Arbeit verwendete Batch-Datei ist dabei im Anhang II aufgeführt.

Bei Verarbeitung von Rasterdaten hat auch die Angabe des zu berechneten Patch-Nachbarschaftstypen eine entscheidende Bedeutung, um Zusammenhänge (Patch-Zugehörigkeit) festzustellen zu können. Berücksichtigt man im Rasterbild nur die direkten Nachbarn bzw. die angrenzenden Rasterzellen in horizontaler und vertikaler Richtung, so ergibt sich der Nachbarschaftstyp P4, unter Einbeziehung der Diagonalen folgt der Nachbarschaftstyp P8 (vgl. Abb. 9, BILL 1996). Neben den Berechnungen der 4-er Umgebung (P4) wurden für linienhaft ausgeprägte Elemente (z.B. Straßen) aufgrund der Datenlage

Werte mit P8 ermittelt. Im Gegensatz zu P4 betrachtet der Nachbarschaftstyp P8 diagonale Rasterzellen der gleichen Klasse als Teile eines Patches.

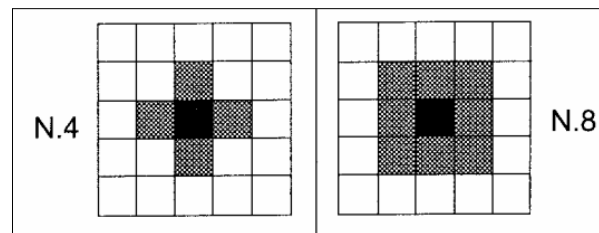


Abb. 9: Nachbarschaftstypen im Rasterbild (BILL 1996)

Für die Berechnung von statistischen Werten für Landschaftsräume sind nicht nur geeignete Bezugseinheiten zugrunde zu legen, sondern auch geeignete Parameter auszuwählen, wobei es keine fest definierbaren Richtlinien gibt (BASTIAN & SCHREIBER 1999, WALZ 1999). Die Wahl hängt insbesondere von den Untersuchungszielen und den vorhandenen Datenquellen ab.

Zur konkreten Erfassung der Landschaftsstruktur wurden in der vorliegenden Arbeit zahlreiche Indizes sowohl für die Gesamtlandschaft des Regierungsbezirkes Leipzig als auch für die einzelnen Brutreviere der Arten und den Vergleichsflächen der Landschaft innerhalb des Untersuchungsgebietes (vgl. Kap. 5.3.3) berechnet. Im Rahmen der Datenauswertung konnten jedoch nicht alle Parameter berücksichtigt werden, so dass nicht zuletzt aufgrund miteinander korrelierender Maße (vgl. Kap. 5.2.3) eine geeignete Auswahl zu treffen war, die sich von vornherein auf die Betrachtung der Klassen- und Landschaftsebene beschränkt hat. Dabei sind die für die Untersuchungen relevanten Landschaftsstrukturmaße, um strukturelle Charakteristika der Landschaft zu beschreiben, in Kapitel 4.1.3 einzeln aufgeführt und gleichzeitig auch näher erläutert.

Bei der FRAGSTATS-Berechnung werden vier ASCII-Textdateien (.patch, .class, .land, .full) erzeugt. Während die „full“-Datei alle berechneten Landschaftsstrukturmaße sowie die eingegebenen Voreinstellungen enthält, umfassen die anderen Dateien die Indizes der Berechnung auf Patch-, Klassen- und Landschaftsebene. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden die „class“- und „land“-Dateien benötigt, die mit Hilfe von WORD und des Programmpakets STATISTICA 6.0 für WINDOWS aufgearbeitet wurden. Tabelle 12 zeigt einen Ausschnitt der berechneten Indizes auf Klassenebene zur Analyse des Landschaftsstrukturwandels.

Tab. 12: Ausschnitt aus der überarbeiteten Tabelle berechneter Indizes auf Klassenebene

<b>TYPE</b>	<b>CA</b>	<b>PLAND</b>	<b>PD</b>	<b>LPI</b>	<b>TE</b>	<b>ED</b>	<b>LSI</b>	<b>AREA-MN</b>
1	5799,61	1,32	4,38	0,05	9327220	21,15	307,49	0,30
2	2947,19	0,67	0,84	0,05	1298960	2,95	60,08	0,80
3	2058,27	0,47	0,39	0,03	744360	1,69	41,48	1,19
4	60627,47	13,75	11,52	0,07	25610870	58,08	260,85	1,19
5	238118,93	54,00	8,09	0,04	47418230	107,53	244,16	6,67
6	6446,09	1,46	9,16	0,00	11604160	26,31	361,54	0,16



### 5.3.2 Punktmusteranalysen zur Verbreitung der ausgewählten Vogelarten

Vögel sind nicht gleichmäßig über die einzelnen Lebensräume eines Gebietes verteilt, sondern zeigen ausgeprägte Habitatpräferenzen auf (BAIRLEIN 1996). Ein wesentlicher Grund für die Analyse von räumlichen Punktverteilungen ist der Versuch ein besseres Verständnis für den Prozess zu entwickeln, der diese Punktverteilung hervorgebracht hat (vgl. FISCHER et al. 2001). Ausgehend von den drei Grundtypen räumlicher Punktverteilungen (vgl. Abb. 10) wurden somit für jeden Datensatz Verteilungsformen und Nächst-Nachbar-Distanzen ermittelt, um anschließend räumliche Cluster zu lokalisieren und Punktdichteanalysen durchzuführen.

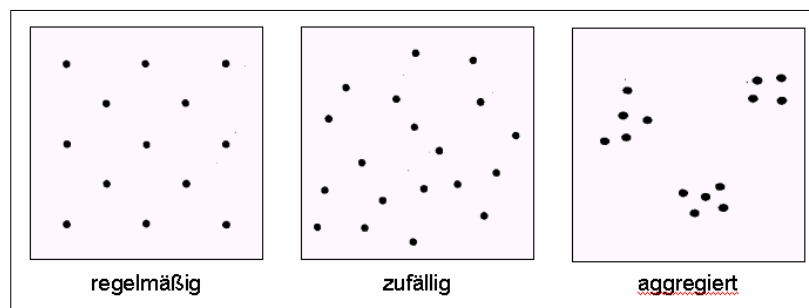


Abb. 10: Grundmuster der räumlichen Verteilung von Vogelarten  
(verändert aus BAIRLAIN 1996, SHAW & WHEELER 1994)

Zur Analyse der Artverbreitungsmuster gibt es dabei verschiedene Techniken, die unter dem Begriff Point Pattern Analysis (PPA) – der Analyse von räumlichen Punktverteilungen innerhalb eines Untersuchungsgebietes – zusammengefasst werden können (vgl. BOOTS & GETIS 1988, FISCHER et al. 2001 u.a.). Bedingt durch eine größere Verfügbarkeit von digitalen Punktdaten haben PPA Methoden vor allem in der quantitativen Forschung in den letzten Jahren stark an Bedeutung zugenommen (LORUP & LEITNER 2000). Für die vorliegenden Untersuchungen kamen neben GIS das Programmsystem GRAPHGEO 4.8 von GÜBEFELDT (2001) sowie CRIMESTAT 2.0 von LEVINE (2002) zur Anwendung, wobei als Datengrundlage für jede Art und Zeitschnitt ein separater Datensatz zur Verfügung stand (vgl. Kap. 5.2.2).

Die Analyse der Artverbreitungsmuster beinhaltet insbesondere, die:

- Räumliche Verteilung des Artvorkommens
- Nächst-Nachbar-Statistik
- Identifikation räumlicher Cluster
- Betrachtung der Punktdichte.

Während CRIMSTAT 2.0 (LEVINE 2002) Daten im „dbf“-Format in die Berechnung einbeziehen kann, benötigt GRAPHGEO 4.8 (GÜBEFELDT 2001) den „dat“-Dateityp. So mussten die im „dbf“-Format verfügbaren Datengrundlagen zunächst in „dat“-Dateien umgewandelt werden, um diese anschließend für Analysen mit GRAPHGEO 4.8 verwenden zu können (vgl. GÜBEFELDT 1999).

### 5.3.3 Das Resampling-Verfahren

Die Analyse der Artverbreitung in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Parametern erfolgt auf der Basis einer Datenauswertung per Resampling-Verfahren, um die zugrundeliegenden Hypothesen (vgl. Kap. 5.2.3) statistisch zu überprüfen. Während konventionelle statistische Methoden bzw. übliche multivariate Verfahren wie z.B. die logistische Regression (JENTSCH 2002) aufgrund der vorhandenen Datenlage nicht anzuwenden waren, ist das Resampling-Verfahren zur Habitatanalyse im Rahmen der vorliegenden Arbeit geeignet (vgl. BOMHARD 2002). Es handelt es sich bei dem vorliegenden Datenmaterial vor allem um Präsenz-Daten ohne Angaben zur Absenz (vgl. Kap. 5.1.3). Dabei ist das Resampling-Verfahren mit seinen verschiedenen Anwendungsvarianten mittlerweile weit verbreitet. Bezogen auf die vorliegenden Untersuchungen ermöglicht das statistische Verfahren ausgewählte Habitatstrukturen des „mittleren“ Brutreviers mit 999-mal wiederholt zufällig ausgewählten Vergleichsflächen der „durchschnittlichen“ Landschaft dahingehend zu vergleichen (vgl. SIMON 1997, LUNNEBORG 2000), ob sich das Brutrevier bezüglich der Strukturparameter auf dem Signifikanzniveau  $\alpha = 5\%$  von den Vergleichsflächen signifikant unterscheidet. Für die statistische Analyse per Resampling-Verfahren wurde das Programm R 1.5.1 verwendet, wobei Herr Dr. Carsten Dormann die Berechnungen für die vorliegende Arbeit durchgeführt hat.

Mit dem Analyseverfahren werden empirische Werte zur Kennzeichnung von Habitatpräferenzen der einzelnen Arten bzw. der landschaftsstrukturellen Ausstattung der zu untersuchenden Brutreviere ermittelt, um signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und zufällig ausgewählten Vergleichsflächen des RBL festzustellen oder nicht. In diesem Zusammenhang können jedoch keine landschaftsstrukturellen Schlüsselfaktoren identifiziert bzw. die Einflussstärke der einzelnen Strukturparameter auf die Bruthabitatwahl der Arten im Vergleich zu den anderen untersuchten Standortvariablen quantifiziert werden (vgl. KLEYER et al. 1999/2000, MCGARIGAL et al. 2000).

#### **Vergleichsflächen für das statistische Analyseverfahren**

Zunächst waren die Vergleichsflächen für den Regierungsbezirk Leipzig zu erzeugen, die als „künstliche“ Grundgesamtheit in die Untersuchungen einzubeziehen sind. Ausgehend von einer den Brutrevieren entsprechenden Flächengröße von 3,14 ha (vgl. Kap. 5.2.2) sollen diese, die landschaftsstrukturelle Ausstattung des Regierungsbezirkes Leipzig hinreichend repräsentieren.

Dabei wurde mit Hilfe eines GIS ein rechtwinkliges Gitternetz von 150 Zeilen sowie Spalten mit einer Zellenbreite von 550 m über das Untersuchungsgebiet gelegt, um anschließend die Mittelpunkte der Gitterzellen in einen neuen Datensatz zu überführen und mit der im Vektorformat vorliegenden Grenze des RBL zu verschneiden. Als Bezugsflächen mussten die Punktdaten in Flächendaten umgewandelt werden, so dass diese mit einem Radius von 100 m gepuffert wurden (vgl. BOMHARD 2002). Darüber hinaus durften sich die erzeugten Vergleichsflächen nicht mit den Brutrevieren überlappen und waren zu entfernen, wobei alle Brutreviere der Arten für die drei Zeiträume aufgrund

ausreichend vorhandener Bezugsflächen für den RBL in dem Datensatz berücksichtigt wurden. Es handelt sich letztendlich um eine Anzahl von ca. 12000 Vergleichsflächen mit Einzelflächenanteilen von 3,14 ha, die in der vorliegenden Arbeit die „künstliche“ Grundgesamtheit darstellen.

### **Raumstrukturelle Datenbasis als Ausgangsgrundlage**

Um die erforderlichen Datengrundlagen für das Resampling-Verfahren zu erstellen, mussten die vorhandenen Datensätze der Brutreviere (vgl. Kap. 5.2.2) für die einzelnen Zeiträume und die Vergleichsflächen mit den jeweiligen Landschaftsdatsätzen (vgl. Kap. 5.2.1) verschnitten werden (vgl. Abb. 11). Dazu wurde ein nach WALZ (2001) verändertes AML-Skript (vgl. Anhang II) verwendet, das mit Hilfe eines GIS die Landschaftsdaten für die zahlreichen Brutreviere und Vergleichsflächen „automatisch“ ausschneidet. Die eigenständigen Landschaftsausschnitte waren anschließend für den Untersuchungsraum des RBL bzw. für jede Art und Zeitschnitt in ein eigenes Verzeichnis zu überführen, um FRAGSTATS-Berechnungen durchführen zu können (vgl. Kap. 5.3.1).

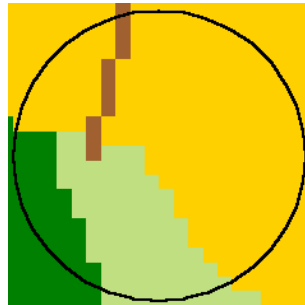


Abb. 11: Darstellung einer Bezugsfläche (3,14 ha) als Landschaftsausschnitt für 1994

Aus den Ausgabedateien im ASCII-Format wurden zur weiteren Bearbeitung die ermittelten Werte auf Klassen- und Landschaftsebene ausgewählt. Als Datengrundlage für das statistische Analyseverfahren mussten diese mit Hilfe von WORD und STATISTICA 6.0 für WINDOWS aufgearbeitet sowie zusammengeführt und ins EXEL transformiert werden, so dass für den Regierungsbezirk Leipzig bzw. für jede Art und Zeitschnitt Datensätze vorliegen, die sowohl Landschaftsstrukturparameter auf Klassen- als auch auf Landschaftsebene enthalten (vgl. Kap. 5.3.1).

### **Statistische Verfahrensweise zur Überprüfung der Hypothesen**

Das Prüfen der Hypothesen (vgl. Kap. 5.2.3) ist Ziel des statistischen Testverfahrens.

Man unterscheidet sogenannte Nullhypothesen ( $H_0$ ), dass die Vergleichsflächen und Brutreviere in der vorliegenden Arbeit hinsichtlich ausgewählter Strukturparameter übereinstimmen bzw. der zu prüfende Unterschied zufällig ist (vgl. SACHS 1997, SCHÖNWIESE 2000), von den in Kapitel 5.2.3 formulierten Hypothesen als Alternativhypothesen ( $H_A$ ). Um diese  $H_A$  im Ergebnis des statistischen Verfahrens anzunehmen und einen Einfluss der landschaftsstrukturellen Parameter auf die

Bruthabitatwahl der Arten bzw. signifikante Unterschiede zwischen den Vergleichsflächen und Brutrevieren festzustellen, sind die entsprechenden Nullhypothesen zu verwerfen bzw. abzulehnen.

Wichtig ist auch die Unterscheidung von ein- und zweiseitigen Tests. Kann man die Hypothese  $H_A$  aufgrund theoretischer Überlegungen oder bereits vorhandener Untersuchungen von vornherein spezifizieren, wird ein einseitiger Test durchgeführt. Im Gegensatz dazu sind Tests, mit denen nur geprüft werden soll, ob die zu untersuchenden Parameter gleich oder ungleich sind, als zweiseitig zu bezeichnen (BAHRENBERG et al. 1990). In der vorliegenden Arbeit kamen dabei zweiseitige Tests zur Anwendung, um trotz begründeter Hypothesen über die Richtung des zu erwartenden Unterschiedes (vgl. Kap. 5.2.3) aussagekräftige Ergebnisse erzielen zu können. Obwohl einseitige Tests eine größere Stärke besitzen, die Unrichtigkeit der zu prüfenden Hypothese also häufiger aufdecken (SACHS 1997), ermöglichen die Resultate aus den zweiseitigen Tests der Untersuchungen, auch Unterschiede in der unerwarteten und ebenfalls getesteten Richtung zu betrachten.

Die Wahrscheinlichkeit bei einem statistischen Testverfahren eine richtige Nullhypothese abzulehnen, heißt Irrtumswahrscheinlichkeit bzw. Signifikanzniveau  $\alpha$  (SCHWARZE 1991). Dieses wurde vor dem Resampling-Verfahren auf  $\alpha = 0,05$  bzw. 5% festgelegt. So kann der beim Prüfverfahren ermittelte Unterschied zur Ausprägung relevanter Strukturparameter zwischen den Vergleichsflächen des RBL und den Brutrevieren der jeweiligen Art „als auf dem 5%-Niveau statistisch signifikant“ bezeichnet werden. Im Gegensatz dazu ist der aufgrund der Daten erreichte P-Wert die Wahrscheinlichkeit, mit der man sich irrt, wenn man die Nullhypothese ablehnt. Als nominelles Signifikanzniveau kennzeichnen Werte von  $P \leq 0,05$  statistisch signifikante Befunde und führen zur Ablehnung der Nullhypothese. Die aus den Daten gewonnene (empirische) Irrtumswahrscheinlichkeit ermöglicht es dem Leser dabei, sein (eigenes) problemgerechtes Signifikanzniveau festzulegen, beide miteinander zu vergleichen und die Resultate entsprechend kritisch zu beurteilen (SACHS 1997).

Bei der Anwendung von zweiseitigen Tests zur Überprüfung der Hypothesen in der vorliegenden Arbeit liegt die Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha$  zu gleichen Teilen links sowie rechts des Annahmebereichs der Nullhypothese ( $H_0$ ). So ist ein nominelles Signifikanzniveau von  $P = 0,025$  zu berücksichtigen, um signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen hinsichtlich ausgewählter Strukturparameter zur Bruthabitatwahl festzustellen (vgl. Abb. 12).

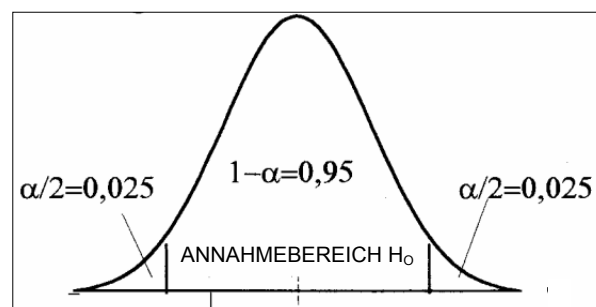


Abb. 12: Übersicht zum Prüfverfahren auf dem 5% Signifikanzniveau bei einem zweiseitigen Test (verändert aus SHAW & WHEELER 1994, ECKSTEIN 1995)

Bei der Durchführung mittels der Sample-Funktion waren zunächst die Dateien mit den Brutrevieren der einzelnen Arten sowie die Vergleichsflächen des RBL für die zu untersuchenden Zeiträume einzuladen. Zur Überprüfung der Hypothesen mussten die relevanten Strukturmaße auf Klassen- bzw. Landschaftsebene aus den Datensätzen benannt werden, um deren Mittelwerte für die zufällig auszuwählenden Vergleichsflächen mit den des „durchschnittlichen“ Brutreviers vergleichen zu können. Dabei waren mindestens 1000 Durchgänge zu berücksichtigen. So wurden pro Durchgang jeweils 999-mal so viel Vergleichsflächen zufällig „ohne Zurücklegen innerhalb eines Durchgangs“ gezogen, wie Brutreviere für die einzelnen Arten und Zeiträume vorlagen. Es wurden die Mittelwerte (999 x Anzahl der Brutreviere) berechnet, wobei die durchschnittlichen Werte der einzelnen Strukturparameter aller betreffenden Brutreviere jeweils den 1000. Mittelwert für das zweiseitige Testverfahren bildeten. Auf dem Signifikanzniveau von  $\alpha = 5\%$  sollte letztendlich geprüft werden, ob sich die „durchschnittlichen“ Brutreviere der Arten von den „mittleren“ Vergleichsflächen des RBL hinsichtlich der ausgewählten Habitatstrukturparameter für die einzelnen Zeiträume signifikant unterscheiden oder nicht (vgl. SIMON 1997, LUNNEBORG 2000, BOMHARD 2002).

Im Rahmen der zu prüfenden Hypothesen (vgl. Kap. 5.2.3) waren Bruthabitatpräferenzen für die zu untersuchenden Strukturparameter statistisch nachzuweisen, um diese anschließend für die einzelnen Zeiträume miteinander in Beziehung zu setzen und Veränderungen erfassen zu können. Die aus den Daten ermittelten und zu betrachtenden P-Werte wurden wie folgt berechnet:

$$P = 2 * \frac{R}{1000}$$

Für R als Rangplatz des „mittleren“ Brutreviers innerhalb der 1000 Mittelwerte geht bei dem zweiseitig vorliegenden Test die höhere bzw. kleinere Rangzahl in die Berechnung ein. Multipliziert mit 2 wird in der vorliegenden Arbeit ein festgestellter Unterschied nicht bei  $P \leq 0,025$  sondern bei einem P-Wert  $\leq 0,05$  als statistisch signifikant bezeichnet, wobei  $H_0$  abzulehnen bzw.  $H_A$  mit einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von  $P = 0,025$  anzunehmen ist (vgl. SACHS 1997).

Zusätzlich zu den Ergebnissen des Resampling-Verfahrens und den erstellten Histogramm-Plots wurden mit STATISTICA 6.0 weitere Maßzahlen der deskriptiven Statistik ermittelt. Diese sind für die vorliegenden Untersuchungen von grundlegendem Interesse und liefern maßgebliche Zusatzinformationen bei der Betrachtung der Analyseergebnisse.

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Landschaftsstrukturwandel im Regierungsbezirk Leipzig

Die dynamische Betrachtung der flächenhaft und linearen Biotop- und Landnutzungsstrukturen (vgl. Kap. 5.2.1) erfolgt anhand der raum-zeitlichen Änderung ausgewählter Strukturparameter und bezieht auf die Gesamtlandschaft des Regierungsbezirkes Leipzig. Aus der Vielzahl berechneter LSM waren geeignete Indizes zur Kennzeichnung der Landschaftsstruktur bzw. der Zusammensetzung (Komposition) sowie Anordnung (Konfiguration) landschaftsstruktureller Elemente zu selektieren, die sensibel genug sind, bedeutsame Veränderungen der Landschaft abzubilden. Mit der Landschaftsstrukturanalyse vorliegender Datensätze für 1965, 1984 und 1994 (vgl. Kap. 5.3.1) umfassen die Untersuchungen einen Zeitraum von ca. 30 Jahren, um dabei grundlegende raumstrukturelle Veränderungen zu erfassen und tendenziell den Landschaftswandel beschreiben zu können. Eine detailliertere Analyse und Auswertung der Landschaftsstruktur und deren Dynamik für diesen Zeitraum ist Gegenstand der Untersuchungen von HORSTKÖTTER (in Bearb.), wobei als Bezugseinheit der Bearbeitung die Naturräumliche Gliederung des RBL zugrunde liegt.

#### 6.1.1 Ausprägung der Biotop- und Landnutzungsstrukturen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit setzt sich die Biotop- und Landnutzungsstruktur des RBL aus 12 Klassen zusammen (vgl. Kap. 5.2.1). In Anbetracht der Hauptnutzungsarten dominieren dabei im Untersuchungsraum vor allem landwirtschaftlich genutzte Flächen (Grün- und Ackerland sowie Grenzflächen), die im Gegensatz zu den Waldflächen (Laub- und Nadelwald) mit ca. 15% einen Anteil von über 65% an den Flächennutzungsstrukturen aufweisen (vgl. Abb. 13). Während sowohl die Bebauungs- und Verkehrsflächen als auch die Gewässer (Fließ- und Stillgewässer) bei der Ausprägung der Flächennutzung im RBL einen prozentualen Anstieg für den Zeitraum der Untersuchungen zu verzeichnen haben, nimmt der Anteil der Landwirtschaftsflächen um 2,5% ab.

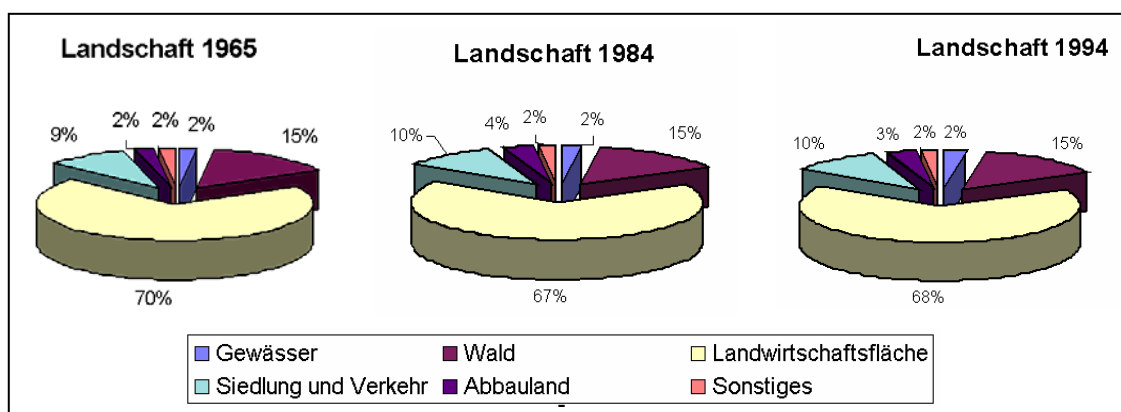


Abb. 13: Flächenanteil der Hauptnutzungsarten im Untersuchungsgebiet

Eine Übersicht über die Flächenanteile der einzelnen Biotop- und Landnutzungsklassen zeigt die Tabelle 13, wodurch die spezifische Flächennutzungsausprägung des Untersuchungsgebietes verdeutlicht wird. Aufgrund des hohen Informationsgehalts zur Flächenbilanz des Gesamttraums sind raum-zeitliche Veränderungen komplexer (z.B. Ackerland) als auch heterogener Nutzungsstrukturen (z.B. Gehölz, Einzelbaum, Baumreihen, Hecken) erkennbar.

Tab. 13: Flächenbilanz der raumcharakterisierenden Biotop- und Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet

Biotop- und Landnutzungsklassen	Fläche 1965		Fläche 1984		Fläche 1994	
	in ha	In %	in ha	in %	in ha	in %
Fließgewässer	5799,6	1,32	5788,9	1,31	5864,7	1,33
Stillgewässer	2947,2	0,67	3931,4	0,89	4651,0	1,05
Offene Flächen und Heiden	2058,3	0,47	1103,3	0,25	1975,7	0,45
Grünland	60627,5	13,75	64219,8	14,56	65380,9	14,83
Ackerland	238118,9	54,00	230302,2	52,23	225549,8	51,15
Gehölz, Einzelbaum u.a.	6446,1	1,46	6886,6	1,56	6979,9	1,58
Laubwald	33500,6	7,60	31636,5	7,17	32302,3	7,33
Nadelwald	33917,3	7,69	34055,3	7,72	34084,2	7,73
Bebauung	24946,4	5,66	28290,3	6,42	28301,7	6,42
anthropogen genutzte Sonderflächen	9438,7	2,14	15753,8	3,57	14682,8	3,33
Verkehrsflächen	16711,1	3,79	17443,0	3,96	17974,2	4,08
Acker- und Grünlandgrenzen	6474,3	1,47	1564,4	0,35	3229,0	0,73

Durch die Nutzungsumwidmung, z.B. Überführung von Acker- in Grünland oder Bebauungsflächen, haben sich nicht nur Veränderungen der Flächennutzungsstruktur vollzogen. Diese sind auch innerhalb der Agrarlandschaft unterschiedlich stark ausgeprägt. Einzelne Biotop- und Landnutzungsklassen wie z.B. die anthropogen genutzten Sonderflächen oder Acker- und Grünlandgrenzen weisen aufgrund des Braunkohlenbergbaus (vgl. BERKNER 1989) bzw. durch Flurbereinigungsmaßnahmen (vgl. JEDICKE 1994) tiefgreifende Flächenveränderungen auf, während andere Nutzungsarten (z.B. Verkehrsflächen) tendenziell kaum Änderungen aufzeigen (vgl. Abb. 14).

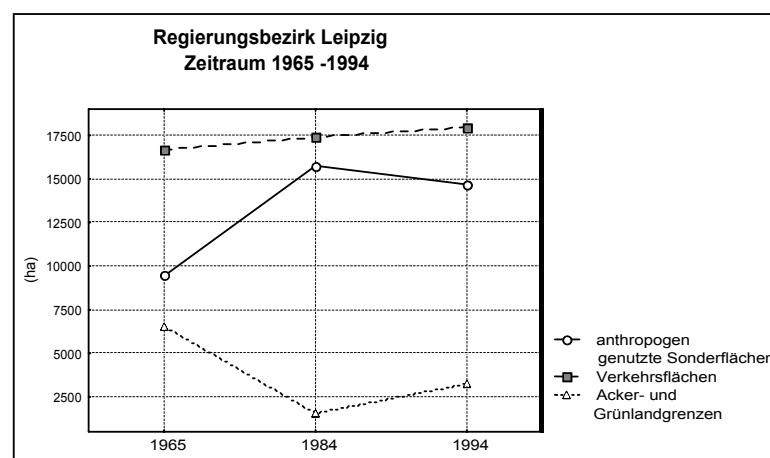


Abb. 14: Veränderung ausgewählter Biotop- und Landnutzungsklassen im Zeitraum 1965 - 1994

Anhand der Abbildung 14 wird ferner ersichtlich, dass sich die flächenhaften Anteile der einzelnen Klassen an der Gesamtlandschaft vor allem zwischen 1965 und 1984 verändert haben. Im Gegensatz dazu handelt es sich jedoch bei der Betrachtung der Biotop- und Nutzungsstrukturen von 1984 bis 1994 lediglich um einen Zeitraum von 10 Jahren. Zur Erfassung raum-zeitlicher Verteilungsmuster bzw. der Flächenveränderungen sind ausgewählte raumstrukturprägende Nutzungsklassen (Wald-, Bebauungs- und anthropogen genutzte Sonderflächen), die sich mittels Ausschnitten aus der Gesamtlandschaft des RBL rein visuell gut erkennen lassen, in den Karten 10 bis 12 dargestellt.

Die Analyse der Flächennutzungsstrukturen für den Zeitraum der Untersuchungen spiegelt insbesondere die Art und Weise der Inanspruchnahme von Flächen für bestimmte Nutzungsarten innerhalb des Untersuchungsgebietes wider. Darüber hinaus soll die Betrachtung des Landschaftswandels in den folgenden Ausführungen durch räumlich-strukturelle Parameter erweitert werden, um in geeigneter Weise bedeutsame Veränderungen der landschaftsstrukturellen Ausstattung des RBL bzw. die Raumstrukturen und deren Dynamik zu erfassen und beschreiben zu können.

### 6.1.2 Veränderungen raumstruktureller Landschaftscharakteristika

In Anbetracht der Darstellung struktureller Entwicklungstendenzen wurden für die vorliegenden Untersuchungen hauptsächlich ausgewählte Indizes auf Landschaftsebene berücksichtigt und durch zusätzliche Strukturanalysen raumcharakterisierender Biotop- und Landnutzungsklassen ergänzt.

#### Patch- und Flächenmaße

Als Folge einer veränderten Flächeninanspruchnahme verringerte sich im Untersuchungsgebiet die Anzahl der Landschaftselemente pro 100 ha bzw. *Patch Density* (vgl. Kap. 4.1.3) in dem betrachteten Zeitraum 1965 - 1994 von 98 Patches pro 100 ha auf 61 Patches pro 100 ha, wobei das Jahr 1984 die niedrigste Einzelflächendichte mit 50 Patches pro 100 ha zu verzeichnen hat (vgl. Abb. 15).

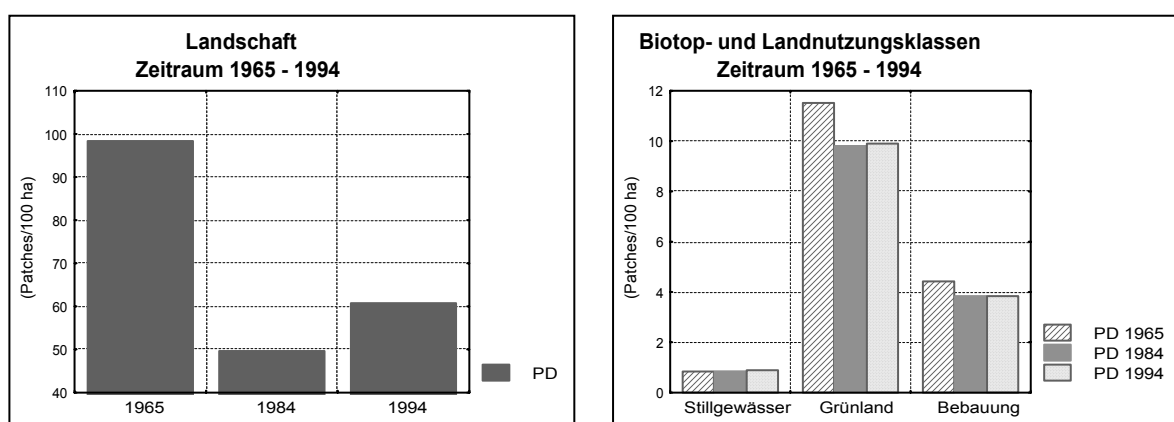


Abb. 15: Veränderungen der *Patch Density* (PD) auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994



Dabei weist die *Patch Density* des Grünlandes, trotz zunehmender Flächenanteile der Biotop- und Landnutzungs-klassen (vgl. Tab. 13), zunächst einen deutlichen Rückgang als Folge agrarstruktureller Maßnahmen (Flurbereinigung u.a.) auf und nimmt dann bis 1994 wieder geringfügig zu. Während sich der Anteil bebauter Flächen im RBL erhöht, zeigt sich im Rahmen der Urbanisierung eine tendenzielle Abnahme der Einzelflächendichte von 4 auf 3 Patches pro 100 ha. Im Gegensatz dazu steigt der Anteil an Stillgewässern pro 100 ha vor allem aufgrund bergbaubedingter Folgenutzungen (vgl. BERKNER 2001) bzw. der Nutzungsumwidmung anthropogen genutzter Sonderflächen (vgl. Abb. 15).

Neben der Trendanalyse zur Dichte der Landschaftselemente ist auch der *Largest Patch Index* (vgl. Kap. 4.1.3) bedeutsam. Dieser erreicht in der vorliegenden Untersuchung als Index der größten Einzelfläche auf Landschaftsebene Werte zwischen 2% und 4%, die im RBL insbesondere durch weiträumige Verkehrs- sowie anthropogen genutzte Sonderflächen (Tagebau u.a.) bestimmt werden. Der Anstieg von 1965 bis 1994 erklärt sich nicht zuletzt durch die Zunahme vereinzelter, flächenhaft dominierender Biotop- und Nutzungsklassen in der Agrarlandschaft (vgl. Abb. 16).

So bedingt die bergbauliche Flächeninanspruchnahme (vgl. Tab. 13) im Untersuchungsgebiet auch entsprechend hohe *LPI*-Werte der anthropogen genutzten Sonderflächen. Die Abbildung 16 veranschaulicht dabei den anfangs niedrigen *Largest Patch Index*, der bis 1984 deutlich ansteigt und dann von 0,41% auf 0,32% abfällt. Diese Tendenz hat auch die Nutzungsklasse des Ackerlandes in der durch Flurbereinigung veränderten Landschaft aufzuweisen, deren Flächenanteil, den der größte Patch in der Landschaft einnimmt, jedoch mit Index-Werten zwischen 0,04% und 0,08% geringer ist. Für die offenen Flächen und Heidegebiete im RBL zeigt sich zunächst eine Abnahme des *Largest Patch Index* als Folge flächendeckender Intensivierungsmaßnahmen der Landnutzungsstruktur (Acker- und Grünflächen u.a.), wohingegen der Zeitraum 1984 – 1994 aufgrund der zunehmend brachliegenden Flächenanteile höhere Werte zu verzeichnen hat.

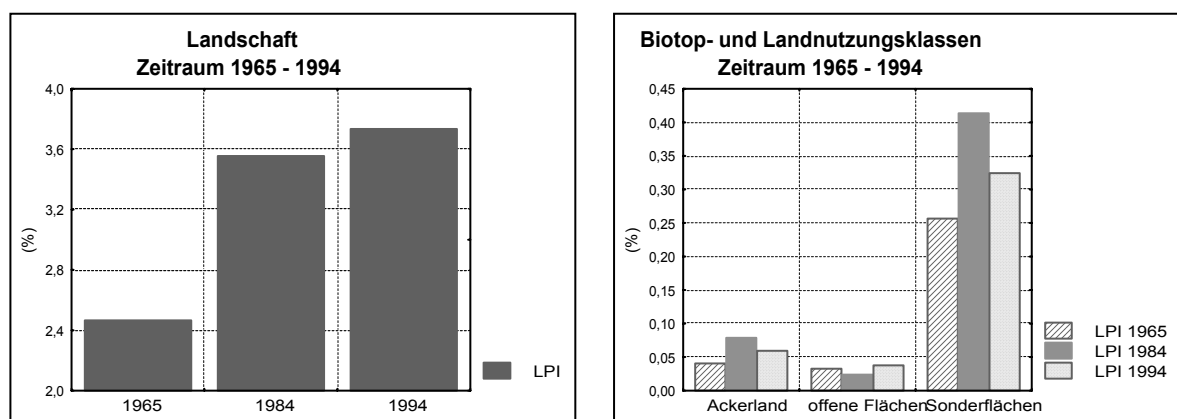


Abb. 16: Veränderungen des *Largest Patch Index* (*LPI*) auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994

Die *Mean Patch Area* (vgl. Kap. 4.1.3) liefert wertvolle Informationen zur mittleren Flächengröße der Landschaftselemente. Während diese bis 1984 im Durchschnitt um 1 ha ansteigt, wurden für 1994 geringere *AREA-MN*-Werte ermittelt. Dabei kann die Zu- bzw. Abnahme der mittleren Flächengröße auf eine Ab- bzw. Zunahme der *Patch Density* zurückgeführt werden (vgl. Abb. 15 und 17).

In Anbetracht dessen begründet sich die zunehmende durchschnittliche Größe der Bebauungsflächen im RBL in der Abnahme der entsprechenden Einzelflächendichte für den Zeitraum der Untersuchungen. Neben der Nutzungsklasse des Laubwaldes weisen auch die anthropogen genutzten Sonderflächen gegenüber den baulich überprägten Flächen höhere Werte auf, die jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Im Gegensatz zu den Sonderflächen, deren Werte aufgrund territorialer Folgewirkungen des Braunkohlenbergbaus (vgl. BERKNER 1989) anfangs von 1,66 ha auf 2,97 ha ansteigen und dann bis 1994 wieder geringfügig abfallen, erhöht sich die mittlere Flächengröße des Laubwaldes im Betrachtungszeitraum kontinuierlich (vgl. Abb. 17).

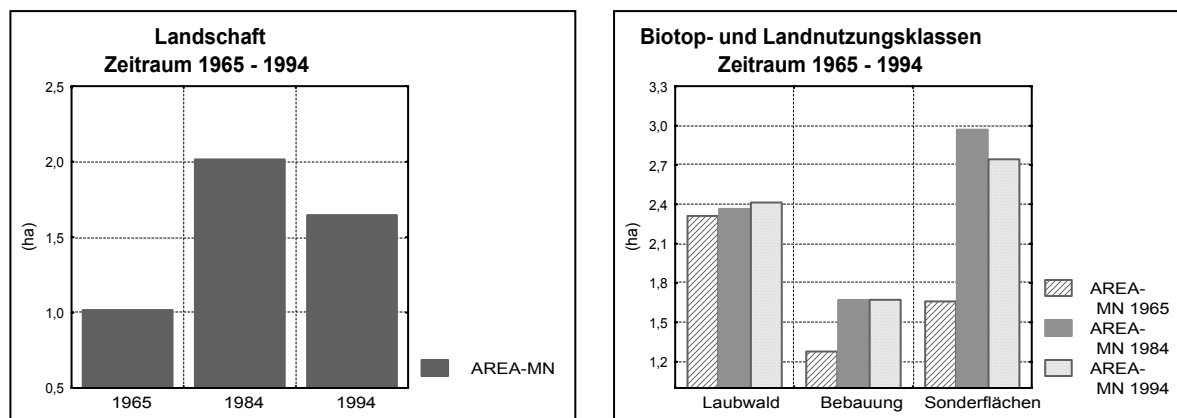


Abb. 17: Veränderungen der *Mean Patch Area* (*AREA-MN*) auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994

### Form- und Kantenmaße

Im Rahmen der Untersuchungen des *Landscape Shape Index* (vgl. Kap. 4.1.3) wird die Formkomplexität der Landschaftselemente und deren Veränderung im RBL charakterisiert. Durch die Ausräumung und zunehmende Uniformierung der Landschaft ist zunächst ein deutlicher Rückgang der LSI-Werte von 327 auf 283 anhand der Abbildung 18 erkennbar, die im Zeitraum 1984 – 1994 sichtlich wiederansteigen, aber die Formkomplexität der Patches von 1965 nicht erreichen.

Dies zeigen auch die Bebauungsflächen, deren *Landscape Shape Index* von 1965 bis 1994 jedoch nur geringfügig zwischen 169 und 173 schwankt. Die niedrige Komplexität der Patches ergibt sich dabei aus der flächenhaft verdichteten Form der Bebauung und bezieht sich hauptsächlich auf Siedlungsflächen im Untersuchungsgebiet. In der Abbildung 18 weist die Biotop- und Landnutzungs-kategorie der Stillgewässer die niedrigsten LSI-Werte auf, die nicht nur als Folge einer anthropogenen Einflussnahme (z.B. Anlage von Staugewässern) für die einzelnen Zeitschnitte variieren, sondern auch

auf bergbaubedingte Standgewässer als Folgenutzung zurückzuführen sind. Aufgrund agrarstruktureller Maßnahmen bzw. der Intensivierung der Landwirtschaft und der damit zunehmenden Umgestaltung der Flächennutzungsstruktur hat die Nutzungsklasse des Ackerlandes stark differenzierte Index-Werte zu verzeichnen. Nachdem diese anfangs von 244 auf 174 abfallen, nimmt zwar die Formkomplexität der Ackerflächen bis 1994 zu, der Wert von 1965 wird aber nicht erreicht und entspricht damit dem Trend des *Landscape Shape Index* auf Landschaftsebene (vgl. Abb. 18).

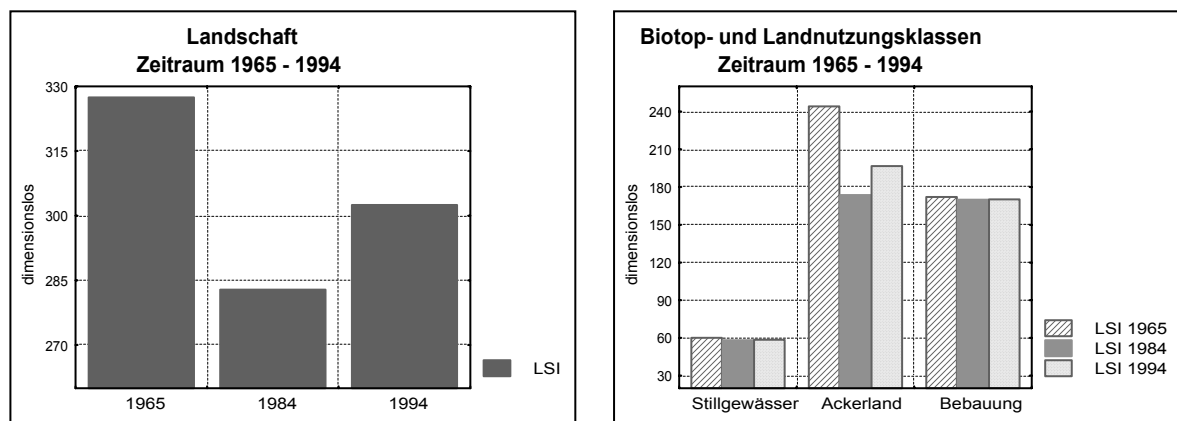


Abb. 18: Veränderungen des *Landscape Shape Index* (LSI) auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994

Bei der Betrachtung der *Edge Density* (vgl. Kap. 4.1.3) auf der Ebene der Landschaft lassen sich Zusammenhänge mit den Indizes *PD* und *Area-MN* erkennen (vgl. Abb. 15 und 17 sowie Abb. 19). Während die mittlere Flächengröße im Zeitraum 1965 bis 1984 ansteigt und dann geringer wird, nimmt der *ED*-Wert wie die Einzelflächendichte zunächst ab und bis 1994 tendenziell wieder zu. Den Trend der *Edge Density* für den Zeitraum der Untersuchungen spiegeln auch die Fließgewässer, Verkehrsflächen sowie Acker- und Grünlandgrenzen wider (vgl. Abb. 19). Im Gegensatz zu den beiden anderen Klassen mit Werten zwischen 20,7 m/ha und 21,2 m/ha bzw. 66,6 m/ha und 67,6 m/ha weisen die Acker- und Grünlandgrenzen in der durch Flurbereinigung veränderten Landschaft des RBL deutlich höhere Unterschiede der *Edge Density* für die einzelnen Zeitschnitte auf. Als landschaftsgliedernde Elemente haben diese bis 1984 einen deutlichen Rückgang von 37,5 m/ha auf 9,3 m/ha zu verzeichnen, wobei es im Zeitraum 1984 bis 1994 zu einer Zunahme um 9,7 m/ha kommt.

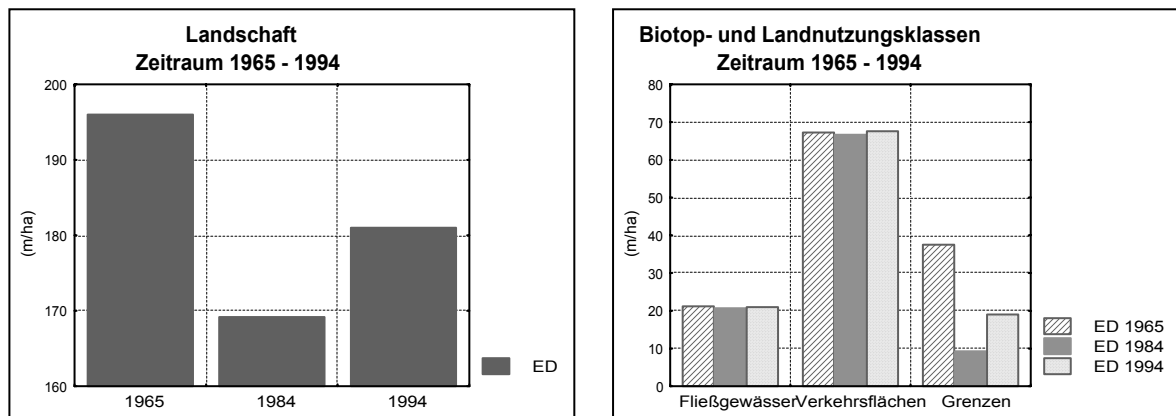


Abb. 19: Veränderungen der *Edge Density (ED)* auf Landschafts- und Klassenebene im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994

### Diversitäts- und Verteilungsmaße

Die Untersuchungen zur Diversität und Verteilung der Landschaftselemente im RBL beziehen sich auf Maße des *Shannon's Diversity Index* sowie *Shannon's Evenness Index* und dem *Interspersion and Juxtaposition Index* (vgl. Kap. 4.1.3) auf Landschaftsebene. Für den Betrachtungszeitraum zeigen dabei die Indizes *SHDI* und *SHEI* den gleichen Entwicklungstrend wie *IJI* an, der in Abbildung 20 mit einer steigenden Tendenz der Werte veranschaulicht dargestellt ist.

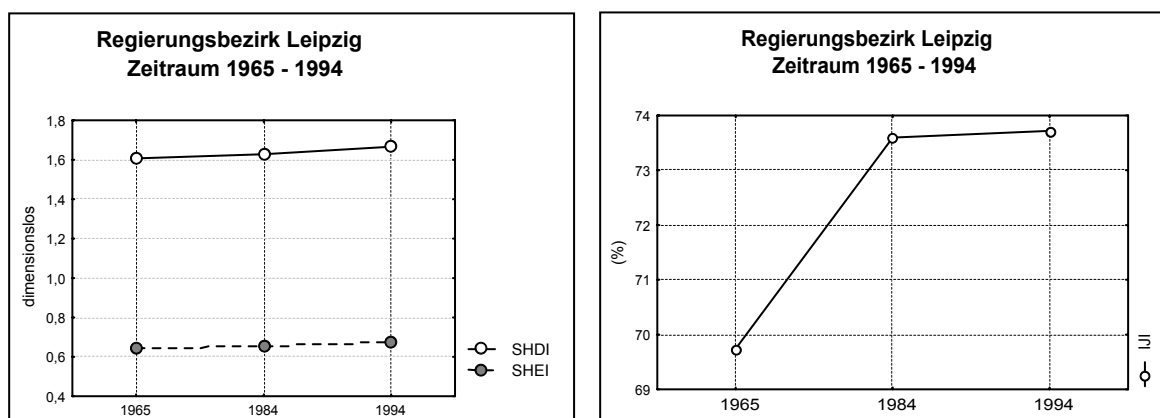


Abb. 20: Veränderungen der Diversitäts- (*SHDI*, *SHEI*) und Verteilungsmaße (*IJI*) im Regierungsbezirk Leipzig für den Zeitraum 1965 - 1994

Zur Kennzeichnung der landschaftsstrukturellen Vielfalt werden die Diversitätsmaße von den Komponenten Reichtum (richness) und Gleichmäßigkeit (evenness) beeinflusst, so dass die Flächenverteilung bzw. proportionale Verteilung der Patchtypen innerhalb der Landschaft des RBL für den Zeitraum 1965 - 1994 zunehmend gleichmäßiger und ausgewogener ist. Unabhängig davon verdeutlichen dies auch die ansteigenden *IJI-Werte* von 69,4% auf 73,7% (vgl. Abb. 20), die an einer maximalen Zufälligkeit räumlicher Anordnung (entspricht 100%) zu bemessen sind und im Untersuchungsraum eine relativ ausgeglichene Verteilung der Landschaftselemente erkennen lassen.

## 6.2 Verbreitungsmuster der ausgewählten Vogelarten

### 6.2.1 Die räumliche Verteilung

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden innerhalb des RBL die Brutzeitvorkommen des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns betrachtet (vgl. Kap. 4.2), deren Verbreitung für die einzelnen Zeiträume in den Karten 1 bis 9 (Anhang IV) dargestellt ist.

Den Zustand der Artverteilung im Untersuchungsraum nennt man auch Dispersion. Diese kann einer zufälligen Verteilung entsprechen, aber auch regelmäßig oder geklumpt sein (vgl. Abb.10). Die Verteilungsformen der drei Vogelarten weisen dabei eine nach BEZZEL & PRINZINGER (1990) zu erwartende Variabilität der Dispersion auf, die aus der Tabelle 14 ersichtlich wird. Im allgemeinen sind Vögel jedoch entweder gleichmäßig oder aggregiert verteilt (vgl. BAIRLEIN 1996). So zeigen über 50% der Punktdaten unter Berücksichtigung der untersuchten Artvorkommen zur Brutzeit (vgl. Tab. 6) für die einzelnen Zeiträume eine Tendenz zur Klumpung, während der restliche Teil überwiegend regelmäßig verteilt ist. Die ermittelten Werte für die jeweiligen Vogelarten zur Ausprägung der Verteilungsformen unterscheiden sich nicht nur untereinander (vgl. Tab. 14) sondern auch für den Zeitraum der Untersuchungen in Anbetracht sich verändernder Artverbreitungsmuster im RBL (vgl. Karten 1 - 9 im Anhang IV), wobei räumlich konzentrierte Verteilungsmuster dominieren.

Tab. 14: Räumliche Verteilungskomponenten der Artvorkommen für die einzelnen Zeiträume

Tendenz Der Verteilung	Flussregenpfeifer			Kiebitz			Rebhuhn		
	1963-65	1978-80	1993-95	1963-65	1978-80	1993-95	1963-65	1978-80	1993-95
aggregiert	42	35	76	109	76	74	34	57	146
in %	63,6	56,5	71,7	70,3	55,9	66,7	59,7	73,1	67,6
zufällig	11	15	10	15	12	10	13	10	16
in %	16,7	24,2	9,4	9,7	8,8	9,0	22,8	12,8	7,4
regelmäßig	13	12	20	31	48	27	10	11	54
in %	19,7	19,4	18,9	20,0	35,3	24,3	17,5	14,1	25,0

Um die räumliche Verteilung der untersuchten Arten im RBL zu beschreiben, bietet auch die Nächst-Nachbar-Statistik Analysemöglichkeiten dafür an, ob das Verbreitungsmuster von einem reinen Zufallsmuster in Richtung auf eine regelmäßige oder geklumpnte Anordnung der Punktdaten tendiert (vgl. EBDON 1996, GÜBEFELDT 1999). Dabei werden die beobachtbaren Distanzen zwischen jedem Punkt und seinem nächsten Nachbarn im Untersuchungsgebiet berechnet und mit den zu erwartenden Distanzen einer räumlichen Zufallsverteilung verglichen. Das Beziehungsgefüge zwischen den ermittelten Nächst-Nachbar-Distanzen und dem Erwartungswert ist in der Abbildung 21 beispielhaft anhand der Daten des Flussregenpfeifers für den Zeitraum 1963 - 1965 dargestellt.

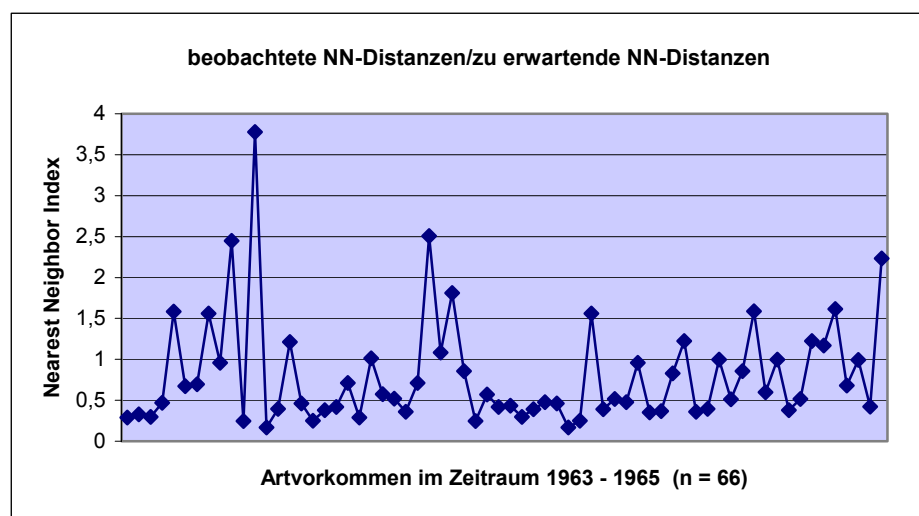


Abb. 21: Beziehungsgefüge der Nächst-Nachbar-Distanzen und dem Erwartungswert der Zufallsverteilung für das Vorkommen des Flussregenpfeifers 1963-1965

Als das Verhältnis zwischen mittlerer beobachteter und erwarteter Distanz ist der zu errechnete Nächst-Nachbar-Index (NNI) mit folgenden Angaben (charakteristische NNI-Werte) zu vergleichen:

- |           |   |   |
|-----------|---|---|
| $NNI < 1$ | → | Tendenz räumlich konzentrierter Verteilungsmuster |
| $NNI = 1$ | → | rein zufälliges Verteilungsmuster                 |
| $NNI > 1$ | → | Tendenz räumlich regelmäßiger Verteilungsmuster   |

Die Index-Werte der Punktdaten für die vorliegende Arbeit sind der Tabelle 15 zu entnehmen. Sie weisen auf räumliche Konzentrationen hin bzw. führen zu der Erkenntnis, dass die Artvorkommen der betrachteten Zeiträume Tendenzen zu räumlich konzentrierten Verteilungsmustern erkennen lassen und bestätigen bisherige Interpretationsergebnisse zur Artverbreitung. So sind im RBL stellenweise höhere räumliche Konzentrationen des Artvorkommens für den Zeitraum der Untersuchungen vorhanden (vgl. Karten 1 - 9 im Anhang IV), als wie aufgrund einer zufälligen Verteilung der Art Daten im Raum zu erwarten wäre. Dabei sollen im folgenden Abschnitt sowohl die räumlichen Cluster der einzelnen Vogelarten und Zeiträume als auch die Dichte der Punktdaten untersucht werden.

Tab. 15: Übersicht der Kennwerte zur Nächst-Nachbar (NN)-Statistik

NN-Kenngrößen	Flussregenpfeifer			Kiebitz			Rebhuhn		
	1963-65	1978-80	1993-95	1963-65	1978-80	1993-95	1963-65	1978-80	1993-95
mittlere NN - Distanz (m)	3279,72	3589,6	2024,48	2336,3	2610,2	2053,9	3743,59	2875,85	1665,33
erwartete NN - Distanz (m)	4086,99	4216,8	3224,95	2666,9	2847,1	3151,5	4397,83	3759,48	2259,17
NNI	0,80	0,85	0,63	0,88	0,92	0,65	0,85	0,76	0,74

## 6.2.2 Strukturierung der Artverbreitungsmuster im Raum

Neben der betrachteten Verteilung im Raum umfasst die Analyse der Artverbreitungsmuster auch die Identifikation räumlicher Cluster sowie die Ermittlung der Punktdichte, um die Verbreitungsschwerpunkte der Vogelarten zu erfassen und deren Veränderungen beschreiben zu können.

In Anbetracht der Tendenz zu räumlich konzentrierten Verteilungsmustern (vgl. Kap. 6.2.1) zeigen die untersuchten Artvorkommen im RBL gebietsweise hohe Konzentrationen auf, die im wesentlichen den flächenspezifisch hohen Punktdichten entsprechen (vgl. Abb. 22 bis 25). Die Veranschaulichung der Dichtewerte durch zunehmende Farbabstufungen und die Eingrenzung der räumlichen Cluster als sichtbare Umrandungen in den Abbildungen ermöglichen eine übersichtliche Darstellung der Verbreitungsintensitäten für die jeweilige Art und Zeiträume innerhalb des Untersuchungsgebietes.

Das Vorkommen des Flussregenpfeifers im RBL beschränkt sich hauptsächlich auf Gebiete im Nordosten und Südwesten, aber auch auf zentrale Teilbereiche der Region (vgl. Abb. 22). Es handelt sich vor allem um räumliche konzentrierte Punktdaten, die gegenüber 1978 bis 1980 mehr Cluster aufzuweisen haben und weiträumiger im Untersuchungsgebiet verteilt sind. Während für die ersten beiden Zeiträume nachweislich weniger Brutzeitvorkommen des Flussregenpfeifers vorliegen (vgl. Tab. 6) verdichten sich die Artdaten 1993 - 1995 im Südwesten der Region bzw. im Südraum von Leipzig. Die Ausprägung des Verbreitungsmuster variiert entsprechend der Punktverteilung im Raum, wobei sich die Bereiche mit hohen Punktdichten (dunkle Farbgebung in der Abbildung) im RBL für den Zeitraum der Betrachtung verlagert haben. Dabei begründet sich das für 1993 – 1995 einzigste Areal hoher Dichtewerte im Südwesten der Region mit der Konzentration des Artvorkommens, wohingegen die anderen Zeiträume 1963 – 1965 und 1978 - 1980 weitere flächenbezogene Bereiche hinsichtlich hoher Punktdichten aufzeigen. Aus der Abbildung 22 lassen sich die Schwerpunkte der Artverbreitung zur Brutzeit und deren Veränderungen erkennen, dessen Verteilung im RBL für die einzelnen Zeiträume auch aus den Karten 1 bis 3 (Anhang IV) ersichtlich ist.

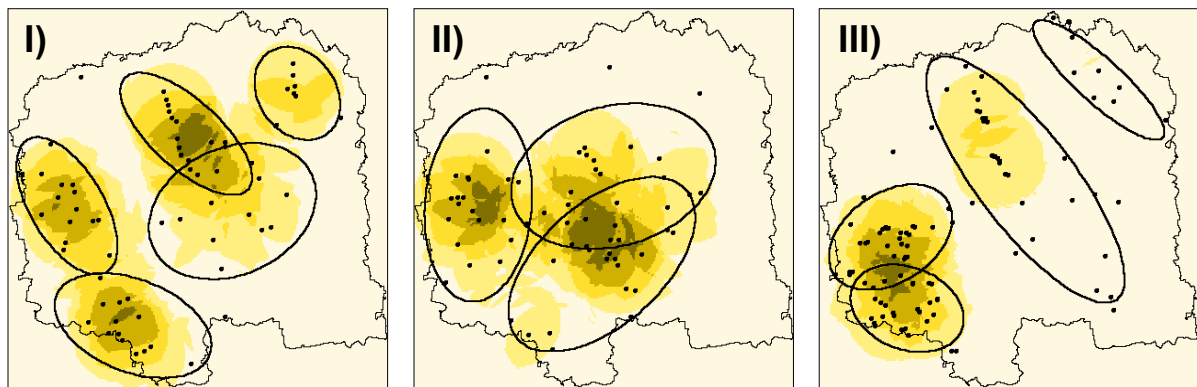


Abb. 22: Verbreitungsschwerpunkt des Flussregenpfeifers im Regierungsbezirk Leipzig – Zeitraum:  
I) 1963 – 1965, II) 1978 – 1980, III) 1993 -1995

Die Punktdaten zum Artvorkommen des Kiebitz sind bis auf die Region im Südosten zunächst weiträumig im Untersuchungsgebiet verteilt (vgl. Abb. 23). Während jedoch die Schwerpunkte der Artverbreitung für den Zeitraum 1978 – 1980 deutlich erkennbar in zentralen Teilbereichen und im Nordwesten der Region Westsachsens liegen, konzentrieren sich die Punktdaten 1993 – 1995 vor allem auf Gebiete im Nordosten, Zentrum und Südwesten des RBL. Aufgrund abnehmender Bestandszahlen zum Brutzeitvorkommen (vgl. Tab. 6) hat sich auch die Ausprägung der Cluster im Raum verändert. Im Vergleich zu 1963 – 1965 und 1978 – 1980 nehmen die vereinzelt hohen Konzentrationen der Artdaten für den Zeitraum 1993 – 1995 ab. Bei der Betrachtung der Punktdichte haben insbesondere Gebiete in der weitläufigen Umgebung von Leipzig flächenbezogene Bereiche mit hohen Dichtewerten zu verzeichnen. So weisen im Gegensatz zu den beiden anderen Zeiträumen die Regionen im Osten bzw. Norden von Leipzig für 1978 – 1980 die höchste Punktdichte auf. Dabei ist das Vorkommen des Kiebitz zur Brutzeit bzw. das Verbreitungsmuster der Art für die betrachteten Zeiträume auch den Karten 4 bis 6 (Anhang IV) zu entnehmen.

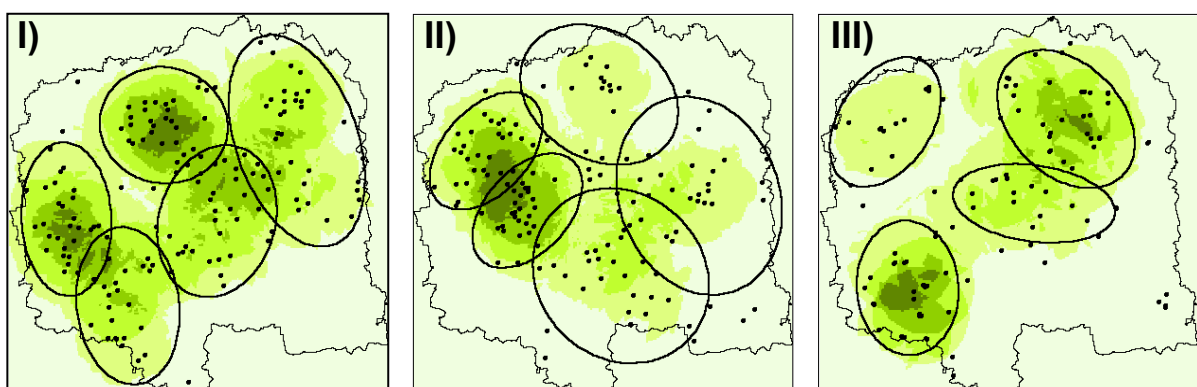


Abb. 23: Verbreitungsschwerpunkt des Kiebitz im Regierungsbezirk Leipzig – Zeitraum:  
I) 1963 – 1965, II) 1978 – 1980, III) 1993 - 1995



Das Brutzeitvorkommen des Rebhuhns zeigt im RBL für 1963 – 1965 sowie 1978 – 1980 deutlich erkennbare Verbreitungsschwerpunkte auf und beschränkt sich vor allem auf den Westen der Region, wohingegen die Punktdaten im Zeitraum 1993 – 1995 weiträumig verteilt sind (vgl. Abb. 24)). Durch zunehmende Bestandszahlen des Artvorkommens (vgl. Tab. 6) erhöht sich auch die Konzentration der Punktdaten bzw. die Anzahl der räumlichen Cluster im Untersuchungsgebiet. Entsprechend der Punktverteilung im Raum variieren ferner die Verbreitungsmuster der Artdaten, die für die einzelnen Zeiträume in den Karten 7 bis 9 (Anhang IV) dargestellt sind. Im Rahmen der Analyse der Punktdichte haben für den Zeitraum 1963 – 1995 Teilregionen in der Umgebung von Leipzig die höchste Punktdichte aufzuweisen, während 1978 – 1980 hohe Dichtewerte insbesondere für den Leipziger Nordraum ermittelt wurden. Die für den Zeitraum 1993 – 1995 weiträumig vorzufindenden Bereiche hoher Punktflächenanteile im RBL lassen sich dabei mit den hohen Bestandszahlen des Rebhuhns bzw. der zunehmenden Konzentration des Artvorkommens begründen (vgl. Abb. 24).

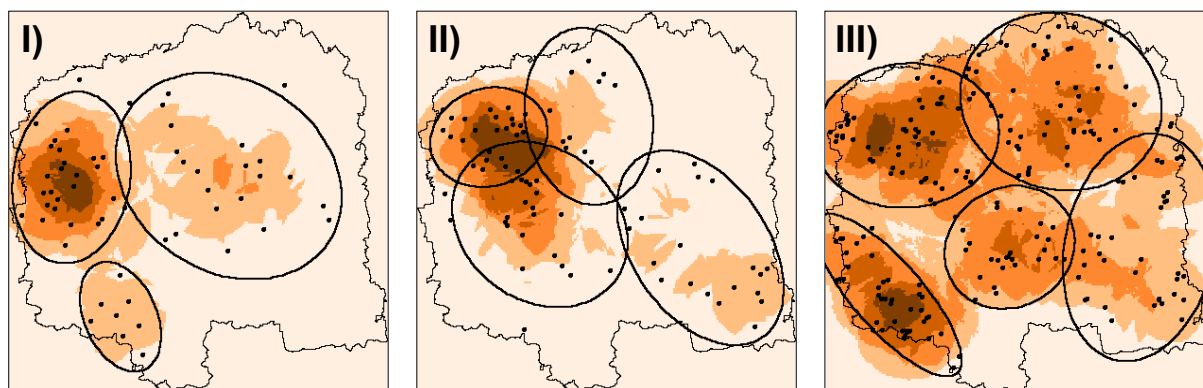


Abb. 24: Verbreitungsschwerpunkt des Rebhuhns im Regierungsbezirk Leipzig – Zeitraum:  
I) 1963 – 1965, II) 1978 – 1980, III) 1993 - 1995

Die Untersuchungen sich verändernder Artverbreitungsmuster des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns im RBL verdeutlichen eine große Variabilität der Dispersion. Dabei ist die räumliche Verteilung das Ergebnis von Antworten der Organismen auf die Gegebenheiten der Umwelt, die sich in der modernen Kulturlandschaft in zunehmendem Tempo ändert (BEZZEL 1982).

In der vorliegenden Arbeit wurden die untersuchten Artvorkommen für die betrachteten Zeiträume mit den Strukturen in der Landschaft in Beziehung gesetzt, um das Verbreitungsmuster in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Elementen sowie deren raum-zeitliche Veränderungen zu analysieren. In Anbetracht des Landschaftsstrukturwandels (vgl. Kap. 6.1) und der Punktmusteranalyse zur Verbreitung der Arten im RBL (siehe zuvor) beziehen sich die folgenden Ausführungen auf Zusammenhänge zwischen ausgewählten Strukturparametern und dem Vorkommen der drei Vogelarten als Ergebnis der statistischen Überprüfung artspezifischer Hypothesen (vgl. Kap. 5.2.3).

### 6.3 Das Artvorkommen in Bezug zur Landschaftsstruktur

Für die Analyse der Bruthabitatwahl in Abhängigkeit von Biotop- und Landnutzungsstrukturen und deren Veränderungen im RBL waren artspezifische Hypothesen (vgl. Tab. 9 bis 11) per Resampling-Verfahren für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen statistisch zu überprüfen.

Um auf dem Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05\%$  Unterschiede zwischen den untersuchten Brutrevieren und Vergleichsflächen bezüglich der Ausprägung ausgewählter Strukturparameter festzustellen, wurde ein zweiseitiger Test durchgeführt (vgl. Kap. 5.3.3). So kennzeichnen die in der vorliegenden Arbeit berechneten P-Werte  $\leq 0,05$  statistisch signifikante Befunde zwischen dem Angebot und der Nutzung relevanter Habitatstrukturen innerhalb der Landschaft, die zur Ablehnung der Nullhypothese bzw. zur Annahme der Alternativhypothese ( $H_A$ ) führen. Im Rahmen des statistischen Testverfahrens können jedoch keine landschaftsstrukturellen Schlüsselfaktoren identifiziert bzw. die Einflussstärke der jeweiligen Strukturparameter auf die Bruthabitatwahl der Arten quantifiziert werden (vgl. KLEYER et al. 1999/2000, MCGARIGAL et al. 2000). Der signifikante Unterschied oder auch Einfluss der entsprechenden landschaftsstrukturellen Parameter ist bezogen auf die Habitatpräferenzen der ausgewählten Vogelarten zur Brutzeit als deren Bevorzugung (+) bzw. Meidung (-) aufzufassen.

Die entsprechenden Resultate der statistischen Auswertung zu prüfender Hypothesen für die einzelnen Arten und Zeiträume sind den Tabellen 16 bis 18 zu entnehmen. Diese beinhalten nicht nur den Mittelwert des Strukturparameters (LSM) auf Klassen- bzw. Landschaftsebene der untersuchten Brutreviere (Br-Mw) sondern auch den durchschnittlichen Wert für die Vergleichsflächen (Vf-Mw), der sich aus den 999-mal wiederholt zufällig ausgewählten „mittleren“ Vergleichsflächen errechnet. Weiterhin sind in der Tabelle neben den P-Werten auch die z-Werte aufgeführt, die das Verhältnis Br-Mw/Vf-Mw beschreiben und als Maß für die Habitatpräferenzen die signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Brutrevieren und den Vergleichsflächen gegenüber der Ausprägung landschaftsstruktureller Parameter verdeutlichen sollen. Je höher dieser Wert ist, um so ausgeprägter sind die Unterschiede. Nicht zuletzt enthält die Tabelle Informationen darüber, ob sich die mittleren Brutreviere der Arten hinsichtlich des jeweiligen Strukturparameters signifikant von den Vergleichsflächen im RBL unterscheiden (+ Meidung /- Bevorzugung) oder nicht (x) bzw. ein Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Habitatwahl zur Brutzeit besteht.

Zur Veranschaulichung werden die folgenden Ausführungen zu den Art-Habitat-Beziehungen auf der regionalen Maßstabsebene des Untersuchungsgebietes zusätzlich sowohl durch Abbildungen sich verändernder Strukturparameter der mittleren Brutreviere und Vergleichsflächen als auch durch vereinfacht dargestellte Histogramme ergänzt. Dabei enthalten die mittels dem Programm R 1.5.1 erstellten Histogramm-Plots die Häufigkeiten der 999 mittleren Vergleichsflächen, den ermittelten P-Wert sowie die zum Teil sichtbar angedeutete Lage des Mittelwertes der untersuchten Brutreviere.

Tab. 16: Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des **Flussregenpfeifers** im Überblick

Ifd. Nr.	LSM_K-Nr./L (Einheit)	Zeitschnitt 1963 - 1965					Zeitschnitt 1978 - 1980					Zeitschnitt 1993 - 1995				
		Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>
1	%LAND_1 (%)	1,258	9,685	7,699	0,000	+	1,247	7,003	5,616	0,000	+	1,275	9,808	7,693	0,000	+
2	ED_1 (m/ha)	19,001	70,340	3,702	0,000	+	18,649	49,102	2,633	0,000	+	18,803	55,121	2,932	0,000	+
3	%LAND_2 (%)	0,644	10,132	15,733	0,000	+	0,885	7,723	8,727	0,000	+	1,005	9,908	9,859	0,000	+
4	MSI_2	0,051	0,608	11,922	0,000	+	0,059	0,562	9,525	0,000	+	0,065	0,479	7,369	0,000	+
5	TE_2 (m)	8,024	132,273	16,485	0,000	+	8,528	106,290	12,464	0,000	+	9,439	82,243	8,713	0,000	+
6	MPS_10 (ha)	0,053	0,673	12,698	0,000	+	0,092	0,626	6,804	0,000	+	0,084	0,781	9,298	0,000	+
7	MPS_3 (ha)	0,011	0,040	3,636	0,136	x	0,007	0,018	2,571	0,194	x	0,012	0,033	2,750	0,178	x
8	%LAND_7 (%)	6,813	11,143	1,636	0,102	x	6,336	6,713	1,060	0,790	x	6,423	4,750	0,740	0,332	x
9	%LAND_8 (%)	6,836	0,302	0,044	0,000	-	7,124	0,153	0,021	0,000	-	6,841	0,308	0,045	0,000	-
10	PD_6 (#/100 ha)	14,545	21,098	1,451	0,116	x	13,967	25,011	1,791	0,018	+	13,874	17,184	1,239	0,272	x
11	MNN_6 (m)	3,513	4,839	1,377	0,418	x	3,829	4,503	1,176	0,646	x	3,756	5,156	1,373	0,328	x
12	LPI_L (%)	68,393	59,830	0,875	0,002	-	73,603	54,558	0,741	0,000	-	71,258	61,858	0,868	0,000	-
13	PD_L (#/100 ha)	228,824	234,466	1,025	0,794	x	166,758	260,722	1,563	0,000	+	184,451	184,143	0,998	0,990	x
14	PSSD_L (ha)	0,709	0,567	0,800	0,002	-	0,754	0,543	0,720	0,000	-	0,741	0,645	0,870	0,008	-
15	AWMSI_L	1,343	1,412	1,051	0,002	+	1,336	1,483	1,110	0,000	+	1,345	1,422	1,057	0,000	+

**Abkürzungen:** LSM\_K-Nr./L: Landschaftsstrukturmaß auf Klassenebene für die entsprechende Biotop- und Landnutzungs-kategorie bzw. auf Landschaftsebene, Vf-Mw: Mittelwert der 999 mittleren Vergleichsflächen, Br-Mw: Mittelwert der untersuchten Brutreviere, z-Wert: Maß für die Habitatpräferenz der untersuchten Brutreviere, P-Wert: nominelles Signifikanzniveau, H<sub>A</sub>: Alternativhypothese, %LAND\_1: prozentualer Flächenanteil von Fließgewässern, ED\_1: Uferanzonendichte der Fließgewässer, %LAND\_2: prozentualer Flächenanteil von Stillgewässern, MSI\_2: Mittlerer Formindex der Stillgewässer, TE\_2: Uferanzonendichte der Stillgewässer, MPS\_10: mittlere Patchgröße anthropogen genutzter Sonderflächen, MPS\_3: mittlere Patchgröße offener Flächen und Heiden, %LAND\_7: prozentualer Flächenanteil von Laubwald, %LAND\_8: prozentualer Flächenanteil von Nadelwald, PD\_6: Einzelflächendichte von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, MNN\_6: Nächst-Nachbar-Distanzen von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, LPI\_L: Index der größten Einzelfläche von Landschaftselementen, PD\_L: Einzelflächendichte von Landschaftselementen, PSSD\_L: Standardabweichung der Patchgrößen in der Landschaft, AWMSI\_L: Flächengewichteter mittlerer Formindex der Landschaftselemente

Tab. 17: Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des **Kiebitz** im Überblick

lfd. Nr.	LSM_K-Nr./L (Einheit)	Zeitschnitt 1963 – 1965					Zeitschnitt 1978 – 1980					Zeitschnitt 1993 - 1995				
		Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>
1	%LAND_4 (%)	12,627	31,698	2,510	0,000	+	13,539	21,621	1,597	0,002	+	13,699	24,815	1,811	0,000	+
2	LSI_4	0,666	0,861	1,293	0,004	+	0,678	0,679	1,001	0,996	x	0,689	0,738	1,071	0,516	x
3	%LAND_5 (%)	52,197	45,119	0,864	0,028	-	50,022	64,575	1,291	0,000	+	48,587	59,474	1,224	0,012	+
4	MSI_5	0,909	0,715	0,787	0,000	-	0,846	1,004	1,187	0,000	+	0,842	0,975	1,158	0,038	+
5	ED_5 (m/ha)	95,360	41,813	0,438	0,000	-	64,969	49,400	0,760	0,040	-	73,644	63,522	0,863	0,290	x
6	MPS_10 (ha)	0,054	0,121	2,241	0,032	+	0,091	0,090	0,989	0,940	x	0,084	0,079	0,940	0,998	x
7	MPS_3 (ha)	0,012	0,081	6,750	0,000	+	0,007	0,004	0,571	0,984	x	0,011	0,014	1,273	0,568	x
8	%LAND_7 (%)	6,801	7,615	1,120	0,572	x	6,333	1,647	0,260	0,000	-	6,502	1,905	0,293	0,004	-
9	%LAND_8 (%)	6,914	1,366	0,198	0,000	-	6,814	0,184	0,027	0,000	-	6,958	0,472	0,068	0,002	-
10	PD_6 (#/100 ha)	14,359	18,171	1,265	0,182	x	13,980	17,453	1,248	0,172	x	13,853	10,042	0,725	0,214	x
11	MNN_6 (m)	3,551	5,221	1,470	0,172	x	3,790	3,608	0,952	0,928	x	3,915	1,152	0,294	0,024	-
12	LPI_L (%)	68,697	82,515	1,201	0,000	+	73,552	81,224	1,104	0,000	+	71,456	78,037	1,092	0,006	+
13	PD_L (#/100 ha)	228,068	149,858	0,657	0,000	-	166,140	128,911	0,776	0,002	-	184,157	152,176	0,826	0,012	-
14	PSCV_L (%)	149,881	148,808	0,993	0,856	x	130,639	132,342	1,013	0,754	x	134,715	138,895	1,031	0,498	x
15	AWMSI_L	1,344	1,307	0,972	0,014	-	1,337	1,282	0,959	0,002	-	1,345	1,293	0,961	0,008	-

**Abkürzungen:** LSM\_K-Nr./L: Landschaftsstrukturmaß auf Klassenebene für die entsprechende Biotop- und Landnutzungsklasse bzw. auf Landschaftsebene, Vf-Mw: Mittelwert der 999 mittleren Vergleichsflächen, Br-Mw: Mittelwert der untersuchten Brutreviere, z-Wert: Maß für die Habitatpräferenz der untersuchten Brutreviere, P-Wert: nominelles Signifikanzniveau, H<sub>A</sub>: Alternativhypothese, %LAND\_4: prozentualer Flächenanteil von Grünland, LSI\_4: Formindex der Landschaft mit Grünland, %LAND\_5: prozentualer Flächenanteil von Ackerland, MSI\_5: Mittlerer Formindex der Ackerflächen, ED\_5: Ackerrandstreifendichte, MPS\_10: mittlere Patchgröße anthropogen genutzter Sonderflächen, MPS\_3: mittlere Patchgröße offener Flächen und Heiden, %LAND\_7: prozentualer Flächenanteil von Laubwald, %LAND\_8: prozentualer Flächenanteil von Nadelwald, PD\_6: Einzelflächendichte von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, MNN\_6: Nächst-Nachbar-Distanzen von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, LPI\_L: Index der größten Einzelfläche von Landschaftselementen, PD\_L: Einzelflächendichte von Landschaftselementen, PSCV\_L: Variationskoeffizient der Patchgrößen in der Landschaft, AWMSI\_L: Flächengewichteter mittlerer Formindex der Landschaftselemente

Tab. 18: Statistische Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zur Bruthabitatwahl des **Rebhuhns** im Überblick

Lfd. Nr.	LSM_K-Nr./L (Einheit)	Zeitschnitt 1963 - 1965					Zeitschnitt 1978 - 1980					Zeitschnitt 1993 - 1995				
		Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>	Vf-Mw	Br-Mw	z-Wert	P-Wert	H <sub>A</sub>
1	MPS_5 (ha)	0,947	0,646	0,682	0,012	-	0,942	1,160	1,231	0,050	+	1,036	1,402	1,353	0,000	+
2	MSI_5	0,908	0,754	0,830	0,054	x	0,908	0,997	1,098	0,170	x	0,845	1,149	1,360	0,000	+
3	ED_5 (m/ha)	95,279	75,616	0,794	0,128	x	95,087	91,853	0,966	0,812	x	73,965	100,066	1,353	0,000	+
4	MPS_4 (ha)	0,258	0,411	1,593	0,080	x	0,256	0,463	1,809	0,008	+	0,273	0,296	1,084	0,540	x
5	LSI_4	0,666	0,967	1,452	0,004	+	0,671	0,760	1,133	0,346	x	0,690	0,736	1,067	0,404	x
6	%LAND_10 (%)	1,841	13,624	7,400	0,000	+	1,740	6,082	3,495	0,010	+	2,919	3,023	1,036	0,862	x
7	%LAND_3 (%)	0,408	6,213	15,228	0,000	+	0,397	0,633	1,594	0,468	x	0,414	0,504	1,217	0,656	x
8	PD_6 (#/100 ha)	14,430	15,546	1,077	0,746	x	14,431	20,286	1,406	0,154	x	14,003	18,168	1,297	0,062	x
9	MNN_6 (m)	3,524	4,134	1,173	0,672	x	3,549	5,983	1,686	0,194	x	3,798	3,600	0,948	0,888	x
10	%LAND_7 (%)	6,736	8,894	1,320	0,392	x	6,760	4,905	0,726	0,396	x	6,437	2,376	0,369	0,000	-
11	%LAND_8 (%)	6,901	1,593	0,231	0,034	-	6,980	0,292	0,042	0,000	-	6,981	0,221	0,032	0,000	-
12	LPI_L (%)	68,560	65,190	0,951	0,254	x	73,752	70,744	0,959	0,300	x	71,496	71,613	1,002	0,948	x
13	PR_L (#)	2,930	3,368	1,149	0,018	+	2,676	2,987	1,116	0,046	+	2,784	3,037	1,091	0,006	+
14	PSCV_L (%)	150,269	142,591	0,949	0,362	x	130,672	132,522	1,014	0,764	x	134,701	143,696	1,067	0,026	+
15	AWMSI_L	1,345	1,350	1,004	0,838	x	1,338	1,357	1,014	0,434	x	1,344	1,339	0,996	0,744	x

**Abkürzungen:** LSM\_K-Nr./L: Landschaftsstrukturmaß auf Klassenebene für die entsprechende Biotop- und Landnutzungs-kategorie bzw. auf Landschaftsebene, Vf-Mw: Mittelwert der 999 mittleren Vergleichsflächen, Br-Mw: Mittelwert der untersuchten Brutreviere, z-Wert: Maß für die Habitatpräferenz der untersuchten Brutreviere, P-Wert: nominelles Signifikanzniveau, H<sub>A</sub>: Alternativhypothese, %LAND\_4: prozentualer Flächenanteil von Grünland, LSI\_4: Formindex der Landschaft mit Grünland, MPS\_5: mittlere Patchgröße der Ackerflächen, MSI\_5: Mittlerer Formindex der Ackerflächen, ED\_5: Ackerrandstreifendichte, %LAND\_10: prozentualer Flächenanteil anthropogen genutzter Sonderflächen, %LAND\_3: prozentualer Flächenanteil von offenen Flächen und Heiden, PD\_6: Einzelflächendichte von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, MNN\_6: Nächst-Nachbar-Distanzen von Gehölz, Einzelbäumen, Baumreihen und Hecken, %LAND\_7: prozentualer Flächenanteil von Laubwald, %LAND\_8: prozentualer Flächenanteil von Nadelwald, LPI\_L: Index der größten Einzelfläche von Landschaftselementen, PD\_L: Einzelflächendichte von Landschaftselementen, PSCV\_L: Variationskoeffizient der Patchgrößen in der Landschaft, AWMSI\_L: Flächengewichteter mittlerer Formindex der Landschaftselemente

### 6.3.1 Art-Habitat-Beziehungen des Flussregenpfeifers

Im Ergebnis des statistischen Verfahrens haben sich die 15 Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturparameter auf das Artvorkommen des Flussregenpfeifers (vgl. Tab. 9) für die einzelnen Zeiträume größtenteils bestätigt. Aufgrund der zweiseitigen Tests wurden aber auch signifikante Befunde erzielt, die der Richtung des zu erwartenden Unterschiedes nicht entsprechen.

Hinsichtlich der Vorliebe des Flussregenpfeifers für Gebiete in Gewässernähe (Hyp. 1 und 3) ergaben sich für die betrachteten Zeitschnitte empirische Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P = 0,000$  (vgl. Tab. 16), so dass die Hypothesen bei prozentual höheren Flächenanteilen von Fließ- bzw. Stillgewässern an der Landschaft der mittleren Brutreviere mit 7% bis 10% gegenüber den Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet mit 1% bis 3% auf dem Signifikanzniveau von  $\alpha = 0,05\%$  anzunehmen sind.

Obwohl die durchschnittliche Uferbandzonendichte der Fließgewässer und die mittlere Uferlinienlänge der Stillgewässer innerhalb der Bruthabitate zeitlich stark variieren (vgl. Abb. 25), lassen sich bei statistischen Testergebnissen von  $P = 0,000$  aufgrund der hohen Mittelwerte für die Brutreviere Habitatpräferenzen gegenüber den Strukturparametern zur Brutzeit feststellen (vgl. Hyp. 2 und 5). Hierbei ist die Randliniendichte bzw. Gesamttrandlinienlänge der entsprechenden Klasse im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers etwa 3 bis 4 bzw. 8 bis 12-mal größer als in den durchschnittlichen Vergleichsflächen und damit deutlich höher als bei einer zufälligen Bruthabitatwahl zu erwarten wäre.

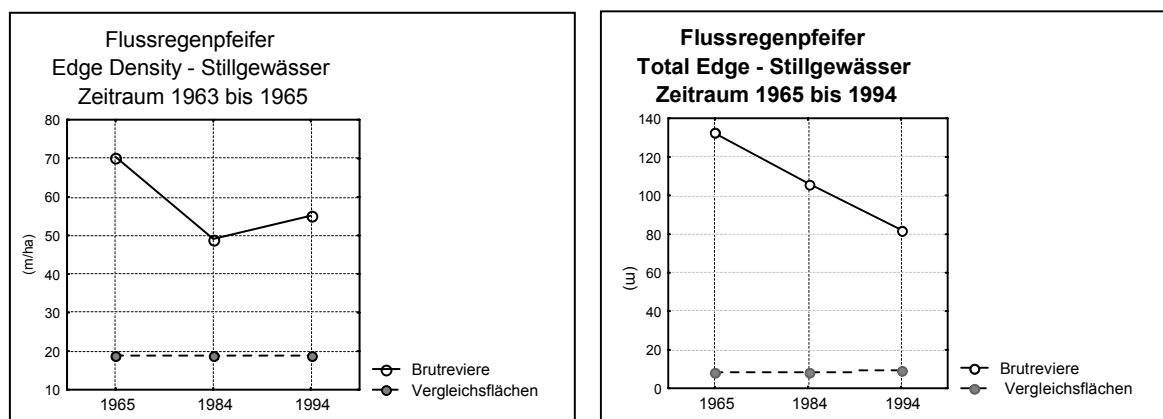


Abb. 25: Veränderungen der *Edge Density*\_Fließgewässer bzw. *Total Edge*\_Stillgewässer in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Flussregenpfeifers im Untersuchungsraum

Die Bevorzugung unregelmäßiger Uferbandstreifen zeigt sich ferner in der Ausprägung des mittleren Formindex der Stillgewässer (Hyp. 4). Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von  $P = 0,000$  liegen signifikante Befunde für den vermuteten Zusammenhang zwischen dem *MSI* und der Habitatwahl des Flussregenpfeifers für die betrachteten Zeiträume vor. Dabei wurden für die untersuchten Brutreviere vergleichsweise hohe Werte zwischen 0,45 und 0,65 ermittelt, die der Tabelle 16 zu entnehmen sind und im Rahmen der statistischen Auswertung zur Annahme der Hypothese 4 führen.

Während sich der Flussregenpfeifer auch bevorzugt auf weiträumig anthropogen genutzten Sonderflächen ansiedelt (Hyp. 6, vgl. Tab. 16), konnte für die Klasse der offenen Flächen und Heiden mit P-Werten von 0,136 für 1963 - 1965 und 0,194 für 1978 - 1980 sowie 0,178 für 1993 - 1995 diesbezüglich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Brutrevieren und den Vergleichsflächen festgestellt werden (Hyp. 7). Die durchschnittliche MPS der anthropogen genutzten Sonderflächen für die untersuchten Brutreviere der einzelnen Zeiträume schwankt zwar zwischen 0,6 ha und 0,8 ha, liegt aber deutlich erkennbar außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen (vgl. Abb. 26).

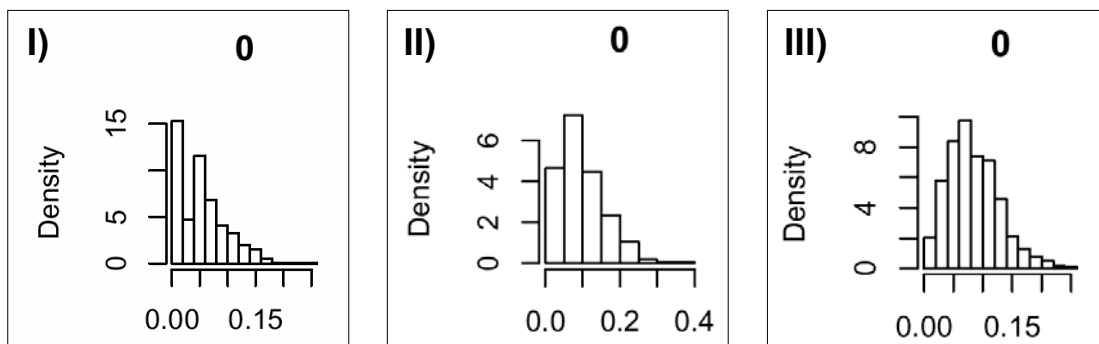


Abb.26: Histogramm-Plots für - *Mean Patch Size* anthropogen genutzter Sonderflächen - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 – 1965, II) 1978 – 1980, III) 1993 – 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Im Untersuchungsgebiet besteht außerdem mit  $P = 0,000$  ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Anteil des Nadelwaldes an der Gesamtfläche und der Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers. Mit Werten um 0,1% bis 0,3% nehmen die Nadelwälder im mittleren Brutrevier in den einzelnen Zeitschnitten deutlich weniger Flächen ein als in den Vergleichsflächen des RBL (vgl. Tab. 16). Der Flussregenpfeifer meidet also diese Biotop- und Landnutzungsklasse, so dass die Hyp. 9 anzunehmen ist. Dagegen musste die Hyp. 8 aufgrund der ermittelten empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P \geq 0,05$  auf dem 5%-Niveau abgelehnt werden. Aus der Abbildung 27 wird ersichtlich, dass die Mittelwerte der Flächenanteile des Laubwaldes für die untersuchten Brutreviere zwischen 4% und 12% stark variieren, sich jedoch innerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen befinden. Entgegen der Hyp. 9 ist der hier zu prüfende Unterschied bei der Bruthabitatwahl zufällig. In diesem Zusammenhang wurden auch keine signifikanten Testergebnisse bei der Überprüfung der Hypothese 11 erzielt (vgl. Tab. 16). Es ergaben sich P-Werte im Bereich von 0,4 bis 0,7, so dass die Nächst-Nachbar-Distanzen der Klasse Gehölze, Einzelbaum, Baumreihen sowie Hecken für die Zeiträume der Untersuchungen keinen Einfluss auf das Artvorkommen des Flussregenpfeifers im RBL aufzeigen und die Hypothese zu verwerfen ist.

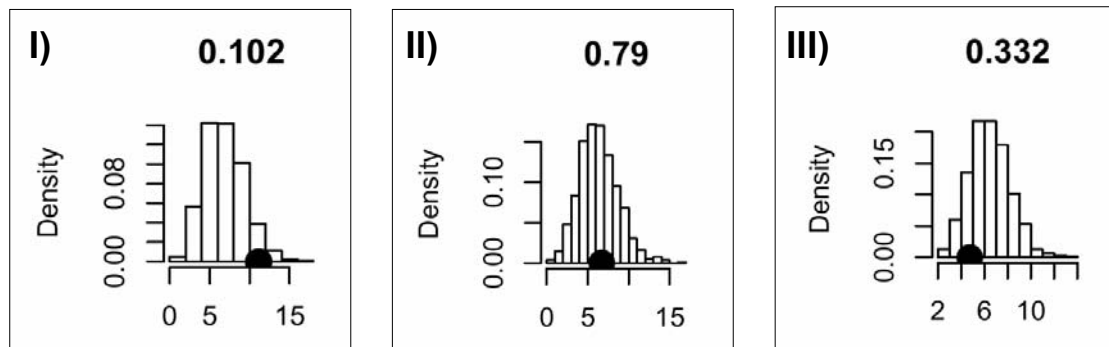


Abb. 27: Histogramm-Plots für - *Percent of Landscape\_Laubwald* - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Im Rahmen des statistischen Testverfahrens konnte die Hyp. 10 bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von  $P = 0,116$  zunächst nicht bestätigt werden. Für den Zeitraum 1978 - 1980 ergibt sich zwar mit  $P = 0,018$  ein signifikanter Unterschied (vgl. Tab. 16), liegt aber entgegen der Richtung des vermuteten Zusammenhangs zwischen den mittleren Brutrevieren und Vergleichsflächen hinsichtlich der Dichte von Einzelflächen vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen sowie Hecken im RBL vor. So bevorzugt der Flussregenpfeifer eher eine hohe Flächendichte der Klasse im Untersuchungsraum als das er sie meidet. Während sich die Ausprägung der Bruthabitatpräferenzen gegenüber der Einzelflächendichte diesbezüglich verschoben hat, muss der Einfluss des landschaftsstrukturellen Parameters für 1993 - 1995 aufgrund des errechneten P-Wertes  $\geq 0,005$  zurückgewiesen werden (vgl. Abb. 28). Die Hypothese 10 ist abzulehnen.

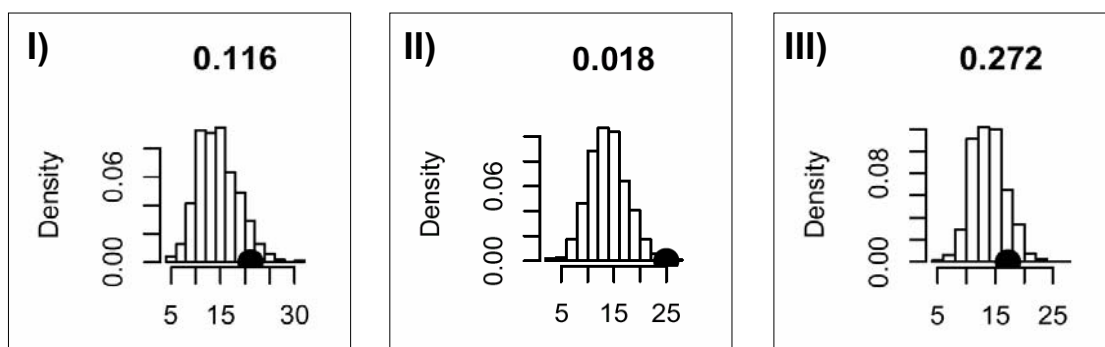


Abb. 28: Histogramm-Plots für - *Patch Density\_Gehölze, Einzelbaum, Baumreihe, Hecken* - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)



Obwohl statistisch signifikante Befunde bezüglich des Zusammenhangs zwischen dem Index der größten Einzelfläche und der Habitatwahl des Flussregenpfeifers zur Brutzeit ermittelt wurden, konnte auch die in Hyp. 12 vermutete Bevorzugung dominierender Flächengrößen einzelner Patches innerhalb des Brutreviers gegenüber deren Ausprägung in der durchschnittlichen Landschaft nicht bestätigt werden. Mit empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten zwischen 0,000 und 0,002 sowie vergleichsweise geringen mittleren *LPI*-Werten von 55% bis 60% für die untersuchten Brutreviere der einzelnen Zeiträume meidet der Flussregenpfeifer eher die Landschaftselemente, die aufgrund ihrer Dominanz große zusammenhängende Flächen in der Landschaft einnehmen (vgl. Tab. 16).

In der Abbildung 29 ist das Testergebnis für die Überprüfung der Hyp. 13 dargestellt. Es entspricht der statistischen Auswertung von Hyp. 10 in Bezug auf die Feststellung signifikanter Unterschiede zwischen der Einzelflächendichte und dem Brutzeitvorkommen des Flussregenpfeifers (vgl. Abb. 28). Im Gegensatz zu 1963 - 1965 bzw. 1993 - 1995 besteht für den Zeitraum 1963 - 1965 mit  $P = 0,000$  und einem deutlich höheren Dichtewert von ca. 260 Patches pro 100 ha im mittleren Brutrevier als in den Vergleichsflächen eine Habitatpräferenz gegenüber der Ausprägung des landschaftsstrukturellen Parameters. Dabei zeichnen sich die Brutreviere des Flussregenpfeifers im RBL entgegen der Hyp. 13 durch eine hohe Dichte von einzelnen Landschaftselementen für dieses Zeitschnitt aus.

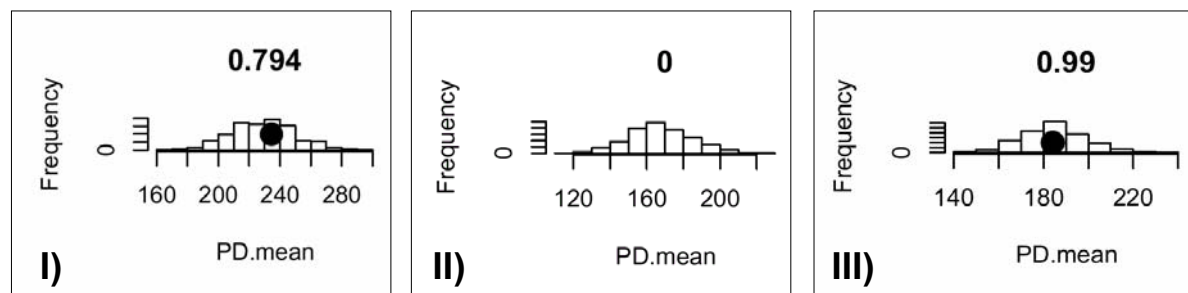


Abb. 29: Histogramm-Plots für - *Patch Density* auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Hinsichtlich der zu prüfenden Hyp. 14 und 15 zum Einfluss der Strukturparameter *Patch Size Standard Deviation* sowie *Area-Weighted Mean Shape Index* auf die Bruthabitatwahl ergaben sich signifikante Befunde für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen. Während der Flussregenpfeifers eine geringe Variabilität der Patchgrößen bevorzugt (Hyp. 14), konnte die Vorliebe für eine zunehmend gleichförmige Ausprägung der weiträumigen Flächen nicht bestätigt werden (vgl. Tab. 16). Bei empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten von 0,002 bzw. 0,000 und *AWMSI*-Mittelwerten zwischen 1,4 und 1,5 für die untersuchten Brutreviere, die sich wie die durchschnittlichen *PSSD*-Werte im Betrachtungszeitraum nur geringfügig verändern (vgl. Abb. 30), meidet der Flussregenpfeifer Gebiete mit einer geringen Formkomplexität der Landschaftselemente.

Im Hinblick auf die *PSSD* bzw. dem *AWMSI* zeigen sich dabei für die drei Zeitschnitte nur vergleichsweise geringe Unterschiede zwischen dem mittleren Brutrevier mit Werten um 0,6 ha bzw. 1,45 und den Vergleichsflächen im RBL, die Mittelwerte von *PSSD* > 0,7 ha bzw. *AWMSI* < 1,35 aufweisen (vgl. Tab. 16).

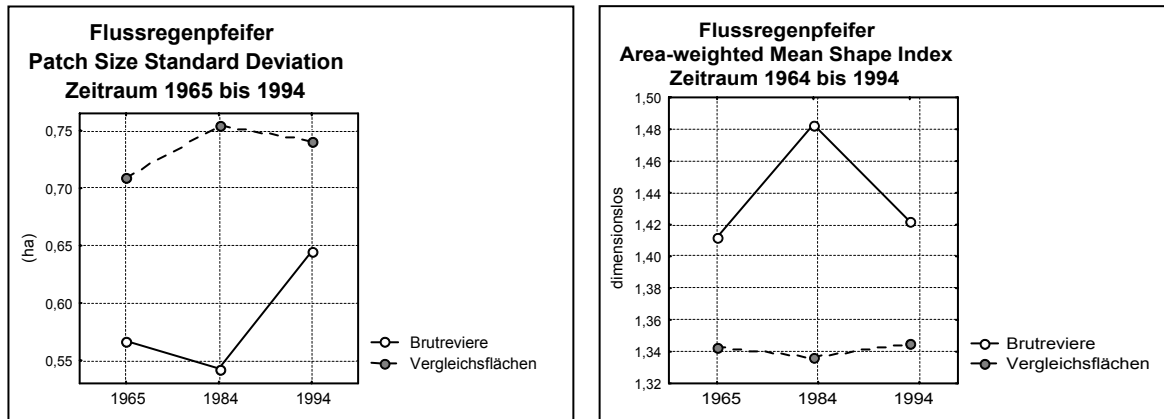


Abb. 30: Veränderungen der *Patch Size Standard Deviation* bzw. *Area-weighted Mean Shape Index* auf Landschaftsebene in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Flussregenpfeifers im Untersuchungsraum

### 6.3.2 Art-Habitat-Beziehungen des Kiebitz

Für die artspezifischen Hypothesen des Kiebitz (vgl. Tab. 10) wurden per Resampling-Verfahren eine Vielzahl signifikanter Testergebnisse auf dem 5%-Niveau erzielt, die sowohl zur Annahme der Hypothesen führen als auch Zusammenhänge zwischen den ausgewählten Strukturparametern und der Bruthabitatwahl des Kiebitz entgegen des zu erwartenden Unterschiedes aufzeigen. In diesem Zusammenhang kam es innerhalb des Untersuchungszeitraums ferner zu einer Verschiebung bzw. unterschiedlichen Ausprägung der Bruthabitatpräferenzen des Kiebitz im RBL.

Im Rahmen des Analyseverfahrens hat sich die Hyp. 1 mit empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten von 0,000 bzw. 0,002 und vergleichsweise höheren Grünflächenanteilen im mittleren Brutrevier als in den Vergleichsflächen für die einzelnen Zeiträume bestätigt (vgl. Tab. 17), so dass der Kiebitz zur Brutzeit häufig auf Grünflächen vorzufinden ist. Die statistische Überprüfung von Habitatpräferenzen gegenüber Ackerflächen ergab zunächst mit  $P = 0,028$  einen signifikanten Unterschied entgegen des vermuteten Zusammenhangs (vgl. Hyp. 5, Abb. 31). Während der Kiebitz noch im Zeitraum 1963 - 1965 Gebiete mit hohen Flächenanteilen des Ackerlandes im RBL meidet, siedelt er sich in den beiden anderen Zeitschnitten bevorzugt darauf an. Dabei variieren die prozentualen Flächenanteile der Nutzungsklasse im mittleren Brutrevier zwischen 1963 - 1965 und 1978 - 1980 bzw. 1993 - 1995 entsprechend dem Einfluss des landschaftsstrukturellen Parameters beträchtlich (vgl. Tab. 17).

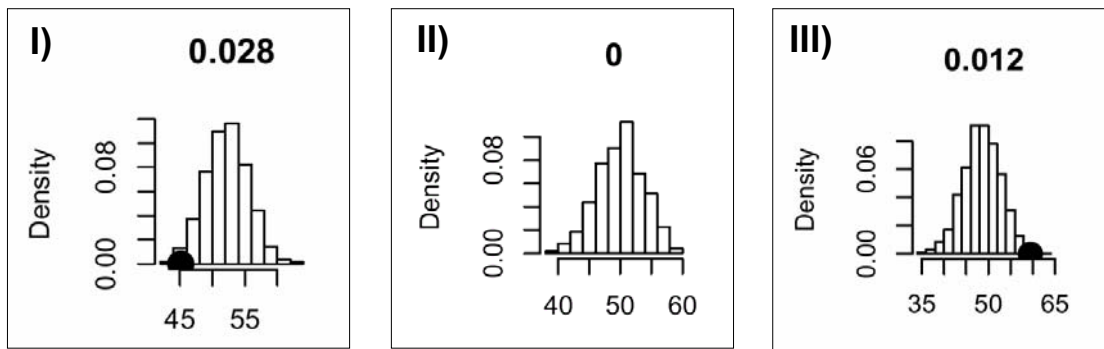


Abb.31: Histogramm-Plots für - *Percent of Landscape\_Ackerland* - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Entgegen der Annahme einer Vorliebe für weiträumige und vor allem strukturarme Grünlandflächen bevorzugt der Kiebitz für 1963 - 1965 eher komplexe Formen der Landschaftselemente. Für die anderen Zeiträume liegen mit ermittelten P-Werten  $\geq 0,05$  jedoch keine statistisch signifikanten Befunde vor (vgl. Tab. 17), so dass die Hyp. 2 diesbezüglich zurückzuweisen ist. Im Gegensatz dazu berücksichtigt der Kiebitz bei der Ansiedlung auf Ackerland anfangs gleichförmige Flächen, weist aber für 1978 - 1980 bzw. 1993 - 1995 Habitatpräferenzen gegenüber zunehmend unregelmäßigen Patchformen der Klasse auf. Dies entspricht allerdings nicht der in Kap. 5.2.3 formulierten Hypothese, sondern zeigt Zusammenhänge zwischen dem *Mean Shape Index* und der Bruthabitatwahl des Kiebitz entgegen des zu erwartenden Unterschiedes auf. In den untersuchten Brutrevieren schwanken die Mittelwerte des *LSI* und *MSI* zwischen 0,6 und 0,9 bzw. 0,7 und 1,0 für den Zeitraum der Betrachtung gegenüber den Index-Werten der mittleren Vergleichsflächen, die sich kaum verändern (vgl. Abb. 32).

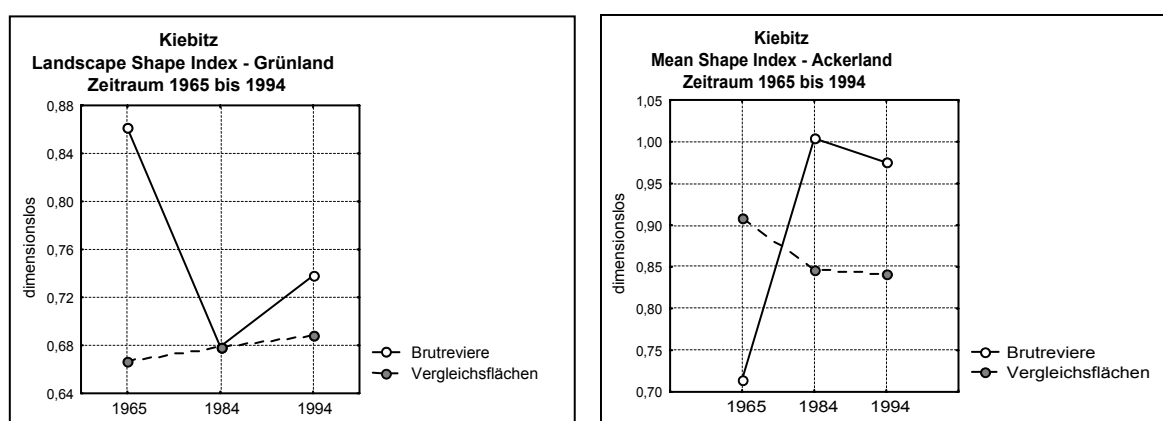


Abb. 32: Veränderungen der *LSI\_4* (Grünland) bzw. *MSI\_5* (Ackerland) in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Kiebitz im Untersuchungsraum

Im Untersuchungsgebiet besteht für 1963 - 1965 bzw. 1978 - 1980 mit P-Werten von 0,000 und 0,040 ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Dichte von Ackerrandstreifen und der Bruthabitatwahl des Kiebitz. Mit Dichtewerten um 40 bis 50 m/ha weisen die mittleren Brutreviere hierbei weniger Randstreifen als die Vergleichsflächen auf (vgl. Tab. 17). Dagegen musste die Hyp. 5 bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit  $P = 0,290$  für den Zeitraum 1993 - 1995 abgelehnt werden. Dies geht auch aus der Abbildung 33 hervor, wobei der Mittelwert der Brutreviere zunächst außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen liegt, sich dann in Randlage befindet und im Zeitraum 1993 - 1995 deutlich erkennbar innerhalb des Wertintervalls vorzufinden ist. Schließlich zeichnen sich die mittleren Brutreviere des Kiebitz in den Betrachtungszeiträumen 1963 - 1965 sowie 1978 - 1980 gegenüber 1993 - 1995 mit über 60 m/ha durch eine geringe Randliniendichte aus.

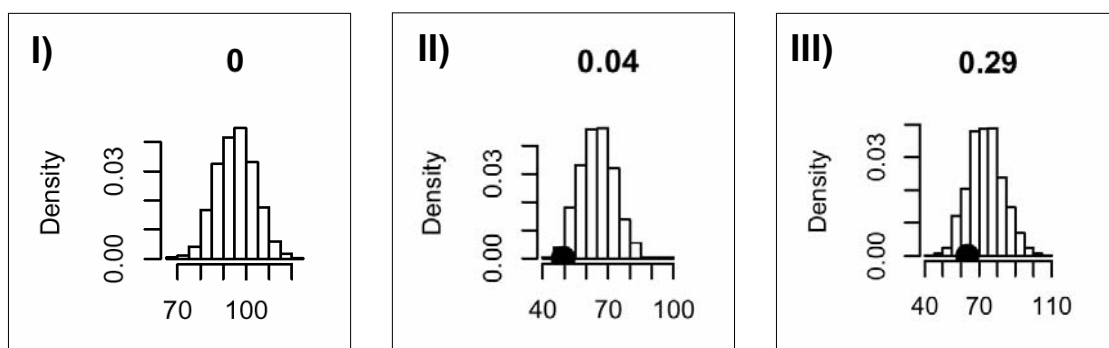


Abb. 33: Histogramm-Plots für - *Edge Density\_Ackerland* - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Während sich der Kiebitz 1963 - 1965 sowohl auf weiträumig anthropogen genutzten Sonderflächen als auch auf offenen Flächen und Heiden bevorzugt ansiedelt, konnten für die anderen beiden Zeitschnitte mit empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten  $\geq 0,05$  keine signifikanten Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt werden (vgl. Tab. 17). So sind die Hyp. 6 und 7 zur Habitatpräferenz des Kiebitz gegenüber durchschnittlich hohen Flächengrößen der Nutzungsklassen für 1978 - 1980 bzw. 1993 - 1995 diesbezüglich abzulehnen. Dabei liegen die mit FRAGSTATS berechneten *MPS*-Werte im mittleren Brutrevier, die sich nur geringfügig von den Mittelwerten in den Vergleichsflächen unterscheiden, in Bereichen von 0,075 ha bis 0,095 ha für die anthropogen genutzten Sonderflächen bzw. zwischen 0,003 ha und 0,015 ha für die Klasse der offenen Flächen und Heiden. Im Zeitraum 1963 - 1965 sind dagegen die mittleren Patchgrößen der entsprechenden Klassen in den untersuchten Brutrevieren des Kiebitz etwa 2 bzw. 6-mal größer als in den durchschnittlichen Vergleichsflächen und damit deutlich höher als bei einer zufälligen Bruthabitatwahl zu erwarten wäre. Die im Rahmen der statistischen Auswertung ermittelten Werte sind für die jeweiligen Hypothesen und Zeiträume der Tabelle 17 zu entnehmen.

Hinsichtlich der Waldflächenanteile unterscheiden sich die Brutreviere mit Ausnahme des Laubwaldes für 1963 - 1965 deutlich von den zufällig gewählten Vergleichsflächen im RBL. Mit P-Werten  $\leq 0,005$  wurden mittels des Analyseverfahrens signifikante Befunde erzielt, die bei prozentual geringeren Flächenanteilen von Laub- und Nadelwäldern an der Gesamtfläche der mittleren Brutreviere zur Annahme der Hypothesen 8 und 9 auf dem 5%-Niveau führen. Für den Zeitraum 1963 - 1965 konnte jedoch die Hyp. 8 für die entsprechende Biotop- und Nutzungsklasse mit  $P = 0,572$  nicht bestätigt werden (vgl. Tab. 17). Trotz stark schwankender Mittelwerte zwischen 0,1% und 1,9% der untersuchten Brutreviere ist in Anbetracht der signifikanten Testergebnisse davon auszugehen, dass der Kiebitz bei seiner Bruthabitatwahl im RBL Waldgebiete meidet (vgl. Abb. 34).

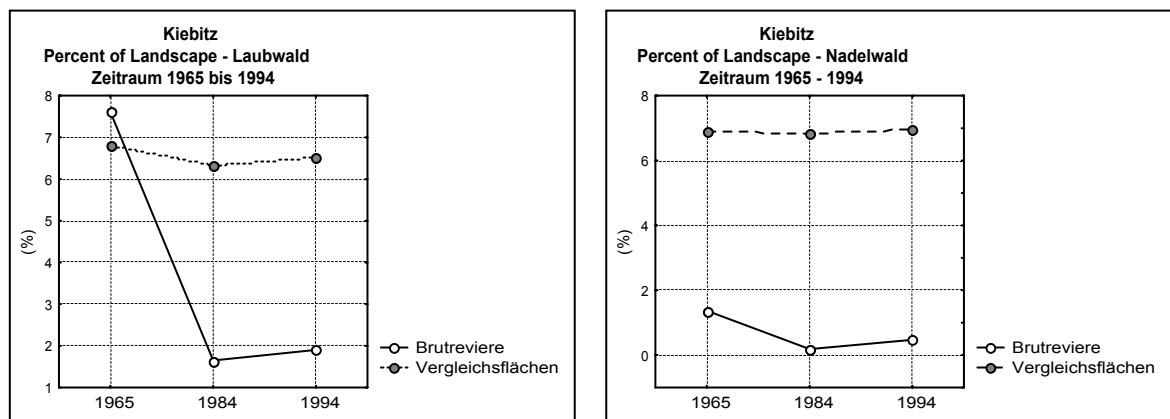


Abb. 34: Veränderungen der Percent of Landscape\_Laubwald und Nadelwald in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Kiebitz im Untersuchungsraum

Bei der statistischen Überprüfung der Hyp. 10 in Bezug auf die Feststellung signifikanter Unterschiede zwischen der Einzelflächendichte von Gehölzen, Einzelbäumen, Baumreihen sowie Hecken und dem Brutzeitvorkommen des Kiebitz ergaben sich für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen empirische Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P \geq 0,05$  (vgl. Tab. 17). Es besteht damit kein Einfluss des landschaftsstrukturellen Parameters auf die Bruthabitatwahl des Kiebitz im RBL. Entgegen des vermuteten Zusammenhangs in Hypothese 10 ist der hier zu prüfende Unterschied zufällig.

Außerdem konnte innerhalb des Betrachtungszeitraums nicht nachgewiesen werden, dass die Art große Entfernungen der Landschaftselemente untereinander bzw. hohe Nächst-Nachbar-Distanzen der Klasse Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe sowie Hecke im Untersuchungsgebiet bevorzugt (vgl. Hyp. 11, Tab. 17). Mit  $P = 0,024$  weist das Testergebnis zwar für den Zeitraum 1993 - 1995 einen statistisch signifikanten Befund auf, zeigt aber einen Zusammenhang zwischen dem *MNN* und der Habitatwahl des Kiebitz entgegen des zu erwartenden Unterschiedes zwischen den untersuchten Brutrevieren und den zufällig gewählten Vergleichsflächen im RBL. Dabei fällt die durchschnittliche Distanz zum Nächsten Nachbarn der gleichen Klasse im Brutrevier für 1993 - 1995 gegenüber den anderen *MNN*-Werten der mittleren Vergleichsflächen bzw. Brutreviere geringer aus (vgl. Abb. 35).

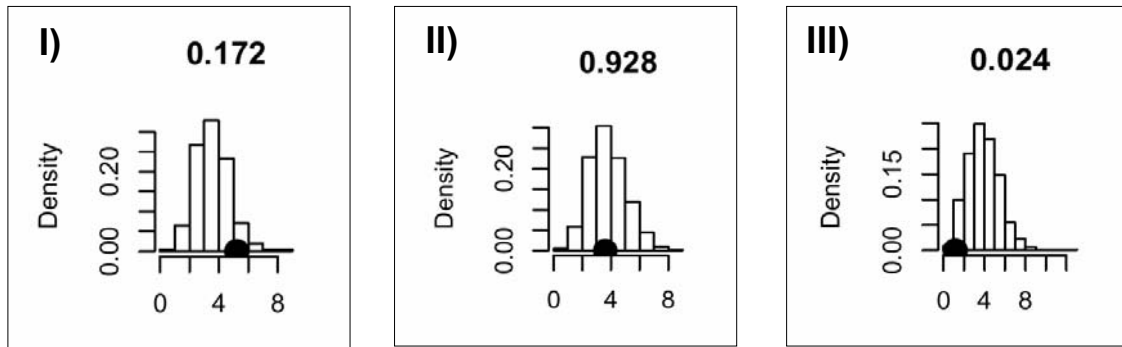


Abb. 35: Histogramm-Plots für – *Mean Nearest-Neighbor Distance*\_Gehölze, Einzelbaum, Baumreihe, Hecken - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Die mittleren Brutreviere des Kiebitz zeichnen sich im Untersuchungsgebiet gegenüber den durchschnittlichen Vergleichsflächen durch eine Dominanz großflächiger Landschaftselemente aus. Mit empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten  $\leq 0,05$  sowie vergleichsweise hohen mittleren Index-Werten von 75% bis 85% für die untersuchten Brutreviere der einzelnen Zeiträume siedelt sich der Kiebitz bevorzugt in Gebieten an, die aufgrund dominierender Flächengrößen einzelner Patches durch eine gewisse Weiträumigkeit gekennzeichnet sind. Die festgestellte Bruthabitatpräferenz gegenüber der Ausprägung des Strukturparameters führt zur Annahme der Hypothese 12 (vgl. Tab. 17).

In diesem Zusammenhang konnten auf dem 5%-Niveau auch signifikante Unterschiede bezüglich der Einzelflächendichte und dem Brutzeitvorkommen des Kiebitz nachgewiesen werden. Obwohl die Anzahl der Patches pro 100 ha in den Untersuchungszeiträumen beträchtlich variieren, unterscheiden sich die Dichtewerte im mittleren Brutrevier jeweils deutlich erkennbar von den PD-Mittelwerten der Vergleichsflächen (vgl. Tab. 17). Dabei meidet der Kiebitz zur Brutzeit Flächen mit einer hohen Dichte von einzelnen Landschaftselementen, so dass die Hyp. 13 anzunehmen ist.

Während der Kiebitz eine zunehmende Gleichförmigkeit weiträumiger Flächen bevorzugt (vgl. Hyp. 15), besteht hinsichtlich der zu prüfenden Hyp. 14 zum Einfluss der *Patch Size Standard Deviation* auf die Bruthabitatwahl kein signifikanter Zusammenhang. Bei  $P \geq 0,005$  und *PSSD*-Werten der mittleren Brutreviere zwischen 130% und 150%, die fast identisch mit den Mittelwerten der Vergleichsflächen sind (vgl. Tab. 17), kann die Hyp. 14 nicht bestätigt werden. Dies geht auch aus der Abbildung 36 hervor, wobei der Mittelwert des Brutreviers für die einzelnen Zeiträume innerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen vorzufinden ist. Im Gegensatz dazu liegen die bei der Überprüfung der Hyp. 15 ermittelten empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten im Bereich 0,001 bis 0,015 und die mittleren Index-Werte der Brutreviere unter den Mittelwerten von  $AWMSI > 1,33$  der Vergleichsflächen. So ist die Hyp. 15 trotz geringfügiger Unterschiede der mittleren *AWMSI*-Werte zwischen den Brutrevieren und den Vergleichsflächen entsprechend anzunehmen.

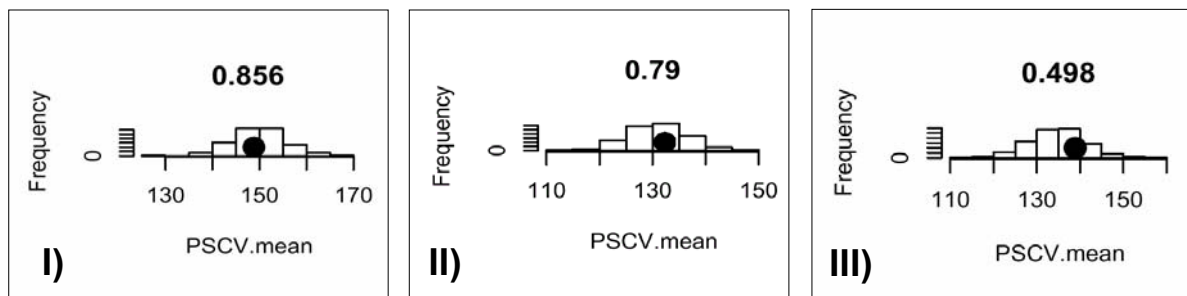


Abb. 36: Histogramm-Plots für - *Patch Size Coefficient of Variation* auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Kiebitz für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

### 6.3.3 Art-Habitat-Beziehungen des Rebhuhns

Im Rahmen des Resampling-Verfahrens wurden bei der Überprüfung artspezifischer Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturparameter auf das Artvorkommen des Rebhuhns im RBL (vgl. Tab. 18) kaum signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt. Für statistisch nachgewiesene Zusammenhänge zeigen die erzielten Testergebnisse aber vor allem eine stark differenzierte Ausprägung der Habitatpräferenzen des Rebhuhns zur Brutzeit. Hinsichtlich der Besiedlung von Acker- und Grünlandflächen durch das Rebhuhn schwanken die durchschnittlichen Flächengrößen in den untersuchten Brutreviere gegenüber den *MPS*-Werten in den mittleren Vergleichsflächen innerhalb des Untersuchungszeitraums beträchtlich (vgl. Abb. 37).

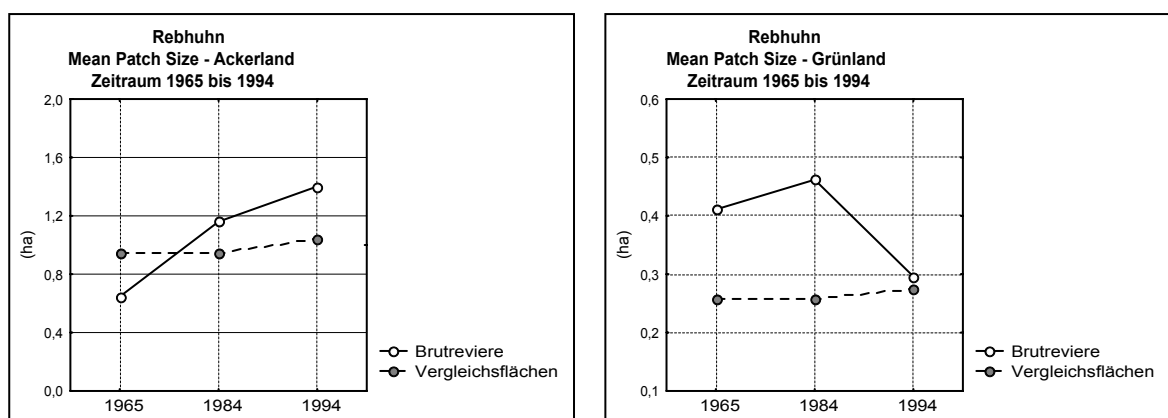


Abb.37: Veränderungen der *Mean Patch Size* Acker- und Grünland in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Rebhuhns im Untersuchungsraum

Dabei konnte die Vorliebe des Rebhuhns für kleinparzellierte Feld- und Wiesenlandschaften größtenteils nicht bestätigt werden (Hyp. 1 und 4). Während die Art noch im Zeitraum 1963 - 1965 Gebiete mit durchschnittlich großen Ackerflächen im RBL meidet, siedelt sich das Rebhuhn in den beiden anderen Zeitschnitten bevorzugt darauf an. Entgegen des in Hyp. 4 vermuteten Zusammenhangs ist das Rebhuhn 1978 - 1980 auch auf weiträumigen Grünflächen vorzufinden. Für 1963 - 1965 sowie 1993 - 1995 wurden diesbezüglich jedoch keine signifikanten Befunde ermittelt, wobei die entsprechenden Werte für die einzelnen Zeiträume der Tabelle 18 zu entnehmen sind.

Die statistische Überprüfung der Habitatpräferenzen des Rebhuhns gegenüber heterogen strukturierten Acker- und Grünlandflächen ergab mit P-Werten von 0,000 bzw. 0,004 einen auf dem 5%-Niveau signifikanten Unterschied zwischen den untersuchten Brutrevieren und Vergleichsflächen für den *MSI* der Ackerflächen 1993 - 1995 (vgl. Abb. 38)) bzw. den *LSI* der Grünflächen 1963 - 1965 im RBL. Mit höheren Index-Werten im mittleren Brutrevier bevorzugt das Rebhuhn komplexe Formen der Landschaftselemente bzw. zunehmend unregelmäßige Patchformen der Nutzungsklassen im Untersuchungsraum. Empirische Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P \leq 0,05$  für die anderen beiden Zeiträume führen diesbezüglich zur Ablehnung der Hypothesen 2 und 5 (vgl. Tab. 18)

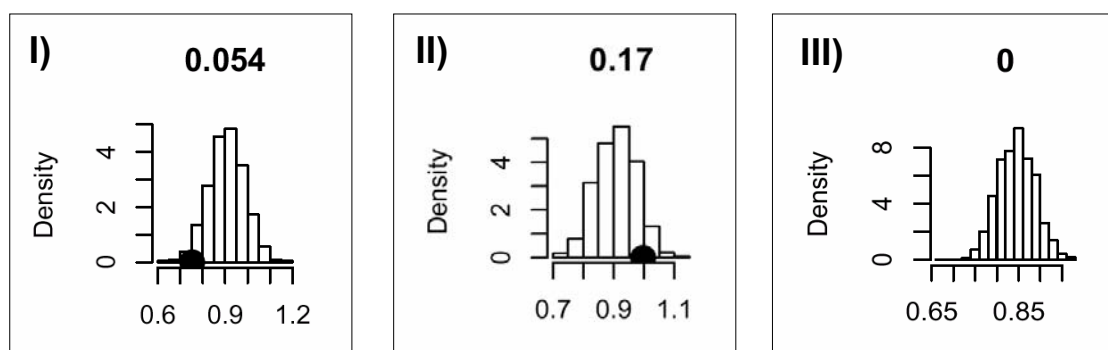


Abb. 38: Histogramm-Plots für – *Mean Shape Index\_Ackerland* - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Außerdem besteht im Untersuchungsgebiet für 1993 - 1995 mit  $P = 0,000$  ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Dichte von Ackerrandstreifen und der Habitatwahl des Rebhuhns zur Brutzeit. Hierbei ist die Hyp. 3 aufgrund einer höheren Randstreifendichte der Ackerflächen im mittleren Brutrevier von etwa 100 m/ha als in den Vergleichsflächen mit ca. 74 m/ha anzunehmen. Dagegen musste die Hypothese für den Zeitraum 1963 - 1965 bzw. 1978 - 1980 bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,128 bzw. 0,812 zurückgewiesen werden (vgl. Tab. 18). Dies geht auch aus der Abbildung 39 hervor, wobei der Mittelwert der untersuchten Brutreviere des Rebhuhns zunächst deutlich erkennbar innerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen liegt und sich dann andeutungsweise für den Zeitschnitt 1993 - 1995 in Randlage befindet.



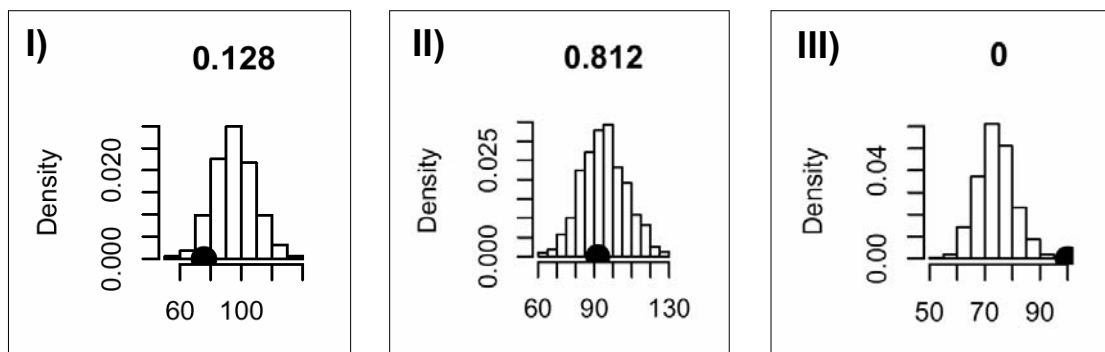


Abb. 39: Histogramm-Plots für – *Edge Density* Ackerland - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

In Hinblick auf die durchschnittlichen Flächenanteile anthropogen genutzter Sonderflächen bzw. offener Flächen und Heiden unterscheiden sich die Brutreviere im Zeitraum 1963 - 1965 sowie 1978 - 1980 für die Nutzungsklasse der Sonderflächen deutlich von den Vergleichsflächen im RBL (vgl. Abb. 40). Mit P-Werten  $\leq 0,005$  wurden mittels des Testverfahrens diesbezüglich signifikante Befunde erzielt, die bei prozentual höheren Flächenanteilen der Klassen an der Gesamtfläche der mittleren Brutreviere zur Annahme der Hypothesen 6 und 7 auf dem 5%-Niveau führen. Dabei sind die durchschnittlichen Flächenanteile der entsprechenden Klassen in den untersuchten Brutrevieren des Rebhuhns etwa 3 bis 7 bzw. 15-mal größer als in den mittleren Vergleichsflächen und damit deutlich höher als bei einer zufälligen Bruthabitatwahl zu erwarten wäre. Im Gegensatz dazu konnten für die anderen beiden Zeitschnitte mit empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten im Bereich 0,4 bis 0,9 keine signifikanten Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt werden (vgl. Tab. 18).

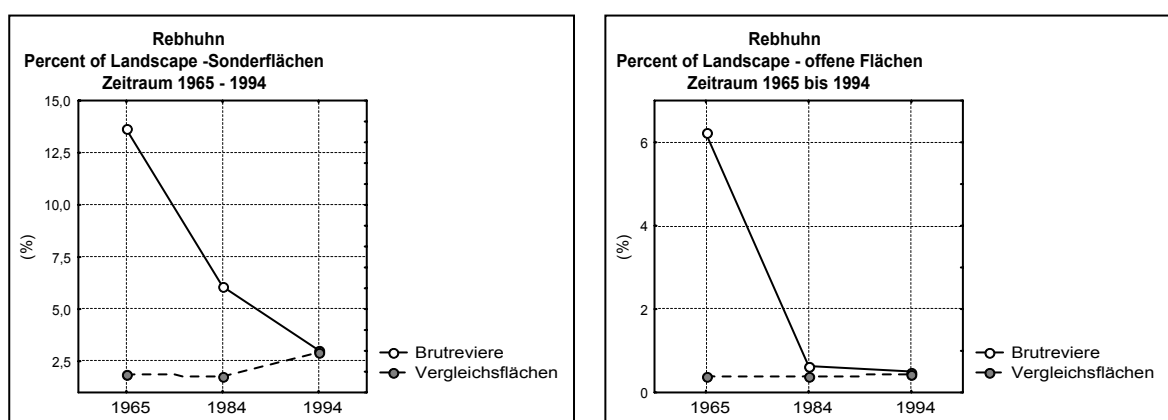


Abb. 40: Veränderungen der *Percent of Landscape* anthropogen genutzter Sonderflächen sowie offener Flächen und Heiden in den mittleren Vergleichsflächen und Brutrevieren des Rebhuhns im Untersuchungsraum

Schließlich ergaben sich bei der statistischen Überprüfung der Hypothesen 8 und 9 in Bezug auf die Feststellung signifikanter Unterschiede zwischen der Einzelflächendichte bzw. den Nächst-Nachbar-Distanzen der Klasse Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe sowie Hecke und dem Artvorkommen des Rebhuhns zur Brutzeit für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen P-Werte  $\geq 0,05$  (vgl. Tab. 18). Es besteht damit trotz vorhandener Differenzen und schwankender *PD*- bzw. *MNN*-Werte der mittleren Brutreviere und Vergleichsflächen kein Einfluss der landschaftsstrukturellen Parameter auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns im RBL. Entgegen der vermuteten Zusammenhänge in den Hypothesen 8 und 9 ist der hier zu prüfende Unterschied zufällig.

Hinsichtlich der Annahme, dass die Art mehr oder weniger geschlossene Waldgebiete meidet (vgl. Hyp. 10 und 11), wurde für die betrachteten Zeiträume ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil des Nadelwaldes und der Bruthabitatwahl des Rebhuhns festgestellt. Mit Werten von 0,2% bis 1,6% nehmen die Nadelwälder im mittleren Brutrevier in den einzelnen Zeitschnitten deutlich weniger Flächen ein als in den Vergleichsflächen des RBL, die durchschnittlich Flächenanteile von über 6,5% aufweisen (vgl. Tab. 18). Das Rebhuhn meidet also diese Biotop- und Landnutzungsklasse, so dass die Hyp. 11 anzunehmen ist. Dagegen musste die Hyp. 10 aufgrund der ermittelten empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P \geq 0,05$  auf dem 5%-Niveau für 1963 - 1965 und 1978 - 1980 zunächst abgelehnt werden. Aus der Abbildung 41 wird ersichtlich, dass die prozentualen Flächenanteile des Laubwaldes im mittleren Brutrevier zwischen 5% und 9% variieren, sich aber innerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen befinden. Für den Zeitraum 1993 - 1995 konnte jedoch die Hyp. 10 für die entsprechende Biotop- und Nutzungsklasse mit  $P = 0,000$  bestätigt werden (vgl. Tab. 18). In Anbetracht der statistisch signifikanten Testergebnisse und dem durchschnittlich geringen Flächenanteil der Laubwälder innerhalb der untersuchten Brutreviere ist davon auszugehen, dass die Art bei seiner Habitatwahl im RBL zur Brutzeit nicht nur Nadelwaldgebiete meidet sondern für 1993 - 1995 auch Flächen mit hohen Laubwaldanteilen (vgl. Abb. 41).

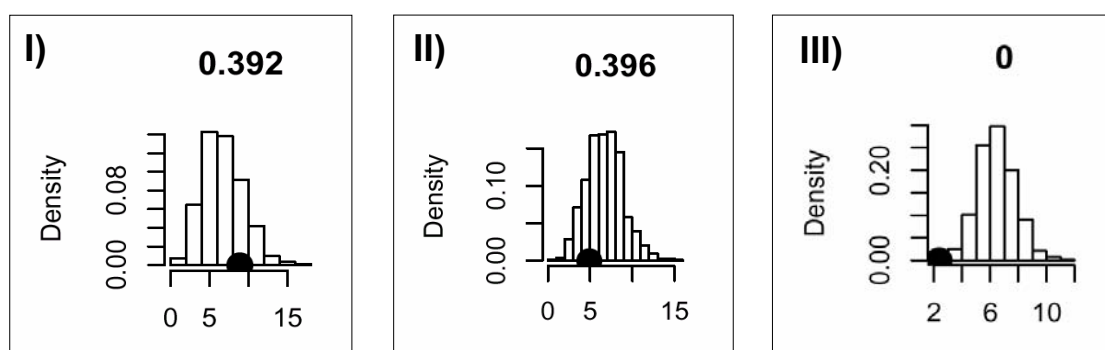


Abb.41: Histogramm-Plots für – *Percent of Landscape* Laubwald - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 – 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Im Rahmen des statistischen Testverfahrens wurden keine signifikanten Befunde hinsichtlich einer bevorzugten Besiedlung vor allem kleinparzellierter Flächen durch das Rebhuhn im RBL erzielt. Bei ermittelten empirischen Irrtumswahrscheinlichkeiten von  $P \geq 0,05$  ist die Hyp. 12 zu verwerfen (vgl. Tab. 18). Dagegen zeichnen sich die mittleren Brutreviere des Rebhuhns gegenüber den durchschnittlichen Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet durch eine höhere Anzahl von Landschaftselementen unterschiedlicher Biotop- und Landnutzungsklassen aus. Obwohl sich die mittleren *PR*-Werte dabei nur geringfügig unterscheiden, ergaben errechnete P-Werte im Bereich von 0,01 bis 0,05 für die betrachteten Zeiträume einen auf dem 5%-Niveau signifikanten Unterschied zwischen den untersuchten Brutrevieren und Vergleichsflächen. Die festgestellte Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns gegenüber der Ausprägung des Strukturparameters führt zur Annahme der Hypothese 13 (vgl. Tab. 18). Schließlich umfasst die Anzahl von unterschiedlichen Einzelflächentypen im mittleren Brutrevier 3 Klassen und liegt damit nahe der oberen Grenze des entsprechenden Wertintervalls der mittleren Vergleichsflächen (vgl. Abb. 42).

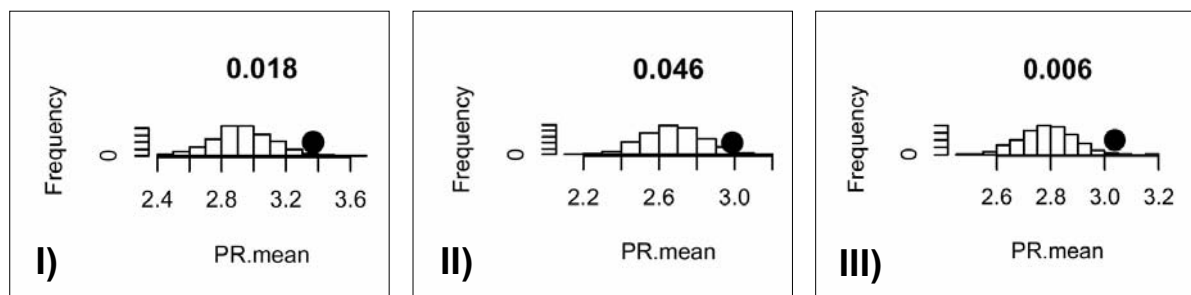


Abb. 42: Histogramm-Plots für – *Patch Richness* auf Landschaftsebene - der 999 mittleren Vergleichsflächen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns für I) 1963 - 1965, II) 1978 - 1980, III) 1993 - 1995 (inkl. P-Wert-Angabe und Br-Mw-Kennzeichnung)

Während das Rebhuhn mit  $P = 0,026$  eine hohe Variabilität der Patchgrößen im Zeitraum 1993 - 1995 bevorzugt (Hyp. 14), konnten für die anderen beiden Zeitschnitte aber auch bezüglich der zu prüfenden Hypothese 15 mit P-Werten  $\geq 0,05$  keine signifikanten Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt werden (vgl. Tab. 18). Damit besteht mit Ausnahme der *PSCV* für 1993 - 1995 kein Einfluss der Strukturparameter *AWMSI* bzw. *PSCV* auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns im RBL. Entgegen der vermuteten Zusammenhänge in den Hypothesen 14 und 15 ist der hier zu prüfende Unterschied zufällig.

## 7 Diskussion

### 7.1 Landschaftsstrukturwandel und Bruthabitatwahl der Vogelarten

Um die Auswirkungen sich verändernder Landschaftsstrukturen auf das Artvorkommen bzw. deren Verbreitung im RBL herausstellen zu können, werden im folgenden die ermittelten Bruthabitatpräferenzen der untersuchten Vogelarten zeitlich miteinander verglichen und anhand der Ergebnisse zum Landschaftsstrukturwandel sowie deren Verbreitungsmuster im Raum diskutiert (vgl. Kap. 6).

#### 7.1.1 Interpretation der Ergebnisse zum Artvorkommen im Untersuchungsraum

Die Testergebnisse des Resampling-Verfahrens zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl der Arten zeigen für die drei Zeitschnitte auf dem 5%-Niveau zahlreiche Unterschiede zwischen den untersuchten Brutrevieren und den zufällig gewählten Landschaftsausschnitten bezüglich der Ausprägung ausgewählter Strukturparameter auf (vgl. Tab. 16 bis 18). Während vor allem für die artspezifischen Hypothesen des Flussregenpfeifers und Kiebitz eine ausgesprochen hohe Anzahl signifikanter Befunde erzielt wurden, haben sich insbesondere die ermittelten Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns im Untersuchungszeitraum verändert. Dabei beziehen sich die folgenden Ausführungen auf das Artvorkommen bzw. die Habitatwahl der einzelnen Vogelarten zur Brutzeit in Abhängigkeit von Biotop- und Landnutzungsstrukturen und deren Veränderungen im RBL.

#### **Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers**

Entsprechend der ermittelten Habitatpräferenzen für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen kann vergleichsweise festgestellt werden, dass der Flussregenpfeifer (vgl. Tab. 16):

- sich bevorzugt in Gewässernähe ansiedelt, die sich vor allem durch eine hohe Dichte der Uferlandzonen von Fließgewässern bzw. einer hohen Uferlinienlänge sowie unregelmäßig geformten Uferlandstreifen von Stillgewässern auszeichnen,
- im RBL häufig auf anthropogen genutzten Sonderflächen vorzufinden ist,
- bei seiner Bruthabitatwahl im Untersuchungsraum nicht nur Nadelwaldgebiete meidet, sondern auch Landschaftselemente, die aufgrund ihrer Dominanz große zusammenhängende Flächen in der Landschaft einnehmen,
- im Brutrevier sowohl eine geringe Variabilität der Patchgrößen als auch eine hohe Formkomplexität der Landschaftselemente bevorzugt und
- nur im Zeitraum 1978 - 1980 Präferenzen gegenüber einer hohen Dichte von Einzelflächen vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen und Hecken bzw. von einzelnen Landschaftselementen aufweist.

Mit Ausnahme der *Patch Density* für den Zeitschnitt 1978 - 1980 haben sich die Habitatansprüche der Art hinsichtlich der betrachteten Strukturparameter in den drei Zeitschnitten nicht verändert.

Aufgrund einer ausgeprägten Bevorzugung nehmen die Fließ- und Stillgewässer (7% - 10%) bzw. anthropogen genutzten Sonderflächen (20% - 25%) in den untersuchten Brutrevieren durchschnittlich höhere Flächenanteile ein als in den zufällig gewählten Landschaftsausschnitten, die den geringen Anteil der Biotop- und Landnutzungsklassen im RBL von etwa 2% bzw. 2% bis 4% an der Gesamtfläche widerspiegeln (vgl. Tab. 16 und 13). Dies verdeutlichen auch die Verbreitungsschwerpunkte des Flussregenpfeifers im Untersuchungsgebiet, die sich hauptsächlich auf die Flussauen der Elbe, Mulde und Weißen Elster sowie auf die Braunkohlenbergbaugebiete und -folgelandschaften im Südraum von Leipzig beschränken (vgl. Abb. 22, Karte 1 – 3 im Anhang IV).

Neben den Gewässern im Brutgebiet ist außerdem die Dichte und Form der Uferlandzonen sowie die Uferlinienlänge für die Ansiedlung des Flussregenpfeifers bedeutsam. Betrachtet man die einzelnen *ED*-, *MSI*- und *TE*-Werte im mittleren Brutrevier für den Zeitraum der Untersuchungen, entspricht das im wesentlichen der Trendentwicklung einer Abnahme der Formkomplexität bzw. Einzelflächendichte der Landschaftselemente in der Region Westsachsen (vgl. Tab. 16, Abb. 18 und 15). Obwohl die Gewässerflächen im RBL einen prozentualen Anstieg zu verzeichnen haben (vgl. Tab. 13), werden die Fließ- und Stillgewässer in ihrer Natürlichkeit als Folge einer zunehmend anthropogenen Einflussnahme (Flussbegradigung, Anlage von Staugewässern u.a.) beeinträchtigt.

Hinsichtlich der Einzelflächendichte unterscheiden sich die Brutreviere nur 1978 - 1980 signifikant von der „durchschnittlichen“ Landschaft des RBL (vgl. Abb. 29). Dabei liegen für diesen Zeitraum hohe *LPI*-Werte sowie eine äußerst geringe Anzahl von Landschaftselementen pro 100 ha im Untersuchungsgebiet vor (vgl. Kap. 6.1, Abb. 16 und 15), so dass sich die Ausräumung und zunehmende Uniformierung der Landschaft um 1980 auch auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers ausgewirkt hat. Die Präferenzen der Art gegenüber einer hohen Dichte von Einzelflächen vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen und Hecken bzw. von einzelnen Landschaftselementen sind unter anderem auf den Verlust geeigneter Primärhabitats zurückzuführen, die sich in ihrer natürlichen Ausprägung auf vereinzelte Areale im RBL beschränken.

Schließlich stellen die Abbaugruben als territoriale Folgewirkung des Braunkohlenbergbaus Ersatzlebensräume dar, die dem Flussregenpfeifer vor allem im Südraum von Leipzig zunehmend zur Verfügung stehen und bei einem erhöhten Brutzeitvorkommen für 1993 – 1995 den Verbreitungsschwerpunkt der Art im Untersuchungsgebiet ausmachen (vgl. Abb. 22). Diese scheinbar optimalen Brutersatzhabitats sind jedoch durch allmählich aufkommenden Pflanzenbewuchs bzw. vor allem aufgrund bergbaubedingter Folgenutzungen nicht von Dauer und führen zu Habitatverlusten. Entsprechend den zur Verfügung stehenden Ausweichflächen können lebensraumbedingte Bestandschwankungen auftreten, die letztendlich von der Anpassungsfähigkeit der Art abhängig sind.

In den Karten 13 bis 15 (Anhang IV) sind dabei ausgewählte Landschaftsausschnitte zum Vorkommen des Flussregenpfeifers zur Brutzeit für die einzelnen Zeiträume veranschaulicht dargestellt.

### Bruthabitatwahl des Kiebitz

Im Vergleich der ermittelten Bruthabitatpräferenzen des Kiebitz für die betrachteten Zeiträume zeigt sich im RBL, dass die Art (vgl. Tab. 17):

- sich vorwiegend auf Grünland ansiedelt und Waldgebiete meidet,
- bei seiner Bruthabitatwahl im Untersuchungsraum Landschaftselemente bevorzugt, die aufgrund ihrer Dominanz große zusammenhängende Flächen in der Landschaft einnehmen und eine geringe Einzelflächendichte bzw. eine zunehmende Gleichförmigkeit der Flächen aufweisen,
- nur im Zeitraum 1963 - 1965 in Gebieten mit Grünflächen vor allem komplexe Patchformen besiedelt, aber auch häufig auf anthropogen genutzten Sonderflächen sowie offenen Flächen und Heiden vorzufinden ist,
- im Zeitraum 1963 - 1965 zunächst Ackerflächen meidet, sich jedoch in den anderen beiden Zeitschnitten bevorzugt darauf ansiedelt,
- bei der Besiedlung von Ackerland anfangs eher gleichförmige Flächen, in den Zeiträumen 1978 - 1980 und 1993 - 1995 dann aber zunehmend unregelmäßige Patchformen der Nutzungsklasse berücksichtigt,
- in Gebieten mit Ackerflächen im Zeitraum 1963 - 1965 sowie 1978 - 1980 außerdem eine geringe Randliniendichte bevorzugt und
- nur im Zeitraum 1993 - 1995 eine Präferenz gegenüber großen Entfernungen vorhandener Gehölze, Einzelbäume, Baumreihen und Hecken untereinander im Brutgebiet aufweist.

Im Gegensatz zum Flussregenpfeifer haben sich die Bruthabitatansprüche der Art in den einzelnen Zeiträumen der Untersuchungen entscheidend gewandelt. So brütet der Kiebitz nicht mehr allein auf Grünflächen, sondern zunehmend auf Ackerland. Eine bevorzugte Besiedlung anthropogen genutzter Sonderflächen sowie offener Flächen und Heiden im Untersuchungsgebiet konnte dabei nur für den Zeitraum 1963 – 1965 bestätigt werden. Hinsichtlich der Flächenanteile dieser Biotop- und Landnutzungsklassen zeigen sich auch hier deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Brutrevieren des Kiebitz und den zufällig gewählten Landschaftsausschnitten im RBL (vgl. Tab. 17).

Aufgrund einer Vorliebe des Kiebitz für weiträumige Flächen scheinen die landschaftsstrukturellen Entwicklungstendenzen im Untersuchungsraum die Ansiedlung des Kiebitz zu begünstigen. So nehmen nach 1965 nicht nur die mittleren Flächengrößen der Landschaftselemente in der Agrarlandschaft zu (vgl. Kap. 6.1), sondern auch vereinzelt, flächenhaft dominierende Nutzungsklassen. Hierbei steigt der zunächst niedrige *LPI*-Wert der Ackerflächen in der durch Flurbereinigung veränderten Landschaft des RBL deutlich an, wohingegen der großflächige Anteil offener Flächen und Heiden abfällt und es diesbezüglich zu einer Verschiebung der Habitatpräferenz kommt (vgl. Abb. 16 und 17 sowie Tab. 17). Als Folge agrarstruktureller Maßnahmen hat sich auch die Formkomplexität der Landschaftselemente im Untersuchungsgebiet verändert, wobei die Diversitäts- und Verteilungsmaße eine relativ ausgeglichene Verteilung der Patchtypen innerhalb der Landschaft des

RBL erkennen lassen (vgl. Abb. 18 und 20). Entsprechend der Berücksichtigung zunehmend gleichförmiger Flächen sollten sich diese Teilaspekte positiv auf die Brutzeitvorkommen des Kiebitz auswirken. Die Veränderungen der Landnutzungsstrukturen basieren jedoch auf flächendeckende Intensivierungsmaßnahmen und damit auf veränderte Bewirtschaftungsweisen in der Agrarlandschaft, so dass geeignete Habitate zur Brutzeit entscheidend beeinträchtigt werden. In diesem Zusammenhang besiedelt der Kiebitz in Gebieten mit Ackerland zunehmend unregelmäßige Patchformen, wobei die Art für 1963 – 1965 und 1978 – 1980 eine Präferenz gegenüber geringen Randliniendichten aufweist und sich verstärkt in zentralen Bereichen von Ackerflächen ansiedelt (vgl. Tab 17 und Abb. 33).

Während der Kiebitz ein hohe Dichte von einzelnen Landschaftselementen im Brutrevier meidet, bewirken landschaftsgliedernde Elemente im RBL (z.B. das Verkehrsnetz) gegenwärtig eine Zunahme der Fragmentierung einzelner Biotop- und Landnutzungsklassen (vgl. Tab. 13 und Abb. 19) und beeinflussen aufgrund artspezifischer Habitatbindungen die Verbreitung des Kiebitz im Untersuchungsraum. Als Bruthabitate werden schließlich ausgedehnte offene Flächen bevorzugt, so dass sich das Artvorkommen zur Brutzeit weiträumig über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt, reine Waldgebiete aber unbesiedelt bleiben (vgl. Abb. 23, Karte 4 – 6 im Anhang IV). Das Brutzeitvorkommen konzentriert sich 1963 – 1965 zunächst auf Gebiete in Gewässernähe und dabei vor allem auf die Flusslandschaften der Elbe, Mulde und Weißen Elster. Für die beiden anderen Zeitschnitte liegen die Verbreitungsschwerpunkte inmitten von Grün- und Ackerland geprägten Landschaften, wobei ausgewählte Landschaftsausschnitte dies in den Karten 13 bis 15 (Anhang IV) verdeutlichen.

### **Bruthabitatwahl des Rebhuhns**

Ausgehend von den ermittelten Habitatpräferenzen des Rebhuhns für die einzelnen Zeitschnitte kann vergleichsweise festgestellt werden, dass die Art (vgl. Tab. 18):

- bei seiner Bruthabitatwahl im Untersuchungsraum eine hohe Anzahl von unterschiedlichen Einzelfächentypen bzw. Biotop- und Landnutzungsklassen bevorzugt, jedoch Nadelwaldgebiete meidet,
- nur im Zeitraum 1963 – 1965 in Gebieten mit Grünflächen vor allem komplexe Patchformen besiedelt und häufig auf offenen Flächen und Heiden vorkommt,
- in den Zeiträumen 1963 – 1965 und 1978 – 1980 oft auch auf anthropogen genutzten Sonderflächen anzutreffen ist,
- nur 1978 – 1980 vorwiegend weiträumige Grünflächen bei seiner Bruthabitatwahl berücksichtigt
- im Brutrevier zunächst große Ackerflächen meidet, sich aber in den Zeiträumen 1978 – 1980 sowie 1993 – 1995 bevorzugt darauf ansiedelt und
- nur im Zeitraum 1993 – 1995 in Gebieten mit Ackerflächen Präferenzen gegenüber zunehmend unregelmäßigen Patchformen sowie höheren Randstreifendichten der Nutzungsklasse aufweist, außerdem im RBL eine hohe Variabilität der Patchgrößen bevorzugt, jedoch Flächen mit hohen Laubwaldanteilen meidet

Die Ausprägung der Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns gegenüber strukturellen Parametern in der Landschaft des RBL ist für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen sehr differenziert.

In Anbetracht der Dominanz landwirtschaftlich genutzter Flächen im RBL siedelt sich das Rebhuhn vor allem auf Ackerland und im Zeitraum 1978 – 1980 auch bevorzugt auf weiträumigen Grünflächen an (vgl. Abb. 13 und Tab. 18). In den untersuchten Brutrevieren nehmen 1963 - 1965 die offenen Flächen und Heiden sowie anthropogen genutzten Sonderflächen zusätzlich für 1978 - 1980 mehr Fläche ein als bei einer zufälligen Habitatwahl zu erwarten wäre, wobei das Rebhuhn im Brutrevier eine hohe Anzahl unterschiedlicher Patchtypen präferiert (vgl. Tab. 18 und Abb. 42). Dies spiegelt sich auch in der räumlichen Verteilung der Art im RBL wider (vgl. Abb. 24, Karte 7 - 9 im Anhang IV). Die Karten 13 bis 15 (Anhang IV) veranschaulichen dabei das Brutzeitvorkommen des Rebhuhns anhand ausgewählter Landschaftsausschnitte für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen.

Hinsichtlich einer reichhaltigen Ausgestaltung der Bruthabitate mit Strukturelementen kann zunächst festgestellt werden, dass die Art im Zeitraum 1963 – 1965 nicht nur auf kleinparzellierten Ackerflächen vorzufinden ist, sondern auch in Gebieten mit Grünflächen vor allem Landschaftselemente mit hoher Formkomplexität besiedelt (vgl. Tab. 18). Aufgrund der landschaftsstrukturellen Entwicklungstendenzen im RBL, haben sich die Habitatansprüche des Rebhuhns diesbezüglich verändert. Als Folge flächendeckender Intensivierungsmaßnahmen der Landnutzungsstruktur erhöhte sich nach 1965 neben den Index-Werten der größten Einzelfläche insbesondere die mittlere Flächengröße der Patches, wohingegen sich die Dichte von einzelnen Landschaftselementen im Untersuchungsraum verringert hat (vgl. Abb. 16 und 17 sowie Abb. 15). So zeigt das Rebhuhn für 1993 – 1995 ausgeprägte Habitatpräferenzen gegenüber einer hohen Variabilität der Patchgrößen im RBL auf und bevorzugt in Gebieten mit Ackerflächen zunehmend unregelmäßige Patchformen sowie höhere Randstreifendichten der Nutzungsklasse (vgl. Tab. 18, Abb. 38 und 39).

Bei der Bruthabitatwahl des Rebhuhns gewinnen landschaftsgliedernde Elemente in der durch Flurbereinigung veränderten Landschaft zunehmend an Bedeutung. Es handelt sich hierbei um naturnahe Raumstrukturen (z.B. Hecken und Saumgesellschaften), die in der ausgeräumten Landschaft als verbleibende Biotopinseln äußerst selten vorzufinden sind. Entgegen der Bevorzugung heterogen strukturierter Gebiete im RBL meidet das Rebhuhn zur Brutzeit nicht nur Nadelwaldgebiete, sondern für 1993 – 1995 auch Flächen mit hohen Laubwaldanteilen (vgl. Tab. 18 und Abb. 41). Dabei haben diese raumstrukturprägenden Flächennutzungsklassen in der Region Westsachsen einen prozentualen Anstieg für den Zeitraum der Untersuchungen zu verzeichnen (vgl. Abb. 13).

Insgesamt betrachtet ist das Spektrum der vom Rebhuhn besiedelten Habitate in den betrachteten Zeiträumen sehr vielfältig. Die Entwicklung zeigt, dass vor allem abwechslungsreiche Feld- und Wiesenlandschaften infolge agrarstruktureller Maßnahmen in ihrer Eignung als Bruthabitat zunehmend beeinträchtigt wurden. Die Neuordnung der Feldflur und die Vergrößerung der Schläge haben vorhandene Standortunterschiede nivelliert und zu einer drastischen Strukturverarmung geführt, die durch vergleichbare Lebensräume nicht zu ersetzen sind.



### 7.1.2 Fazit zum Einfluss raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur

Die Veränderung von Landschaftsstrukturmerkmalen führt zur Störung ökologischer, raum-zeitlicher und strukturabhängiger Prozesse (TISCHENDORF 1995). Dazu zählt auch die Ausbreitung von Populationen im Raum, wobei nach MATTHÄUS (1992) Vögel in besonderem Maß auf strukturelle Veränderungen der Landschaft reagieren. So konnten im Rahmen der vorliegenden Arbeit bezüglich des Einflusses ausgewählter Strukturparameter auf die Bruthabitatwahl der untersuchten Vogelarten (vgl. Kap. 5.2.3) vielfältige Beziehungen bzw. Zusammenhänge zwischen dem Verbreitungsmuster der Arten und den Strukturen in der Landschaft sowie deren Dynamik festgestellt werden.

In Abhängigkeit von vorhandenen Biotop- und Landnutzungsstrukturen und deren Veränderungen haben die Arten ihr besiedeltes Areal im RBL verändert, was unter anderem auf sich wandelnde Habitatansprüche zurückzuführen ist (vgl. JEDICKE 1998). So brütet z.B. der Kiebitz nicht mehr allein auf Grünflächen, sondern zunehmend auf Ackerland. Schließlich besitzen die Vogelarten entsprechend dem Angebot an geeigneten Lebensräumen auch regional unterschiedlich ausgeprägte Habitatpräferenzen zur Brutzeit. Dabei siedelt sich z.B. der Flussregenpfeifer bevorzugt in Gewässernähe an, ist im RBL aber auch häufig auf anthropogen genutzten Sonderflächen vorzufinden.

Im Ergebnis der Untersuchungen, die aufgrund der fast flächendeckenden Verbreitung dieser Vögel im RBL entsprechend großräumig vorgenommen werden konnten, spiegelt sich die generelle Tendenz landschaftsstruktureller Veränderungen im Untersuchungsgebiet wider. Trotz einer zeitverzögerten Reaktion von Organismen auf Veränderungen in ihrer Umwelt (BUREL 1993) kann man davon ausgehen, dass der Trend grundlegender Umgestaltungsprozesse in der Landschaft nicht nur eine Abnahme der Artenvielfalt bewirkt (vgl. MÜHLENBERG & SLOWIK 1997), sondern als Folge sich wandelnder Habitatansprüche auch das Artvorkommen im Raum entscheidend beeinflusst.

Mit den dargelegtem Fakten wurde das Ausmaß landschaftsstruktureller Veränderungen auf die Verbreitung der Arten im RBL nur hinsichtlich der untersuchten Strukturparameter erfasst. Die Zahl der Indizes ist aber ausreichend, um den Einfluss von Landschaftsstrukturveränderungen auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im RBL zu formalisieren. Nicht zuletzt aufgrund der Komplexität der Landschaft sowie in Anbetracht des Aufwandes und des zeitlich begrenzten Rahmens der vorliegenden Arbeit war es notwendig sich auf ausgewählte Strukturparameter zu beschränken. Ein wichtiger Grundsatz bei Studien zur Erstellung von Habitatmodellen ist jedoch, das Artvorkommen über eine möglichst große Bandbreite vermuteter Standortvariablen zu untersuchen (KUHN & KLEYER 1999). Auch wird die Aussageschärfe dadurch begrenzt (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999), dass die Untersuchungen zur Verbreitung der Arten nur über ausgewählte Habitatstrukturen erfolgen, von denen die Vogelarten beeinflusst werden, nicht über alle am Ort des Vorkommens (Brutreviere) vorhandenen bzw. nicht über alle jeweils interessierenden biotischen und abiotischen Habitatfaktoren im Untersuchungsraum.

## 7.2 Diskussion des Materials und der Methoden

Unter Berücksichtigung möglicher Fehlerquellen und Einflussgrößen auf die Untersuchungsergebnisse beziehen sich die folgenden Ausführungen im wesentlichen auf die Qualität der Ausgangsdaten, deren räumliche und zeitliche Auflösung sowie auf die Problematik der Landschaftsstrukturmaße in Abhängigkeit von den verwendeten Datengrundlagen. Dabei wird auf einige elementare landschafts-ökologische Größen und Zusammenhänge eingegangen, die für die vorliegende Arbeit hinsichtlich der Auswirkungen auf die Ergebnisse und ihre Aussagefähigkeit bedeutsam sind.

### Qualität der Ausgangsdaten

Als flächendeckende Momentaufnahme des Landschaftszustandes liegen mit der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung von Sachsen 1992/1993 Bestandsdaten zur naturräumlichen Ausstattung (Biotoptypen) sowie zur realen Landnutzung vor (vgl. Kap. 5.1.1), die eine wesentliche Grundlage für die raum- und landschaftsbezogene Forschung und Planungspraxis darstellen (GLASER 1998). In Hinblick auf die Genauigkeit sind nach FRIETSCH (2001) der Interpretierbarkeit von CIR-Luftbildern Grenzen gesetzt, so dass die Erkennung vegetationskundlicher Einheiten oder anderer Qualitätsparameter von Biotoptypen nur eingeschränkt möglich ist (vgl. LFUG 1994, GLASER 1998). Dabei verweisen BASTIAN & SCHREIBER (1999) auf eine Fehlerquote von 3% bis 10% für die Gesamtfläche Sachsens. Aufgrund der thematischen Auflösung in 19 Biotop- und Landnutzungsklassen (vgl. Kap. 5.2.1) können die Unsicherheiten der Erkennung bzw. eindeutigen Zuordnung bestimmter Biotoptypen aus den CIR-Luftbildern in der vorliegenden Arbeit jedoch ignoriert werden.

Das avifaunistische Datenmaterial zur Verbreitung der Arten im RBL basiert auf der Brutvogelkartierung im Freistaat Sachsen 1993 – 1995, der Beobachtungskartei des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V. und publizierten Daten (vgl. Kap. 5.1.3), die zusammengetragen und nach einheitlichen Kriterien aufgearbeitet wurden. Hierbei verwertbare, das heißt weitgehend zuverlässige Angaben zum Artvorkommen für ein größeres Gebiet zu ermitteln, ist nach NICOLAI (1993) schwierig und in Abhängigkeit von der Vogelart, deren Erfassbarkeit und der angewendeten Methode grundsätzlich mit Fehlern verbunden. Schließlich spielt auch die Erfassungsintensität und –qualität eine große Rolle (vgl. STEFFENS et al. 1998a), wobei entsprechend des Erfassungsgrades ornithologischer Beobachtungen im RBL eine absolute Vollständigkeit des Datenmaterials kaum gegeben ist bzw. erreicht wird. Bei einer kritischen Betrachtungsweise der Angaben zum Artvorkommen dürfen allerdings einzelne Fehler nicht isoliert betrachtet und überbewertet werden, das gesamte Erscheinungsbild ist entscheidend.

Die Qualität der Ausgangsdaten wird nicht zuletzt durch visuelle Interpretationsfehler der Satellitenbilddaten und Ungenauigkeiten im Rahmen der digitalen Aufbereitung der Landschaftsdaten bzw. Vogeldaten für die einzelnen Zeitschnitte beeinflusst (vgl. Kap. 5.2.1 und 5.2.2).

### **Räumliche und Zeitliche Auflösung**

Mit einer räumlichen Auflösung von 10 x 10 m der Landschaftsdaten wurde eine Rasterzellengröße gewählt, die nicht nur der CIR-Kartierung 1992/1993 im Maßstab 1 : 10000 entspricht sondern auch eine geeignete Maßstabsebene für die Untersuchungen zur Bruthabitatwahl der Vogelarten in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Parametern darstellt (vgl. LUTZE et al. 1999).

Hinsichtlich der zeitlichen Auflösung bestehen geringfügige Differenzen zwischen den Landschaftsdatensätzen für 1965, 1984 sowie 1994 (vgl. Kap. 5.2.1) und den zeitlichen Ebenen der Untersuchungen 1963 – 1965, 1978 – 1980 sowie 1993 – 1995, für die ausreichend avifaunistisches Datenmaterial zur Verfügung stand (vgl. Kap. 5.2.2). Es handelt sich hierbei um Unterschiede von bis zu 4 Jahren, die aufgrund nur unwesentlicher Biotop- und Landnutzungsveränderungen innerhalb des Zeitraums im RBL zu vernachlässigen sind.

### **Landschaftsstrukturmaße in Abhängigkeit von den verwendeten Datengrundlagen**

Die Erfassung struktureller Landschaftscharakteristika mit LSM wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Ergebniswerte quantitativer Indizes der Landschaftsstruktur hängen dabei unter anderem von der Datenqualität, der räumlichen Auflösung und der Klassenanzahl ab. Hierbei sind die Ergebnisse von Einzeluntersuchungen zu Raumstrukturmaßen aufgrund fehlender Normierungsansätze zur Erfassung, Analyse und Auswertung von LSM untereinander nur bedingt vergleichbar (BLASCHKE 1999, LAUSCH 1999b).

Die spezifische Betrachtung der Rahmenbedingungen beinhaltet auch die Wahl des Datenformats, wobei zwischen Raster- und Vektordaten zu unterscheiden ist. Während die Grenzen zwischen den Biotop- und Flächennutzungsstrukturen vektoriell linien- oder flächenhaft scharf abgegrenzt werden, ergeben sich aus der gewählten Zellengröße sowie der Klassifikation der einzelnen Bildelemente (Pixel) zu einer Klasse bei der Verarbeitung im Rasterformat Fehleinschätzungen von Grenz- bzw. Linienlängen (LAUSCH 1999a, WALZ et al. 2001). Hierbei verändern sich z.B. die Kantenlängen der Fließgewässer in Abhängigkeit von der Rasterzellengröße. Trotz dessen wurden die Vektordaten der CIR-Kartierung von Sachsen 1992/1993 in Anbetracht der für vorliegenden Untersuchungen zu berechneten Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS in das Rasterformat (GRID) überführt. Dabei ist nach BLASCHKE (1999) durch das Aufrastern von Vektordaten zum Zweck der Auswertung kein Genauigkeitsverlust zu erwarten, so dass bei rasterbasierten Ansätzen bzw. einer Rasterdarstellung unterhalb der Erfassungsgenauigkeit von Vektordaten kein signifikanter Informationsverlust besteht.

Für die Berechnung von landschaftsstrukturellen Indizes müssen geeignete Bezugseinheiten zugrunde gelegt werden, wobei die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes bzw. die Auswahl der Raumeinheiten einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebniswerte ausüben, vor allem wenn an den Gebietsgrenzen einzelne Patches zerschnitten werden (WALZ et al. 2001). Dies betrifft in der

vorliegenden Arbeit insbesondere die einzelnen Brutreviere der untersuchten Arten und die Vergleichsflächen der Landschaft mit einer entsprechenden Flächengröße von 3,14 ha innerhalb des RBL. Die Gesamtzahl der Landschaftselemente liegt für solche Bezugseinheiten höher, als es in der Realität für den Landschaftsraum der Fall wäre. In Abhängigkeit von dem Verwendungszweck behalten die Indizes jedoch ihre Aussagekraft, wenn vergleichbare Flächengrößen der betreffenden Raumeinheiten miteinander verglichen werden (GUSTAFSON 1998).

Auch die thematische Auflösung bzw. die Anzahl der Biotop- und Landnutzungsklassen hat nach BLASCHKE (1999) einen entscheidenden Einfluss auf die deskriptiven Maße, die Formen, Gestalten und Muster eines Landschaftsausschnittes beschreiben. Landschaftsindizes sind aber effizient genug (vgl. WALZ 2001), um Maße für räumliche Muster großer Landschaftsräume aufzuzeigen und zu vergleichen bzw. zeitliche Veränderungen zu erkennen. Dabei musste eine spezifische Auswahl aus der Vielzahl von strukturellen Indizes getroffen werden, um aussagekräftige Werte zu erhalten bzw. in geeigneter Weise, die Auswirkungen sich verändernder Landschaftsstrukturen auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im RBL im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchen zu können.

### **7.3 Möglichkeiten, Grenzen und Anwendbarkeit in Forschung und Planungspraxis**

In Anbetracht sich verändernder Landschaften wird der Stellenwert einer fundierten Umweltbeobachtung zunehmend erkannt, wobei das Ziel einer zweckmäßigen und ressourcenschonenden Landschaftsnutzung nur erreichbar ist, wenn in größerem Umfang als bisher gesicherte Kenntnisse über die Landschaftsstruktur und ihre Prozesseigenschaften vorhanden sind. Da es jedoch ausgeschlossen ist, mit vertretbarem Aufwand das komplizierte Beziehungsgefüge von Ökosystemen und Landschaften zu analysieren, müssen aussagekräftige Indikatoren herangezogen werden, mit deren Hilfe das Gesamtsystem charakterisiert werden kann (BASTIAN & SCHREIBER 1999).

Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit gezeigt haben, bestehen vielfältige Beziehungen zwischen dem Verbreitungsmuster der untersuchten Vogelarten und den Strukturen in der Landschaft sowie deren raum-zeitliche Veränderungen. In diesem Zusammenhang ist es möglich, die Auswirkungen sich verändernder Landschaften auf das Überleben bestimmter Arten zu prognostizieren. Dabei können die gewonnenen Erkenntnisse aus den Untersuchungen in Planungs- und Entscheidungsprozesse integriert werden, um zu einer fachlich fundierten, aber vor allem zielführenden Argumentation bei Entscheidungen zu raumrelevanten Projekten zu gelangen. Darüber hinaus ist die Kenntnis solcher Zusammenhänge ein Grundvoraussetzung für einen wirksamen Naturschutz, wobei die Wirkung von Kompensations- und Ausgleichsmaßnahmen differenzierter beurteilt werden kann. Erkenntnisse über die vielfältigen Art-Habitat-Beziehungen finden aber auch im Rahmen von Gefährdungsanalysen Berücksichtigung (vgl. HENLE et al. 1999).

Allerdings beschränken sich die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit auf das Brutzeitvorkommen ausgewählter Arten (vgl. Kap. 4.2.3) in Abhängigkeit von relevanten Landschaftsstrukturparametern im Regierungsbezirk Leipzig. Um dabei die Auswirkungen sich verändernder Raumstrukturen auf das Artvorkommen betrachten zu können, lagen den Untersuchungen mit 1963 - 1965, 1978 - 1980 und 1993 - 1995 drei Zeitabschnitte zugrunde. So beziehen sich die Aussagen auf die Habitatpräferenzen der untersuchten Vogelarten innerhalb des raum-zeitlich begrenzten Rahmens der vorliegenden Arbeit, wobei nicht beliebig viele Indizes mit vertretbarem Aufwand in die Habitatmodelle eingehen konnten. Für allgemeingültige Aussagen sind jedoch weitergehende Studien erforderlich.

Zudem ist es grundsätzlich nicht zulässig, aus vorhandenen Landschaftsstrukturen im RBL auf das tatsächliche Vorkommen der Arten zu schließen, da die Struktur selten der einzige für die Besiedlung relevante Parameter ist, auch wenn strukturelle Komponenten oftmals den Überlebensengpass darstellen (vgl. RIECKEN 1992). Schließlich sind die erzielten Ergebnisse nicht zuletzt aufgrund der zu berücksichtigenden Rahmenbedingungen bezüglich der verwendeten LSM nur bedingt mit anderen Studien zur Thematik vergleichbar (vgl. BLASCHKE 1999, WALZ 2001 u.a.).

Der Anwendungsbereich landschaftsökologischer Analysen und Bewertungsverfahren ist vielfältig. So finden die Untersuchungsansätze der vorliegenden Arbeit vor allem Verwendung im Arten- und Biotopschutz, aber auch in anderen Untersuchungs- und Planungsansätzen wie der auf verschiedenen territorialen Ebenen bzw. in differenzierten Maßstabsbereichen agierenden Landschaftsplanung einschließlich verwandter Instrumente (z.B. Umweltverträglichkeitsprüfung).

Des Weiteren stellen die aussagekräftigen Untersuchungsergebnisse eine wesentliche Datengrundlage für weiterführenden Populationsmodelle dar. Hierbei werden nicht nur räumliche und zeitliche Auswirkungen von Veränderungen in der Komposition und Konfiguration einer Landschaft auf die Population von Fauna und Flora untersucht, sondern auch innerartliche Beziehungen berücksichtigt, wobei die Ausprägung der betrachteten Habitatfaktoren je nach ihrer Bedeutung für die Arten gewichtet werden (vgl. SCHUMAKER 1998).

Hinsichtlich der Bruthabitatwahl von Vogelarten in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Parametern und deren Veränderungen besteht allerdings noch weiterhin Untersuchungsbedarf, vor allem in anderen Maßstabsbereichen, für weitere Arten sowie Habitatfaktoren und vergleichsweise anderen Landschaftsräumen, um allgemeingültigen Aussagen treffen zu können.

## 8 Zusammenfassung

Landschaften sind keine statischen Gebilde, sondern verändern sich.

Während landschaftsstrukturelle Veränderungen unmittelbar wahrnehmbar sind, entzieht sich deren Einfluss auf ökologische, raum-zeitliche und strukturabhängige Prozesse in der Landschaft der direkten Wahrnehmung (TISCHENDORF 1995). So kommt nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) einer komplexen, ökologischen und vor allem dynamischen Betrachtungsweise, die die in der Umwelt bzw. der Landschaft wirkenden Gesamtzusammenhänge berücksichtigt, in der landschaftsökologischen Forschung ein immer höherer Stellenwert zu.

Im Rahmen der Analyse raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur bezieht sich die vorliegende Arbeit auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig. Ziel der Untersuchungen war es dabei, mit Methoden der Geoinformation und Statistik die Artverbreitungsmuster im RBL in Abhängigkeit von vorhandenen Biotop- und Flächennutzungsstrukturen sowie deren raum-zeitliche Dynamik zu analysieren.

Um in geeigneter Weise die Auswirkungen sich verändernder Landschaftsstrukturen auf das Brutzeitvorkommen der Arten im RBL untersuchen zu können, wurden neben den Art-Habitat-Beziehungen und dem Landschaftsstrukturwandel auch die Artverbreitungsmuster analysiert. Der Bearbeitung lagen Daten für die Zeitschnitte 1963 - 1965, 1978 - 1980 sowie 1993 - 1995 zugrunde, wobei es sich um das Brutzeitvorkommen des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns handelt. Zur konkreten Erfassung der Landschaftsstruktur erwiesen sich die Ansätze von FORMAN & GODRON (1986) sowie TURNER & GARDNER (1991) zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen als zielführend. Hierbei lag der Schwerpunkt auf landschaftsstrukturelle Indizes, die nicht nur sensibel genug waren, regional bedeutsame Landschaftsveränderungen abzubilden, sondern auch als sogenannte Schlüsselfaktoren für die Habitateignung der zu untersuchenden Arten von Interesse sind (vgl. KUHN & KLEYER 1999, SYRBE 1999).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass sich auf Grundlage der Landschaftsdaten für 1965, 1984 und 1994 und der Verbreitung des Flussregenpfeifers, Kiebitz und Rebhuhns im RBL wesentliche Zusammenhänge zwischen den landschaftsstrukturellen Parametern und der Bruthabitatwahl der Vogelarten ableiten lassen. Ausgehend von den Art-Habitat-Beziehungen für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen wurden die ermittelten Bruthabitatpräferenzen miteinander verglichen, um den Einfluss raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstrukturen auf das Artvorkommen festzustellen. Aufgrund unterschiedlich ausgeprägter Habitatpräferenzen bzw. sich wandelnder Habitatansprüche konnten letztendlich vielfältige Beziehungen zwischen dem

Verbreitungsmuster der Arten und den raumstrukturellen Entwicklungstendenzen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Hierbei kam es für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen nicht nur auf das Vorhandensein von unterschiedlichen Patchtypen und deren Flächenteile an, sondern vor allem auf die strukturelle Ausprägung der einzelnen Landschaftselemente (z.B. Form, Größe u.a.) im Regierungsbezirk Leipzig.

Schließlich erfordert die Analyse von Raumstrukturen und deren Dynamik sowie die Interpretation ihrer Auswirkungen - der komplexen Fragestellung entsprechend - ein breitgefächertes System unterschiedlicher Parameter mit hohem indikatorischem Aussagewert (vgl. BASTIAN & RÖDER 1999). Vor diesem Hintergrund wird die Einführung von Informationssystemen immer wichtiger. Dabei sind Geographische Informationssysteme in der Lage (vgl. WALZ 2001), aus vorhandenen räumlichen Basisdaten durch Anwendung verschiedenster Modellansätze neue Rauminformationen zu generieren. Damit wird es möglich, von der statischen zu einer dynamischen Betrachtung der Landschaft überzugehen. Diesbezüglich besteht allerdings noch ein erheblicher Forschungsbedarf.

## 9 Literaturverzeichnis

- ALDMAIER, A. & KANY, C. (2002): CORONA-Satellitenbilder als Grundlage zur Erstellung Digitaler Höhenmodelle (DHM).- Photogrammetrie-Fernerkundung-Geoinformation 3: 193-204.
- ALDMAIER, A., KANY, C., SCHMIDT, M., MENZ, G. (2002): Generierung eines Digitalen Höhenmodells (DHM) aus CORONA-Satellitenbildern.- In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Fernerkundung und GIS: Neue Sensoren – innovative Methoden.- Heidelberg: 199-206.
- ATAURI, J.A. & LUCIO, J.V. de (2001): The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes.- Landscape Ecology 16: 147-159.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E., NIPPER, J. (1990): Statistische Methoden in der Geographie. Band 1: Univariate und bivariate Statistik.- Stuttgart, 233 S.
- BAIRLEIN, F. (1996): Ökologie der Vögel. Physiologische Ökologie - Populationsbiologie - Vogelmgemeinschaften - Naturschutz.- Stuttgart, 149 S.
- BARTHEL, P.H. & MAY, H. (1996): Vogel des Jahres. Flugkünstler vor dem Absturz.- Naturschutz heute 28 (1): 8-10.
- BASTIAN, O. (1986): Bioindikation zum Landschaftswandel – ein Beispiel aus dem Moritzburger Kleinkuppengebiet.- Hercynia 23 (1): 15-45.
- BASTIAN, O. (2001): Landschaftsökologie – auf dem Wege zu einer einheitlichen Wissenschaftsdisziplin? Eine Aufforderung, die disziplinären Grenzen zu überschreiten.- Naturschutz und Landschaftsplanung 33 (2/3): 41-51.
- BASTIAN, O. & RÖDER, M. (1999): Analyse und Bewertung anthropogen bedingter Landschaftsveränderungen anhand von zwei Beispielsgebieten des sächsischen Hügellandes.- In: HAASE, G. (Hrsg.): Beiträge zur Landschaftsanalyse und Landschaftsdiagnose.- Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 59 (1), Stuttgart, Leipzig: 75-149.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.)(1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.- Heidelberg, Berlin, 564 S.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung.- Wiesbaden, 715 S.
- BERKNER, A. (1989): Braunkohlenbergbau, Landschaftsdynamik und territoriale Folgewirkungen in der DDR.- Petermanns Geographische Mitteilungen 3: 173-190.
- BERKNER, A. (2001): Von der Tagebau- zur Seenlandschaft. Wasserwirtschaftliche Sanierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier.- Geographische Rundschau 53 (9): 11-18.
- BERNHARDT, A., HAASE, G., MANNSFELD, K., RICHTER, H., SCHMIDT, R. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke.- Sächsische Heimatblätter 32: 145-228.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft.- Stuttgart, 350 S.
- BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes – Nichtsingvögel.- Wiesbaden, 792 S.



- BEZZEL, E. (1991): Steht das Rebhuhn noch auf der Tagesordnung ?.- *Naturschutz heute* 23 (1): 6-11.
- BEZZEL, E. & PRINZINGER, R. (1990): *Ornithologie*.- Stuttgart, 552 S.
- BILL, R. (1996): *Grundlagen der Geoinformationssysteme. Band 2: Analysen, Anwendungen und neue Entwicklungen*.- Heidelberg, 463 S.
- BILL, R. & FRITSCH, D. (1994): *Grundlagen der Geoinformationssysteme. Band 1: Hardware, Software und Daten*.- Heidelberg, 415 S.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung.- *Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes* 12, Düsseldorf, 225 S.
- BLASCHKE, T. (1997): *Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen*.- *Forschungen zur deutschen Landschaftskunde* 243, Trier, 320 S.
- BLASCHKE, T. (1999): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme.- In: WALZ, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung*.- *IÖR-Schriften* 29, Dresden: 9-25.
- BLASCHKE, T. (2000): *Landscape metrics. Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung*.- *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 39: 267-299.
- BOMHARD, B. (2002): *GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig*.- Unveröff. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Georg-August-Universität Göttingen, 153 S.
- BOOTS, B.N. & GETIS, A. (1988): *Point Pattern Analysis*.- SAGE Publications, California, 92 S.
- BOSCH, S. (2000): Geflügelte Zugpferde. Die Aktion Vogel des Jahres wird 30 Jahre alt.- *Naturschutz heute* 32 (1): 10-13.
- BRÄSECKE, R. (1999): Problemvogel Rebhuhn.- *Jahrbuch Wesel* 1999 (20): 147-154.
- BRÄSECKE, R. (2002): Ausgeräumte Landschaft nimmt dem Rebhuhn das Lebensumfeld. Früher „Massenvogel“ – heute bedrohte Art in der Roten Liste.- *LÖBF-Mitteilungen* 1/02: 16-23.
- BREITFELD, K., GANS, P., GRUNDMANN, L., HARTUNG, A., HERFERT, G., MÜLLER, E., OPP, C., SCHMIDT, W., TAEGER, G., WOLLKOPF, M. (1992): *Das vereinte Deutschland. Eine kleine Geographie*.- Leipzig, 88 S.
- BUREL, F. (1993): Time lags between spatial pattern changes and species distribution changes in dynamic landscapes.- *Landscape and Urban Planning* 24: 161-166.
- DATHE, H. (1950): Der Flussregenpfeifer – ein Schmuck öden Geländes der Heimat.- *Urania* 13: 236-239.
- DATHE, H. (1953): *Der Flussregenpfeifer*.- Die neue Brehm-Bücherei 93, Leipzig, 38 S.
- DORSCH, H. & DORSCH, I. (1979): Die Vogelwelt natürlich bewachsener Braunkohlentagebaue.- *Beiträge zur Vogelkunde* 25 (5): 257-329.

- DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn – *Perdix perdix*.- Die neue Brehm-Bücherei 447, Wittenberg, 144 S.
- EBDON, D. (1996): Statistics in Geography.- Oxford, New York, 176 S.
- ECKSTEIN, P.P. (1995): Repetitorium Statistik.- Wiesbaden, 349 S.
- FARINA, A. (1997): Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem.- Landscape Ecology 12: 365-378.
- FISCHER, M.M., LEITNER, M., STAUFER-STEINNOCHER, P. (2001): Spatial point pattern analysis: Some useful tools for analysing locational data.- In: INSTITUTE FOR GEOGRAPHY AND REGIONAL RESEARCH (eds.): Geographischer Jahresbericht aus Österreich.- Vienna: 49-65.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung.- Eching, 879 S.
- FLADE, M. (1995): Aufbereitung und Bewertung vogelkundlicher Daten für die Landschaftsplanung unter besonderer Berücksichtigung des Leitartenmodells.- In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Biologische Daten für die Planung. Auswertung, Aufbereitung und Flächenbewertung.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 43, Bonn: 107-146.
- FORMAN, R.T.T. (1995): Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions.- Cambridge, 632 S.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986): Landscape Ecology.- New York, 619 S.
- FRIETSCH, G. (1999): Ergebnisse der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus CIR-Luftbildern und ihre Nutzungsmöglichkeiten.- Naturschutzarbeit in Sachsen 41: 19-24.
- FRIETSCH, G. (2001): Die Color-Infrarot-(CIR-)Luftbildbefliegung im Freistaat Sachsen.- Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2001, Dresden: 8-10.
- GLÄNZER, U. & BUCHMANN, H. (1987): Rebhuhn – *Perdix perdix*.- In: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1.2: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme.- Stuttgart: 955-964.
- GLASER, F.F. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Interpretation vegetationsbedeckter, insbesondere naturschutzrelevanter Biotoptypen aus Colorinfrarot-Luftbildern.- In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Ergebnisse der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in der Naturschutzpraxis.- Dresden: 12-18.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., BAUER, K.M., BEZZEL, E. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6: Galliformes und Gruiformes.- Wiesbaden, 700 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., BAUER, K.M., BEZZEL, E. (1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Charadriiformes (1. Teil).- Wiesbaden, 840 S.
- GRÖBLER, K. (1996): Notizen über Vorkommen und Lebensweise des Kiebitz in der Umgebung von Leipzig.- Mitteilungen des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V. (3), Leipzig: 60-87.
- GÜBEFELDT, J. (1999): Regionalanalyse. Methodenhandbuch und Programmsystem GraphGeo (WIN).- Buch inkl. CD-ROM, München, 525 S.
- GÜBEFELDT, J. (2001): GraphGeo. Version 4.8.- Göttingen, 48 S.

- GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art? - *Ecosystems* 1: 143-156.
- HAEFNER, H. (1999): Fernerkundung als Instrument der Landschaftsökologie.- In: SCHNEIDER-SLIWA, R., SCHAUB, D., GEROLD, G. (Hrsg.): *Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden.*- Berlin, Heidelberg: 201-215.
- HANSSON, L., FAHRIG, L., MERRIAM, G. (eds.)(1995): *Mosaic Landscapes and Ecological Processes.*- London, 355 S.
- HENLE, K., POSCHLOD, P., BAHL, A. (1999): Gefährdungsanalysen auf populationsbiologischer Grundlage: Einführung in Konzepte und Begriffe.- In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P., SETTELE, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren.*- Stuttgart: 46-52.
- HERZOG, F., LAUSCH, A., MÜLLER, E., THULKE, H.-H. (1999): Das Monitoring von Landschaftsveränderungen mit Landschaftsstrukturmaßen. Fallstudie Espenhain.- In: WALZ, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung.*- IÖR-Schriften 29, Dresden: 93-106.
- HILDEBRANDT, G. (1996): *Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie.*- Heidelberg, 676 S.
- HÖLZINGER, J. (1987): Flussregenpfeifer – *Charadrius dubius*.- In: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1.2: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme.*- Stuttgart: 983-993.
- HORSTKÖTTER, J. (in Bearb.): *Untersuchungen zur Landschaftsstruktur des Regierungsbezirks Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation.*- Unveröff. Diplomarbeit, Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- JEDICKE, E. (1994): *Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie.*- Stuttgart, 287 S.
- JEDICKE (1998): *Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutz-Definition.*- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (8/9): 229-236.
- JENTSCH, A. (2002): *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen.*- Unveröff. Diplomarbeit, Fachbereich Landbau/Landespflege, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), 94 S.
- JENTSCH, A. & LAUSCH, A. (2001): *Brutvogelkartierung im Regierungsbezirk Leipzig im Zeitraum 1993-1995.*- Unveröff. Manuskript inkl. CD-ROM, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, 68 S.
- KALCHREUTER, H. (1991): *Rebhuhn aktuell. Ein Überblick über neue Erkenntnisse.*- Mainz, 93 S.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz.*- Stuttgart, 519 S.
- KAULFUß, W. & KRAMER, M. (2000): *Naturlandschaften und Nutzungspotentiale Sachsens.*- In: KOWALKE, H. (Hrsg.): *Sachsen.- Perthes Länderprofile, Gotha: 49-88.*

- KIENAST, F., FRANK, C., LEU, R. (1991): Analyse raum-zeitlicher Daten mit einem Geographischen Informationssystem.- Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 328, 36 S.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, G., SCHRÖDER, B. (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung.- Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 177-194.
- KOOIKER, G. & BUCKOW, C.V. (1997): Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land.- Sammlung Vogelkunde, Wiesbaden, 144 S.
- KOPSCH, H. (1977): Der Kiebitz.- Rundblick 24 (2): 164-165.
- KRETZSCHMAR, R. (1993): Brutvogelkartierung 1993-1995 in Sachsen.- Naturschutzarbeit in Sachsen 35: 5-6.
- KUHN, W. & KLEYER, M. (1999): Landschaftsanalyse.- In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P., SETTELE, J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren.- Stuttgart: 53-66.
- LAUSCH, A. (1999a): Möglichkeiten und Grenzen der Einbeziehung von Fernerkundungsdaten zur Analyse von Indikatoren der Landschaftsstruktur – Beispielregion Südraum Leipzig.- In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis.- Stuttgart, Leipzig: 162-179.
- LAUSCH, A. (1999b): Raumstrukturmaße in der Tagebaufolgelandschaft „Südraum Leipzig“. Landschaftsmonitoring und Bewertungsansätze.- In: WALZ, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung.- IÖR-Schriften 29, Dresden: 77-91.
- LAUSCH, A. (2000): Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation.- UFZ Bericht 12/2000, Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 185 S.
- LAUSCH, A. & THULKE, H.-H. (2001): The analysis of spatio-temporal dynamics of landscape structures.- In: KRÖNERT, R., STEINHARDT, U., VOLK, M. (eds.): Landscape Balance and Landscape Assessment.- Berlin, Heidelberg: 113-136.
- LENTNER, R. & LANDMANN, A. (1994): Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: räumliche und saisonale Muster.- Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck 12, 130 S.
- LEVINE, N. (2002): CrimeStat II. Version 2.0.- Ned Levine & Associates, Houston, TX and the National Institute of Justice, Washington, DC, 471 S.
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)(1994): Biototypen- und Landnutzungskartierung aus Colorinfrarot-Luftbildern. Beschreibung der Kartiereinheiten und Luftbildinterpretationsschlüssel Freistaat Sachsen.- Dresden, 178 S.
- LFUG (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)(2000): Color-Infrarot-(CIR)-Biototypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen.- CD-ROM, Dresden.
- LI, H. & REYNOLDS, J.F. (1993): A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes.- Landscape Ecology 8 (3): 155-162.

- LÖFFLER, E. (1994): Geographie und Fernerkundung.- Stuttgart, 251 S.
- LORUP, E.J. & LEITNER, M. (2000): UNIGIS MAS. Modul 6: Geostatistik.- Institut für Geographie und Angewandte Geoinformatik, Universität Salzburg, 172 S.
- LUNNEBORG, C.E. (2000): Data Analysis by Resampling: Concepts and Applications.- Pacific Grove, 568 S.
- LUTZE, G., WIELAND, R., SCHULTZ, A. (1999): Habitatmodelle für Tiere und Pflanzen – Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung.- In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung.- Heidelberg: 223-236.
- MANNSELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.)(1995): Naturräume in Sachsen.- Forschungen zur deutschen Landeskunde 238, Trier, 228 S.
- MATTHÄUS, G. (1992): Vögel. Hinweise zur Erfassung und Bewertung im Rahmen landschaftsökologischer Planungen.- In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen.- Ökologie in Forschung und Anwendung 5, Weikersheim: 27-38.
- MCDONALD, R.A. (1995): CORONA.- Photogrammetric engineering and remote sensing 61: 689-720.
- MCGARIGAL, K. (2002): Landscape pattern metrics.- In: EL-SHAARAWI, A.H. & PIEGORSCH, W.W. (eds.): Encyclopedia of Environmentrics. Volume 2.- Sussex: 1135-1142.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & STAFFORD, S. (2000): Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research.- New York, 283 S.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1994): FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0.- Oregon State University, Corvallis, 67 S.
- MCGARIGAL, K. & MCCOMB, W.C. (1995): Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range.- Ecological Monographs 65 (3): 235-260.
- MENZ, G. (1998): Landschaftsmaße und Fernerkundung – neue Instrumente für die Umweltforschung.- Geographische Rundschau 50 (2): 106-112.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie.- Wiesbaden, 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum.- Wiesbaden, 312 S.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.)(Hrsg.)(1991): Das Rebhuhn – Vogel des Jahres 1991.- Bonn, 22 S.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.)(Hrsg.)(1993): Der Flussregenpfeifer – Vogel des Jahres 1993.- Bonn, 35 S.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.)(Hrsg.)(1995): Der Kiebitz – Vogel des Jahres 1996.- Mayen, 33 S.
- NAGEL, P. (1999): Biogeographische Raumanalyse und Raumbewertung mit Tieren.- In: SCHNEIDER-SLIWA, R., SCHAUB, D., GEROLD, G. (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden.- Berlin, Heidelberg: 397-425.

- 
- NATURHISTORISCHES MUSEUM MAINZ (Hrsg.)(1993): Flussregenpfeifer – *Charadrius dubius*.- Tier des Monats 1/1993, Mainz, 4 S.
- NEEF, E. (1960): Die naturräumliche Gliederung Sachsens.- Sächsische Heimatblätter 6: 219-228.
- NICOLAI, B. (Hrsg.)(1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands – Mecklenburg/Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen.- Jena, 314 S.
- OSING, H. (1993): Der Flussregenpfeifer – *Charadrius dubius* (SCOPOLI, 1786), *Charadrius dubius curonicus* (GMELIN, 1789).- Bibliothek Natur und Wissenschaft 1, Solingen, 89 S.
- RAU, S., STEFFENS, R., ZÖPHEL, U. (1999): Rote Liste Wirbeltiere.- Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1999, Dresden, 24 S.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.)(1999): Landschaftsrahmenplanung in Westsachsen.- Leipzig, 74 S.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.)(2001): Regionalplan Westsachsen.- Leipzig, 160 S.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.)(11.09.2002): Die Region.- URL: <http://www.rpv-west Sachsen.de>.
- REICHHOLF, J.H. (1996): Der Kiebitz: Vogel des Jahres.- Naturwissenschaftliche Rundschau 49 (3): 86-90.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen – Grundlagen und Anwendung.- Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege 36, Bonn, 187 S.
- RUFFNER, K.C. (1995): CORONA. Americas First Satellite Program.- Washington, 362 S.
- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden.- Berlin, Heidelberg, 884 S.
- SCHÄFERS, G. (1990): Das Rebhuhn. Bestandssituation und ihre Ursachen. Hegeempfehlungen.- Wildschutzbericht 1/90, Umweltbehörde Hamburg, 34 S.
- SCHERFKE, M. (2001): Auswertungs- und Darstellungsmöglichkeiten der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung mittels Geographischer Informationssysteme.- Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2001, Dresden: 11-19.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (2000): Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler.- Berlin, Stuttgart, 298 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.
- SCHWARZE, J. (1991): Grundlagen der Statistik II. Wahrscheinlichkeitsrechnung und induktive Statistik.- Herne, Berlin, 330 S.
- SHAW, G. & WHEELER, D. (1994): Statistical Techniques in Geographical Analysis.- London, 359 S.
- SIMON, J.L. (1997): Resampling: The New Statistics.- 436 S. [Online]  
URL: <http://www.resample.com/content/text/index.shtml>

- SMUL (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung)(Hrsg.)(1997): Naturräume und Naturraumpotentiale des Freistaates Sachsen.- Materialien zur Landesentwicklung 2/1997, Dresden, 62 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (Hrsg.)(11.09.2002): Regionaldaten. Kreisstatistik.- URL: <http://www.statistik.sachsen.de/Index/22kreis/unterseite22.htm>.
- STEFFENS, R., KRETZSCHMAR, R., RAU, S. (1998a): Atlas der Brutvögel Sachsens.- Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1998, Dresden, 132 S.
- STEFFENS, R., SAEMANN, D., GRÖBLER, K. (Hrsg.)(1998b): Die Vogelwelt Sachsens.- Jena, 530 S.
- STEIOF, K. (1983): Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung.- Natur und Landschaft 58 (9): 340-341.
- STUFA LEIPZIG (Staatliches Umweltfachamt Leipzig)(Hrsg.)(1995): Brutvogelatlas der Stadt Leipzig und des Landkreises Leipzig.- Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1995, Leipzig, 137 S.
- SYRBE, R.-U. (1999): Indikatoren der Landschaftsstruktur zur Erfassung und Bewertung des Landschaftswandels auf der Grundlage geoökologischer Raumeinheiten.- In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis.- Stuttgart, Leipzig: 149-161.
- TISCHENDORF, L. (1995): Modellierung von Populationsdynamiken in strukturierten Landschaften.- Dissertation, Phillips-Universität Marburg, 107 S.
- TORCHALA, B. & REIBMANN, R. (1998): Räumlich-statistische Auswertungen von Biotoptypen- und Landnutzungsdaten.- In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): Ergebnisse der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in der Naturschutzpraxis.- Dresden: 73-80.
- TURNER, M.G. (1989): Landscape ecology: the effect of pattern on process.- Annual Review of Ecology and Systematics 20: 171-197.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (eds.)(1991): Quantitative Methods in Landscape Ecology.- New York, 536 S.
- URBAN, D.L., O'NEILL, V.O., SHUGART, H.H. (1987): Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientist understand spatial pattern.- BioScience 37: 119-127.
- WALZ, U. (1999): Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur.- In: WALZ, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung.- IÖR-Schriften 29, Dresden: 9-25.
- WALZ, U. (2001): Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und der Geoinformatik.- Berlin, 204 S.
- WALZ, U., SYRBE, R.-U., DONNER, R., LAUSCH, A. (2001): Erfassung und ökologische Bedeutung der Landschaftsstruktur. Workshop der IALE-Arbeitsgruppe Landschaftsstruktur.- Naturschutz und Landschaftsplanung 33 (2/3): 101-105.

- WEIERS, S. (1999): Monitoring und Bewertung von Landschafts- und Biotopveränderungen in Schleswig-Holstein und Dänemark mit Methoden der Satellitenfernerkundung.- In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung.- Heidelberg: 83-90.
- WERNER, C. & KENNEWEG, H. (1999): Ergänzung und Aktualisierung der Biotoptypen- und Nutzungskartierung in Sachsen-Anhalt mit räumlich hochauflösenden Satellitendaten.- In: STEINHARDT, U. & VOLK, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Forschung – Planung – Praxis.- Stuttgart, Leipzig: 194-203.
- WIENS, J.A. (1989a): The Ecology of Bird Communities. Volume 1: Foundations and Patterns.- Cambridge, 539 S.
- WIENS, J.A. (1989b): The Ecology of Bird Communities. Volume 2: Processes and Variations.- Cambridge, 316 S.
- 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.



## Anhang I

### Quellverzeichnis des avifaunistischen Datenmaterials

#### Zeitraum 1963 – 1965

- Beobachtungskartei des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V.  
(Naturkundemuseum Leipzig)

- Literaturangaben:

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1979): Die Vogelwelt natürlich bewachsener Braunkohlentagebaue.-  
Beiträge zur Vogelkunde 25 (5): 257-329.

DORSCH, H. & DORSCH, I. (1985): Dynamik und Ökologie der Sommervogelgemeinschaft einer  
Verlandungszone bei Leipzig.- Beiträge zur Vogelkunde 31 (5/6): 237-358.

GRÖBLER, K. (1996): Notizen über Vorkommen und Lebensweise des Kiebitz in der Umgebung von  
Leipzig.- Mitteilungen des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V. 3: 60-85.

GRÖBLER, K. & TUCHSCHERER, K. (1968): Beobachtungsbericht 1965.- Avifaunistische Mitteilungen  
aus dem Bezirk Leipzig 2: 6-79.

GRÖBLER, K. & TUCHSCHERER, K. (1975): Prodrömus zu einer Avifauna des Bezirkes Leipzig.-  
Actitis 10: 1-113.

KÖCHER, W. & KOPSCH, H. (1980): Die Vogelwelt der Kreise Grimma, Oschatz und Wurzen.- Aquila  
II, Sonderheft: 93-187.

RAST, H., BLASCKE, K.-H., HENSEL, G., KAUFMANN, H., KOPSCH, H., MÜLLER, M. (1978): Die  
Muldenaue zwischen Wurzen und Eilenburg.- Rundblick 25 (2): 150-157.

TUCHSCHERER, K. (1966): Untersuchungen über den Vogelbestand im Gebiet des Torgauer  
Großteiches in den Jahren 1958 bis 1965.- Hercynia 3: 250-332.

TUCHSCHERER, K. & GRÖBLER, K. (1966): Beobachtungsbericht 1964.- Avifaunistische Mitteilungen  
aus dem Bezirk Leipzig 1: 6-31.

#### Zeitraum 1978 – 1980

- Beobachtungskartei des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V.  
(Naturkundemuseum Leipzig)

- Literaturangaben:

- ARNOLD, P. & FRIELING, F. (1990): Bergbaufolgelandschaft und ihre Vogelwelt am ehemaligen Tagebau Borna-Ost.- Mauritania Altenburg 12 (3): 555-560.
- BEER, W.-D. (1984): Die Hochhalde Espenhain nach 25 Jahren – ein Vergleich von Vegetationsentwicklung und Brutvogelbestand.- Actitis 23: 43-49.
- GRÖBLER, K. (1981): Klärbeckenbeobachtungen.- Actitis 20: 47-75.
- GRÖBLER, K. (1984): Notizen über Brutvorkommen ausgewählter Vogelarten im Bezirk Leipzig.- Actitis 23: 18-34.
- GRÖBLER, K. (1996): Notizen über Vorkommen und Lebensweise des Kiebitz in der Umgebung von Leipzig.- Mitteilungen des Ornithologischen Vereins zu Leipzig e.V. 3: 60-85.
- LEISCHNIG, S. (1980): Der Flussregenpfeifer.- Rundblick 27 (1): 70-71.
- PROMMOLT, K.-H., GERSTENBERGER, J., STEINBACH, R. (1979): Die Thränaer Lachen, ein Gebiet der Bergbaufolgelandschaft, als Lebensstätte für die Vogelwelt.- Actitis 16: 56-72.

### **Zeitraum 1993 - 1995**

- Brutvogelpunktkartierung im Regierungsbezirk Leipzig 1993 – 1995  
(Staatliches Umweltfachamt Leipzig)

## Anhang II

### AML-Script

AML-Script zum automatischen Ausschneiden von Landschaftsausschnitten aus den Ausgangsdatensätzen für die einzelnen Zeiträume der Untersuchungen (verändert nach WALZ 2001).

```

&type
&sv input = [response 'Name des auszuwertenden Raster-Files']
&type %input%
&sv landscape = [response 'File mit Landschaftseinheiten']
&sv l_item = [response 'items das Landschaften beschreibt']
&sv xa = [response 'Anfangsloop']
&sv xe = [response 'maximale Anzahl der Landschaften']
&type %landscape%
&do i = %xa% &to %xe%
&stat 9999
arcplot
reselect %landscape% poly %l_item% = %i%
mapex %landscape%
polys %landscape%
writeselect seltemp%i%.tab
quit
reselect %landscape% temp%i% # seltemp%i%.tab
grid
setwindow temp%i%
temp_grid%i% = selectpolygon (%input%, temp%i%, inside)
q
gridimage temp_grid%i% # e%i% e
kill temp%i%
kill temp_grid%i%
&end
&return

/* 'Name des auszuwertenden Raster-Files':
Landschaftsdatensätze im GRID-Format für 1965, 1984 und 1994

/* 'File mit Landschaftseinheiten':
Datei mit den Grenzen der auszuschneidenden Landschaften
für die Brutreviere der untersuchten Arten und den Vergleichsflächen im RBL

/* 'items das Landschaften beschreibt':
Spalte in der Attributtabelle der Datei mit den Begrenzungseinheiten,
die die laufende Nummer für die einzelnen Landschaftsausschnitte enthält

/* 'Anfangsloop'
/* 'maximale Anzahl der Landschaften':
Kennzeichnung der Anzahl auszuschneidender Landschaftsausschnitte (von Nr. bis Nr.)

```

**Batch-Datei**

Batch-Datei zur automatisierten Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen mit FRAGSTATS für die zahlreichen Landschaftsausschnitte bezogen auf die Startroutine des Programms.

```
For %%a in (*.gis) do c:\fragstat.exe
%%a test 1 10 5 $ $ 0 46 $ 1 $ $ $ 300 $ $ $ %%a
```

```
rem frag.bat - Datei in das gleiche Verzeichnis wie die fragstats.exe- kopieren
rem frag.bat - Pfadangabe (in bat-Datei) auf eigenes System anpassen !8 Zeichen
```

```
rem alle *.lan-Dateien (z.B. bio1.lan bio2.lan ..) in gleiches Verzeichnis kop.
rem Wichtungsdatei in gleiches Verzeichnis kopieren
```

```
rem alles was geändert werden kann = rot markiert
rem Outputfilenamen (hier test)
```

```
rem Parameter (der Reihe nach, keinen auslassen, wenn optional, dann $
```

```
rem 1      cellsize
rem 10     edge_dist
rem 5      data-type (lan)
rem $     ows
rem $     cols
rem 0     background
rem 46    max_class
rem kl.dat weight_file
rem 1 I   D-Image erzeugen
rem $     desc_file
rem $     bound_wght
rem $     diags ja, patch = 8
rem 100   prox_dist
rem $     Berechnung nndist
rem $     Berechnung patch_stat
rem $     Berechnung class_stat
```

## Anhang III

### Übersicht der mit FRAGSTATS berechneten Landschaftsstrukturmaße

Berechnungsebene	Akronym	Bezeichnung (Einheit)
<u>Flächenmaße</u>		
Klasse	<i>CA</i>	<i>Class Area (ha)</i>
Klasse	<i>%LAND/PLAND</i>	<i>Percent of Landscape (%)</i>
Klasse/Landschaft	<i>LPI</i>	<i>Largest Patch Index (%)</i>
<u>Maße der Patchdichte, Patchgröße und Variabilität</u>		
Klasse/Landschaft	<i>PD</i>	<i>Patch Density (#/100ha)</i>
Klasse/Landschaft	<i>MPS/AREA-MN</i>	<i>Mean Patch Size/Area (ha)</i>
Klasse/Landschaft	<i>PSSD</i>	<i>Patch Size Standard Deviation (ha)</i>
Landschaft	<i>PSCV</i>	<i>Patch Size Coefficient of Variation (%)</i>
<u>Kantenmaße</u>		
Klasse/Landschaft	<i>TE</i>	<i>Total Edge (m)</i>
Klasse/Landschaft	<i>ED</i>	<i>Edge Density (m/ha)</i>
<u>Maße der Form und Gestalt</u>		
Klasse/Landschaft	<i>LSI</i>	<i>Landscape Shape Index (-)</i>
Klasse/Landschaft	<i>MSI</i>	<i>Mean Shape Index (-)</i>
Landschaft	<i>AWMSI</i>	<i>Area-weighted Mean Shape Index (-)</i>
Klasse	<i>MPFD</i>	<i>Mean Patch Fractal Dimension</i>
<u>Nachbarschaftsmaße</u>		
Klasse	<i>MNN</i>	<i>Mean Nearest-Neighbor Distance (m)</i>
<u>Maße der Diversität und Verteilung</u>		
Landschaft	<i>PR</i>	<i>Patch Richness (#)</i>
Landschaft	<i>SHDI</i>	<i>Shannon's Diversity Index (-)</i>
Landschaft	<i>SHEI</i>	<i>Shannon's Evenness Index (-)</i>
Landschaft	<i>IJI</i>	<i>Interspersion and Juxtaposition Index (%)</i>

## Mathematische Ausdrücke (Formeln)

### Verwendete Symbole in den Formeln:

$i=1, \dots,$	m oder m' Klassen
$j=1, \dots,$	n oder n' Patches
$k=1, \dots,$	m oder m' Klassen
A	Gesamtfläche der Landschaft ( $m^2$ )
$a_{ij}$	Fläche eines Patches ij ( $m^2$ )
E	Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft (m)
E'	Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft (m), einschließlich der gesamten Kanten der Landschaft sowie die Kanten des Hintergrundes ohne Rücksicht darauf, ob diese eigentliche Kanten darstellen
$e_{ik}$	Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft zwischen Patches der Klassen i und k (m)
$h_{ij}$	Entfernung (m) vom Patch ij zum nächsten benachbarten Patch der gleichen Klasse, basierend auf dem Abstand "Kante zu Kante"
$m = m'$	Anzahl der Klassen, die in der Landschaft vorhanden sind
N	Gesamtanzahl der Patches in der Landschaft, ohne Hintergrund-Patches
$n = n' = n_i$	Anzahl der Patches von Klasse i in der Landschaft
$P_i$	Anteil von einer Klasse i an der Landschaft
$p_{ij}$	Umfang von Patch ij (m)

### Formeln [Berechnungsebene]:

---

#### Flächenmaße

---

- Class Area (CA)

**Formel 1 [Klasse]:**

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

- 
- Percent of Landscape (%LAND)

**Formel 2 [Klasse]:**

$$\%LAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \quad (100)$$

- Largest Patch Index (LPI)

**Formel 3 [Klasse]:**

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} \quad (100)$$

**Formel 4 [Landschaft]:**

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{A} \quad (100)$$

Maße der Patchdichte, -größe und Variabilität

- Patch Density (PD)

**Formel 5 [Klasse]:**

$$PD = \frac{n_i}{A} (10000) (100)$$

**Formel 6 [Landschaft]:**

$$PD = \frac{N}{A} (10000) (100)$$

- Mean Patch Size (MPS) / Mean Patch Area (Area-MN)

**Formel 7 [Klasse]:**

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

**Formel 8 [Landschaft]:**

$$MPS = \frac{A}{N} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

- Patch Size Standard Deviation (PSSD)

**Formel 9 [Klasse]:**

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

**Formel 10 [Landschaft]:**

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ a_{ij} - \left( \frac{A}{N} \right) \right]^2}{N}} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

- Patch Size Coefficient of Variation (PSCV)

**Formel 11 [Landschaft]:**

$$PSCV = \frac{PSSD}{MPS} \quad (100)$$

---

**Kantenmaße**


---

- Total Edge (TE)

**Formel 12 [Klasse]:**

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik}$$

**Formel 13 [Landschaft]:**

$$TE = E$$


---

- Edge Density

**Formel 14 [Klasse]:**

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} \quad (10000)$$

**Formel 15 [Landschaft]:**

$$ED = \frac{E}{A} \quad (10000)$$


---

**Maße der Form und Gestalt**


---

- Landscape Shape Index (LSI)

**Formel 16 [Klasse]:**

$$LSI = \frac{0,25 \sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{\sqrt{A}}$$

**Formel 17 [Landschaft]:**

$$LSI = \frac{0,25 E'}{\sqrt{A}}$$


---

- Mean Shape Index (MSI)

**Formel 18 [Klasse]:**

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i}$$

**Formel 19 [Landschaft]:**

$$MSI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left( \frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{N}$$


---

- Area-weighted Mean Shape (AWMSI)

**Formel 20 [Landschaft]:**

$$AWMSI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$$


---



- Mean Patch Fractal Dimension (MPFD)

**Formel 21 [Klasse]:**

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \ln(0,25 p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$$

## Nachbarschaftsmaß

- Mean Nearest-Neighbor Distance (MNN)

**Formel 22 [Klasse]:**

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i}$$

## Maße der Diversität und Verteilung

- Patch Richness (PR)

**Formel 23 [Landschaft]:**

$$PR = m$$

- Shannon's Diversity Index (SHDI)

**Formel 24 [Landschaft]:**

$$SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \circ \ln P_i)$$

- Shannon's Evenness Index (SHEI)

**Formel 25 [Landschaft]:**

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \circ \ln P_i)}{\ln m}$$

- Interspersion and Juxtaposition Index (IJI)

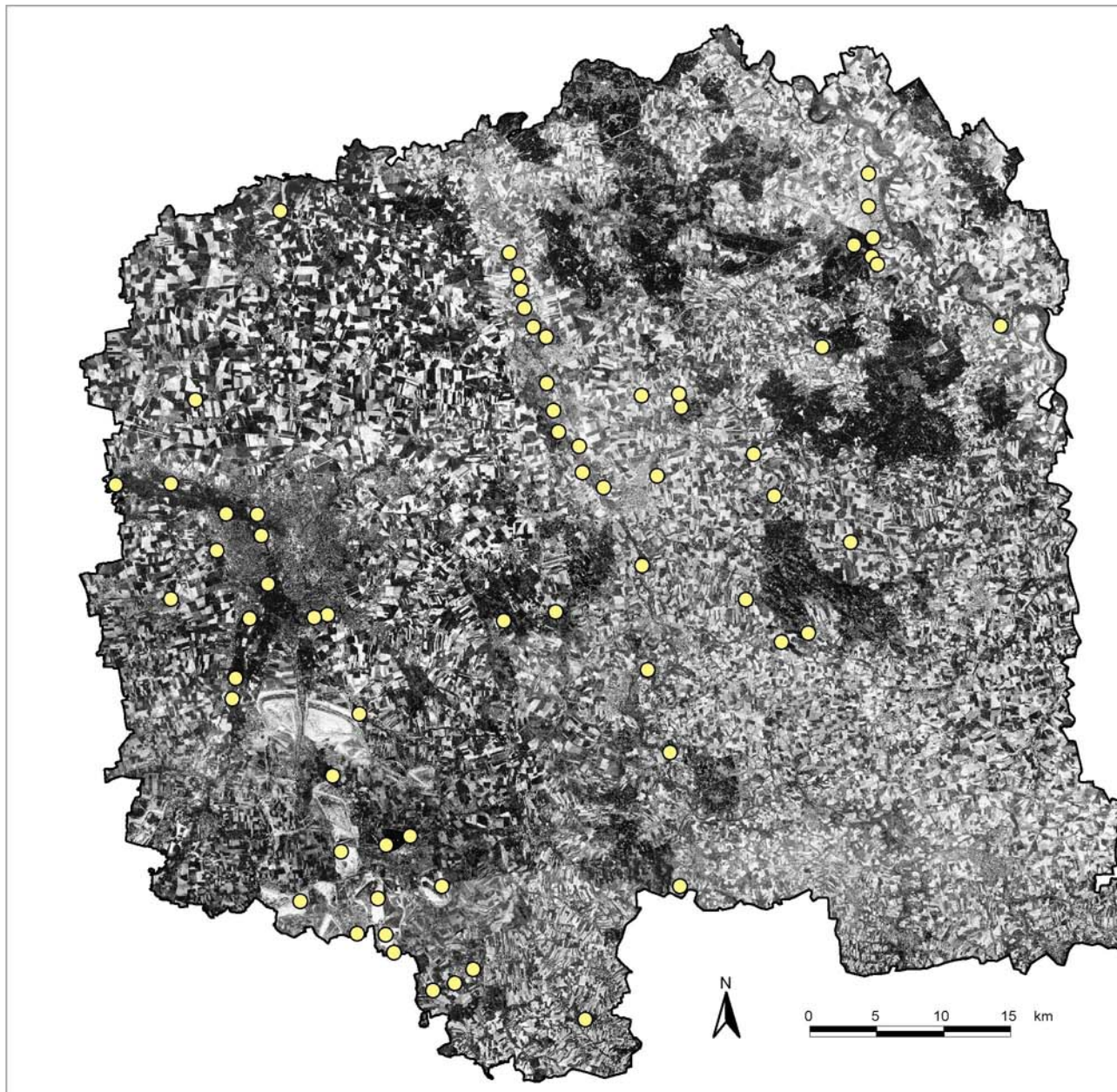
**Formel 26 [Landschaft]:**

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^{m'} \sum_{k=i+1}^{m'} \left[ \left( \frac{e_{ik}}{E} \right) \circ \ln \left( \frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln (1/2 [m' (m' - 1)])} \quad (100)$$

## **Anhang IV**

### Kartenanhang 1 - 15

(vgl. Kartenverzeichnis der Arbeit)



## Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1963 - 1965

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 1

#### Datengrundlagen:

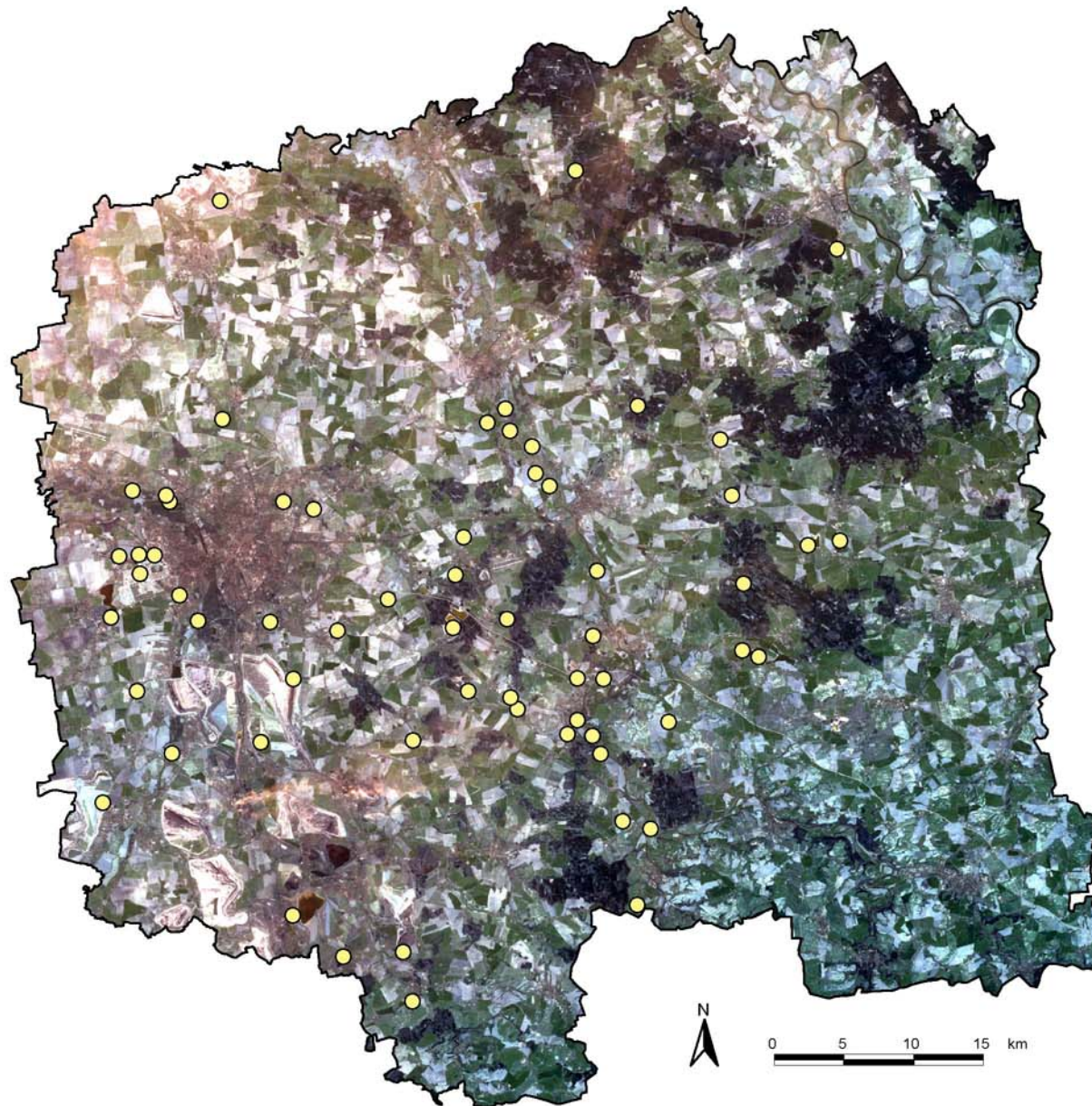
Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





## Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1978 - 1980

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 2

#### Datengrundlagen:

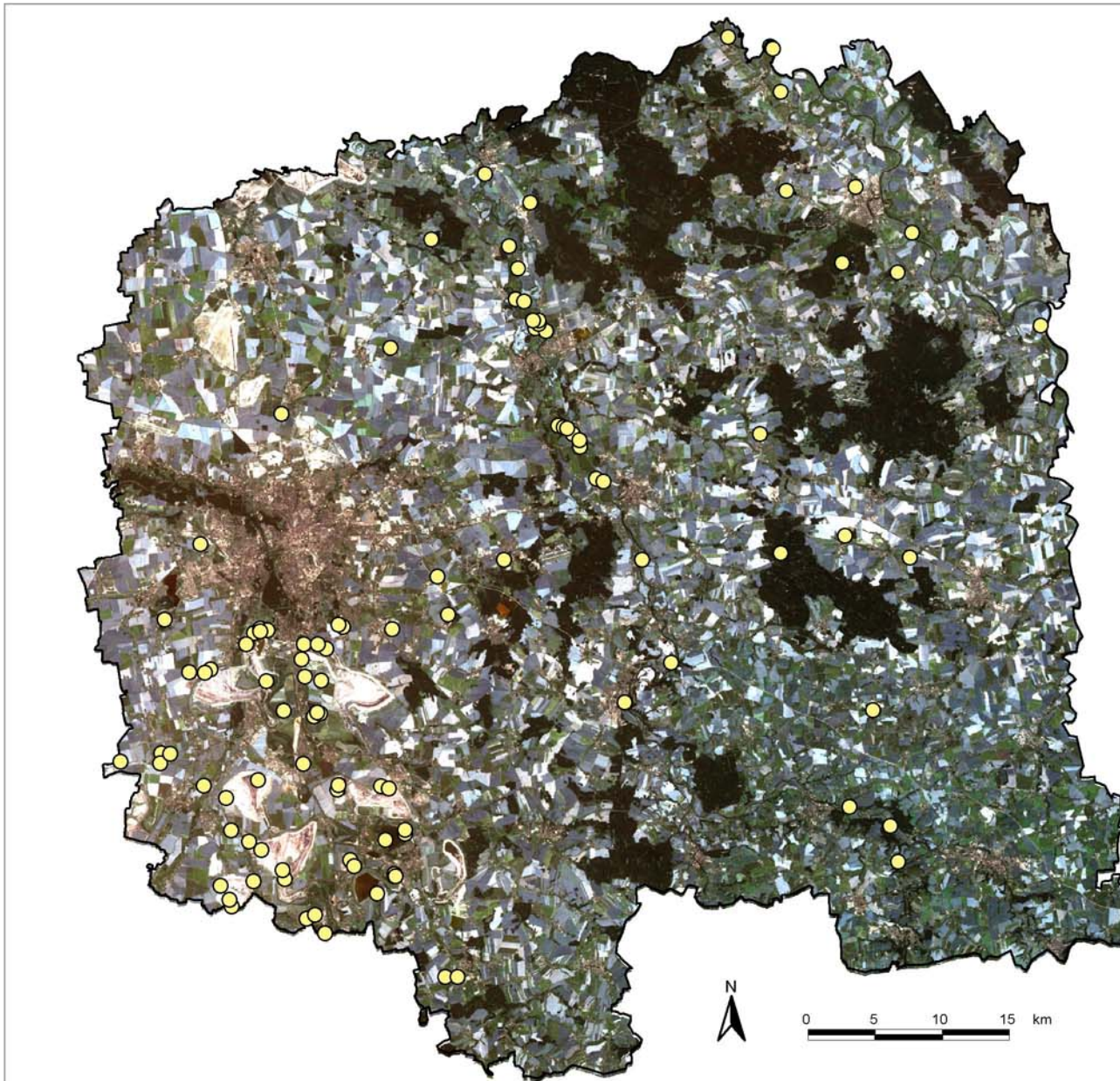
Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

Landsat-TM 5 vom 20.04.1984

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





## Die Verbreitung des Flussregenpfeifers (*Ch. dubius*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1993 - 1995

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 3

#### Datengrundlagen:

Brutvogelpunktkartierung Sachsens 1993 - 1995  
(Staatliches Umweltfachamt Leipzig)

Landsat-TM 5 vom 21.07.1994

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



# Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1963 - 1965

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

## KARTE 4

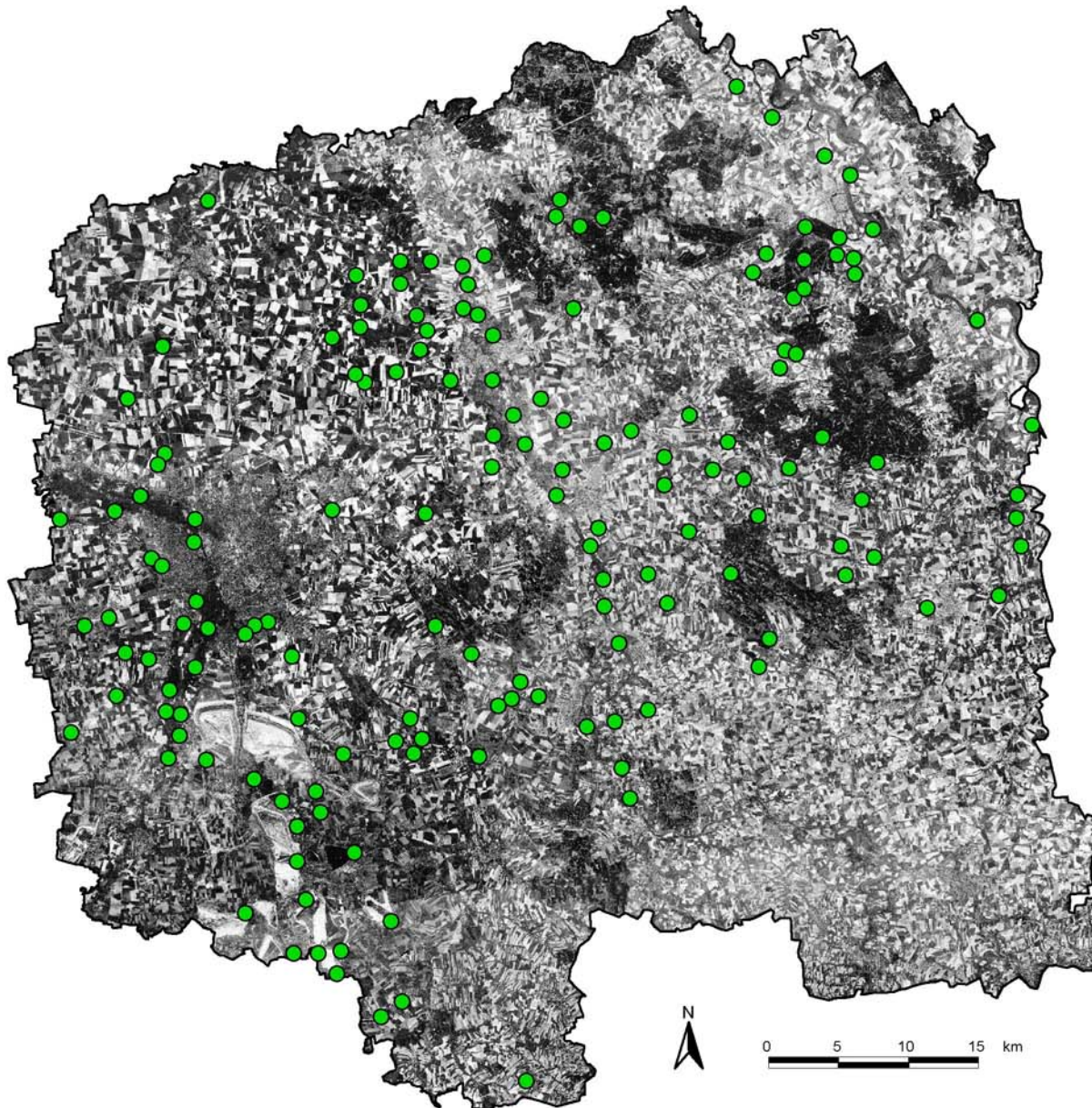
### Datengrundlagen:

Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965

### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



## Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1978 - 1980

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 5

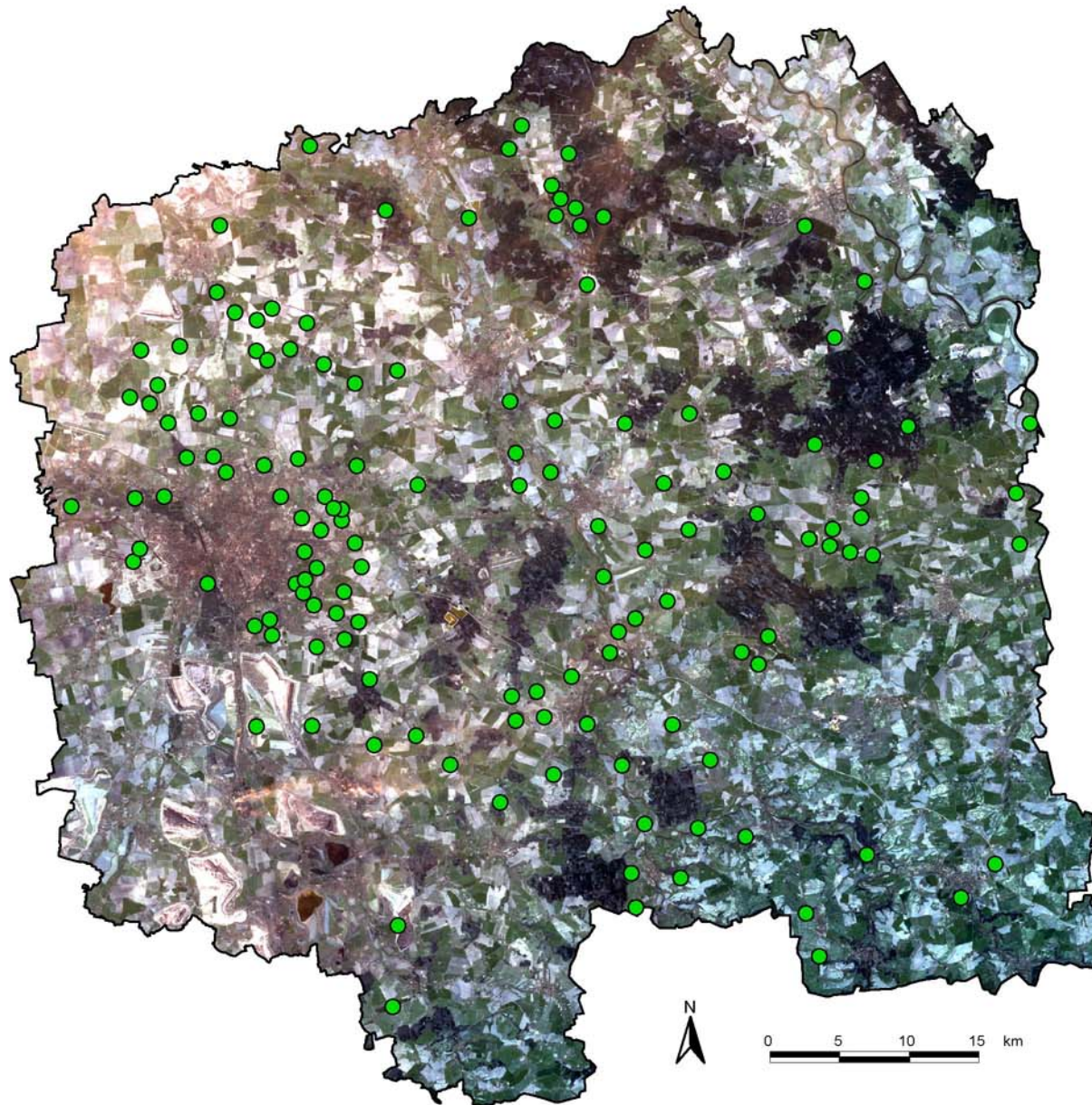
#### Datengrundlagen:

Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

Landsat-TM 5 vom 20.04.1984

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



## Die Verbreitung des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1993 - 1995

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 6

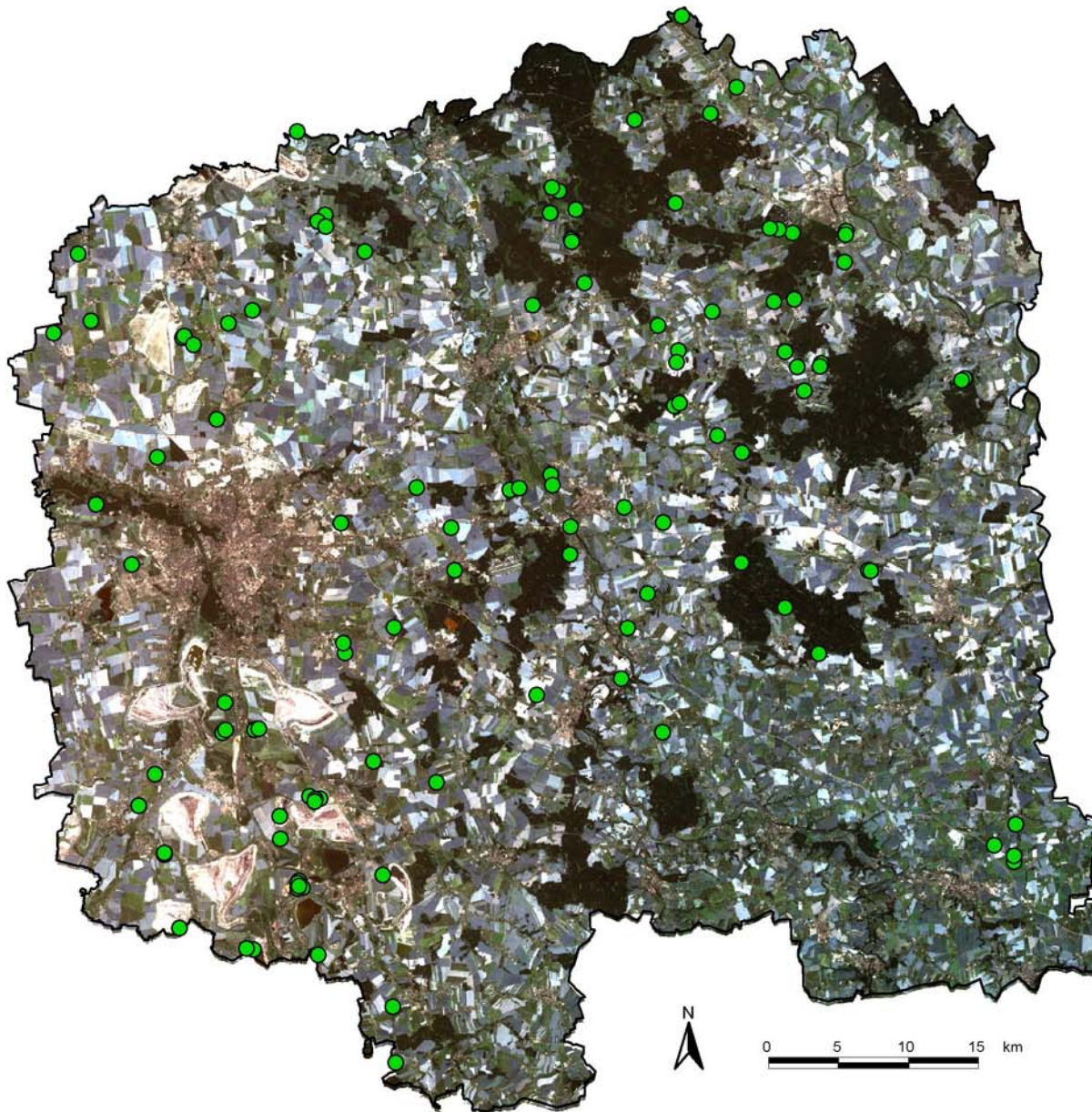
#### Datengrundlagen:

Brutvogelpunktkartierung Sachsens 1993 - 1995  
(Staatliches Umweltfachamt Leipzig)

Landsat-TM 5 vom 21.07.1994

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





# Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1963 - 1965

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

## KARTE 7

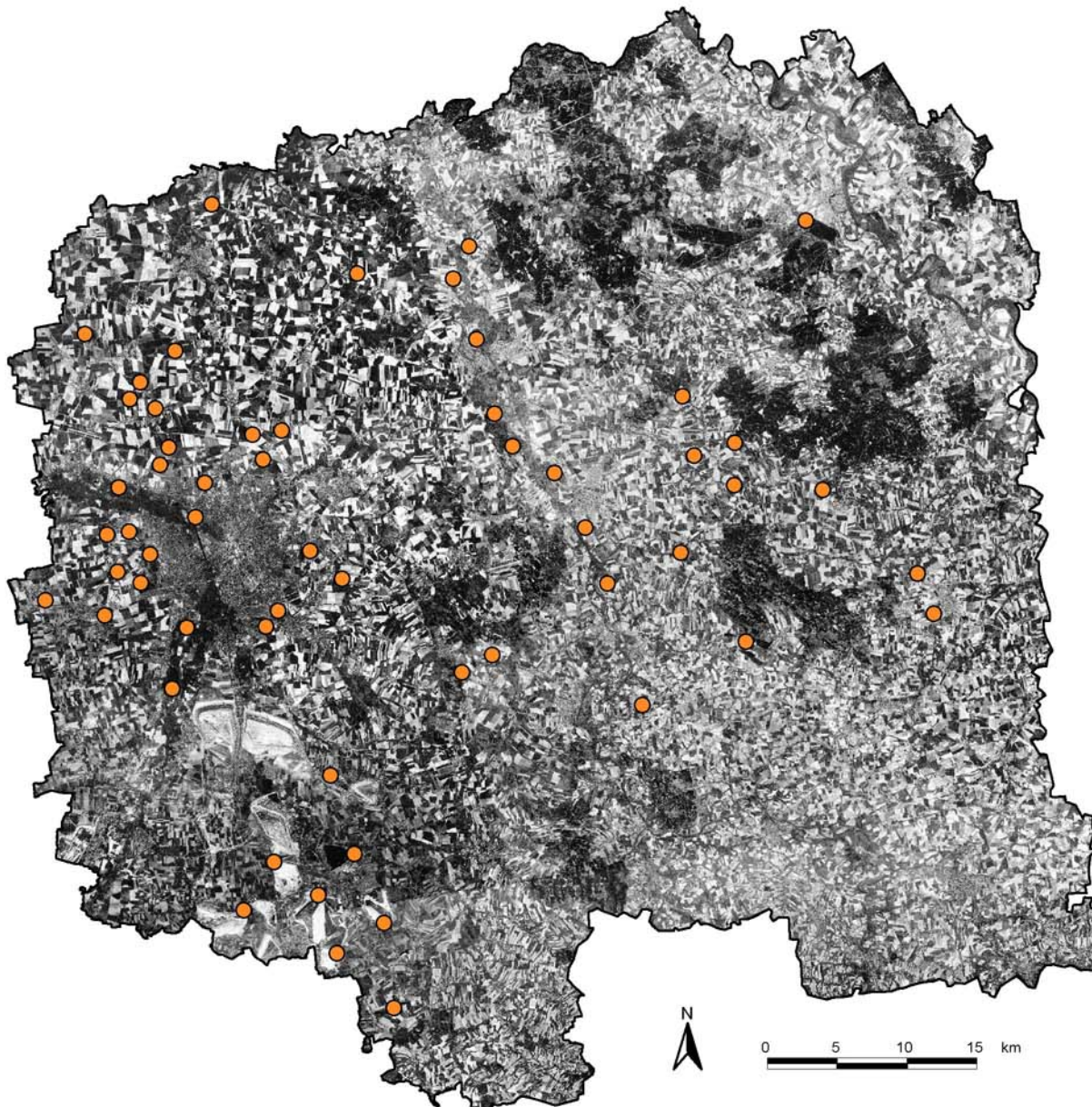
### Datengrundlagen:

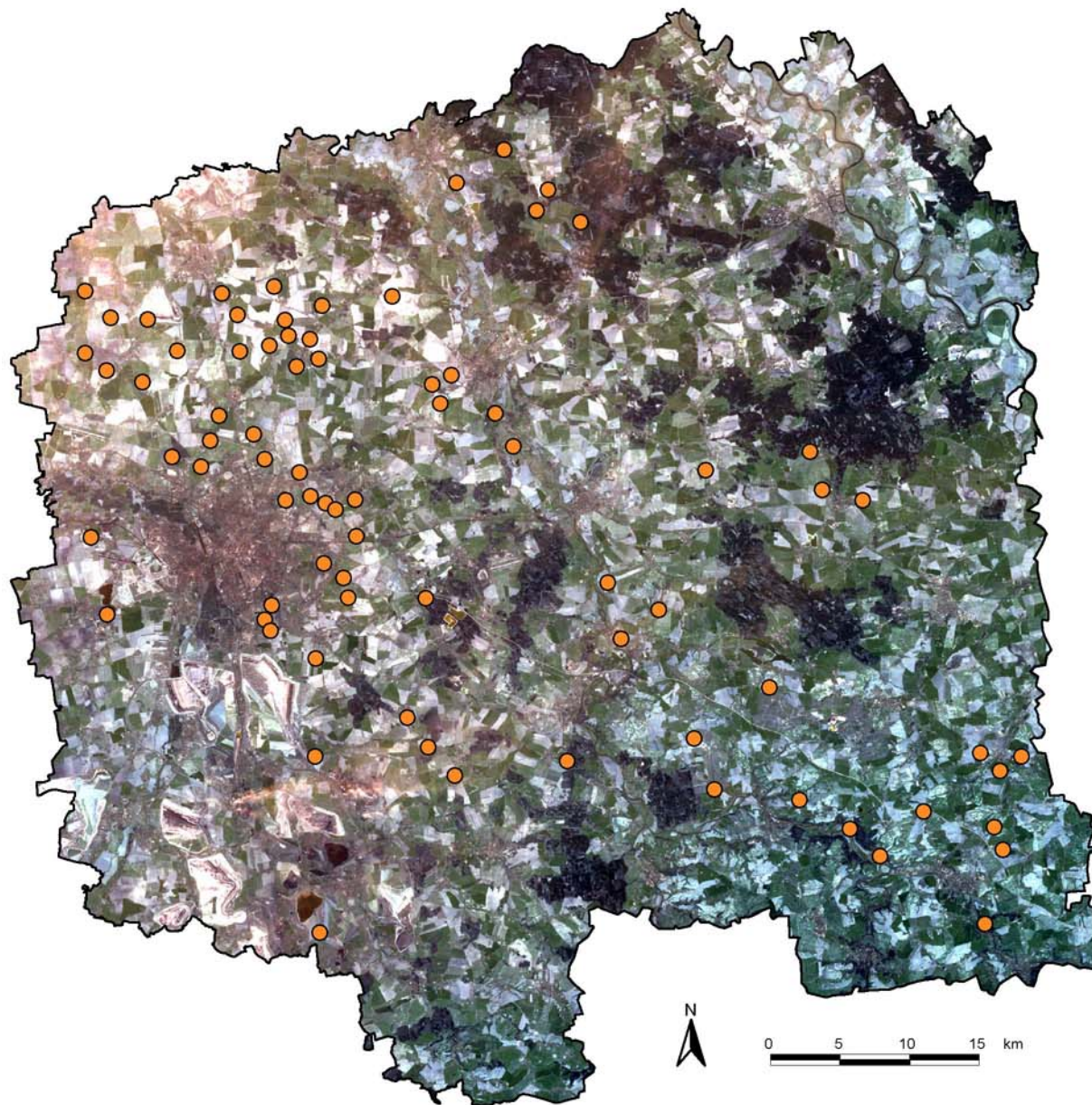
Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965

### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





## Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1978 - 1980

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 8

#### Datengrundlagen:

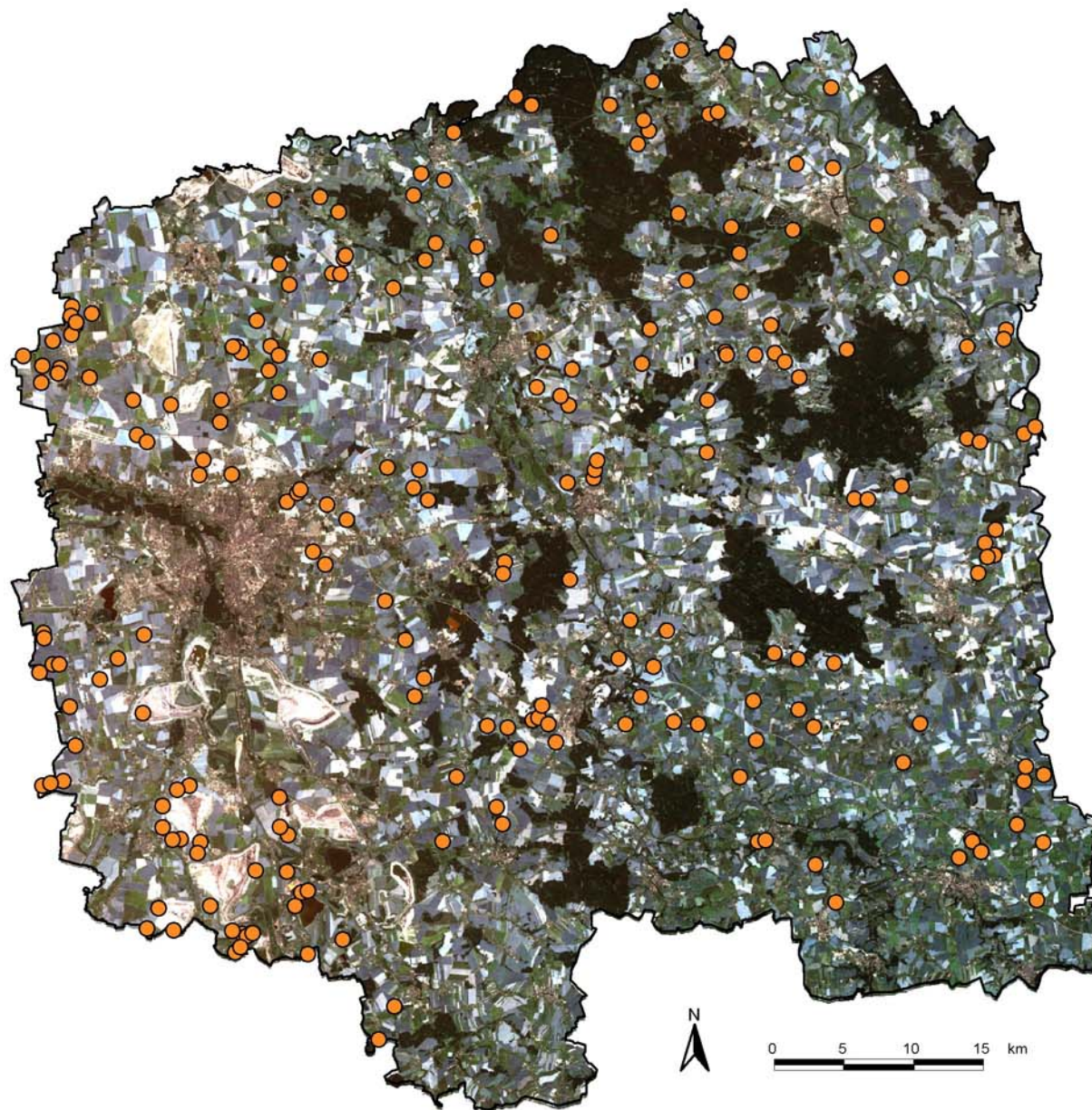
Beobachtungskartei (Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

Landsat-TM 5 vom 20.04.1984

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





## Die Verbreitung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) im Regierungsbezirk Leipzig

Zeitraum 1993 - 1995

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

### KARTE 9

#### Datengrundlagen:

Brutvogelpunktkartierung Sachsens 1993 - 1995  
(Staatliches Umweltfachamt Leipzig)

Landsat-TM 5 vom 21.07.1994

#### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



# Regierungsbezirk Leipzig - Biotoptypen und Landnutzung 1965

Biotoptyp- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
- Stillgewässer
- Offene Flächen, Heiden
- Grünland
- Ackerland
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
- Laubwald
- Nadelwald
- Bebauung
- Anthropogen genutzte Sonderflächen
- Verkehrsflächen
- Acker- und Grünlandgrenzen

Ausgewählte Landschaftsausschnitte:

- I. Wald
- II. Tagebau
- III. Siedlung

## Karte 10

### Datengrundlagen:

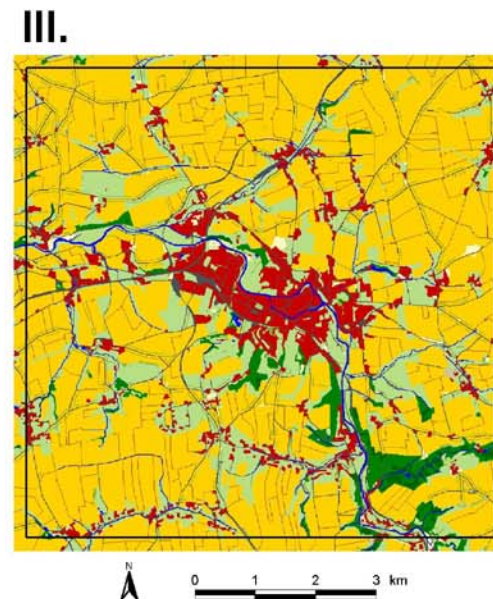
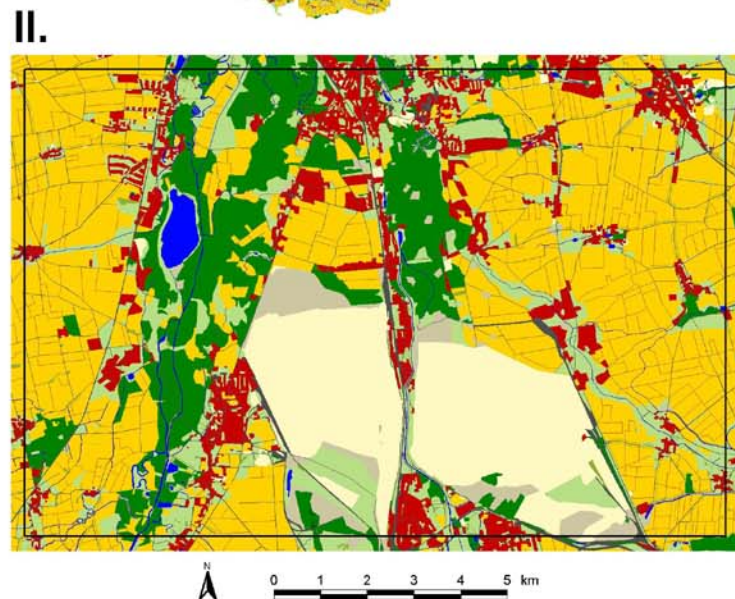
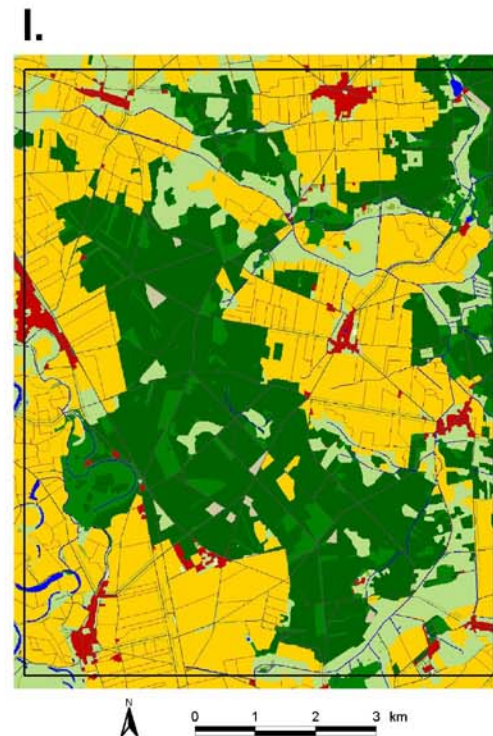
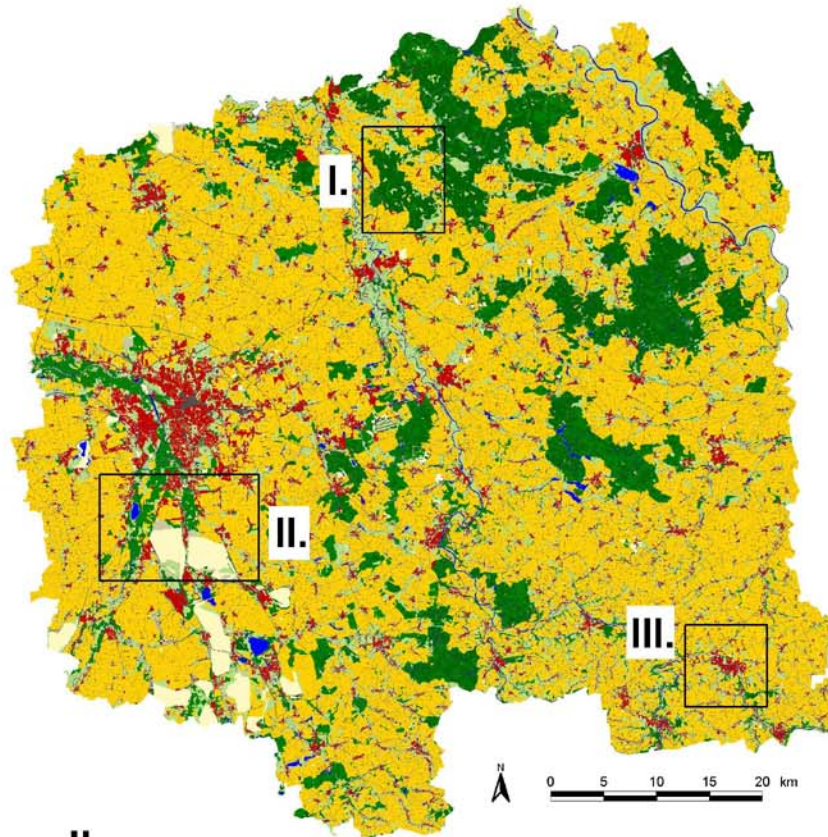
CIR-Biotoptypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)

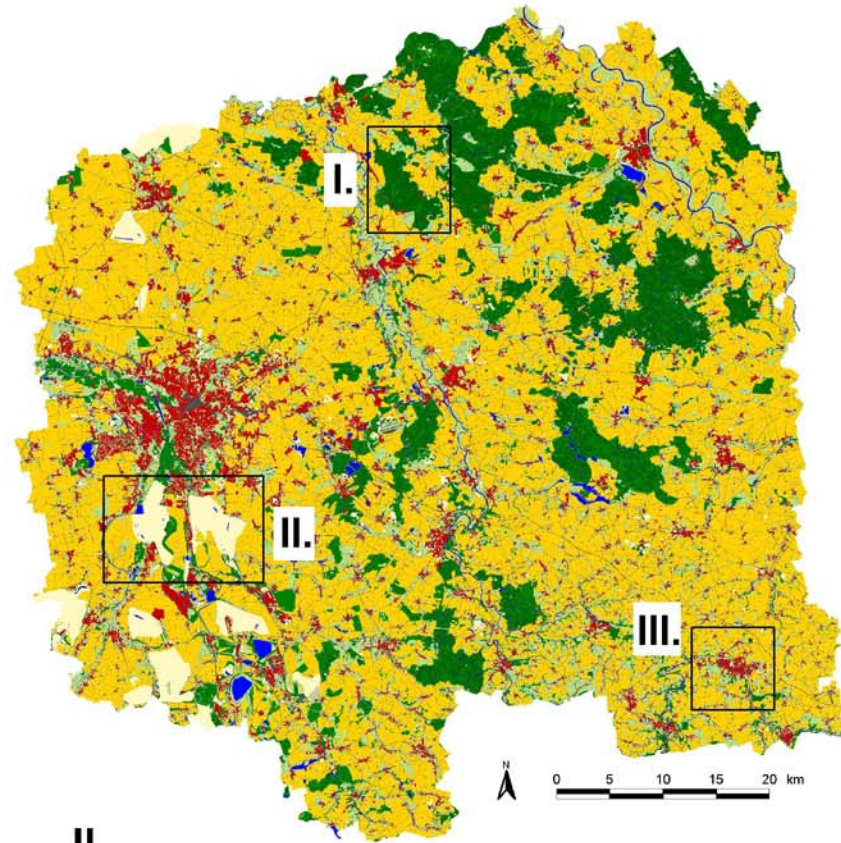
CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965

Datenaufarbeitung: S. Küster, A. Jentsch, J. Horstkötter

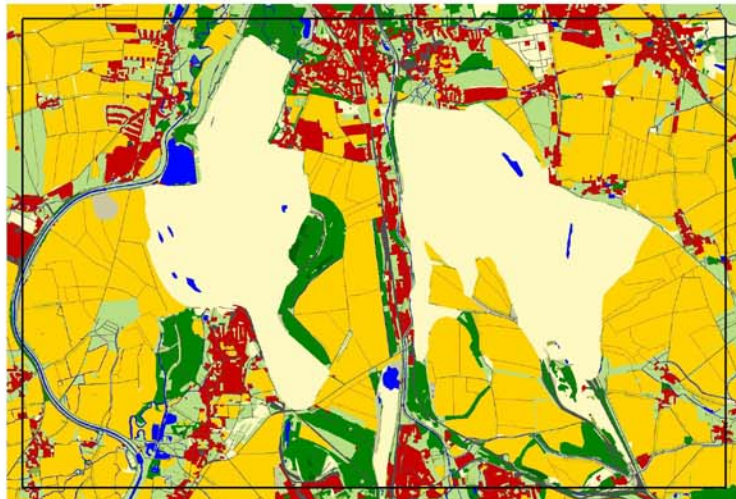
### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003

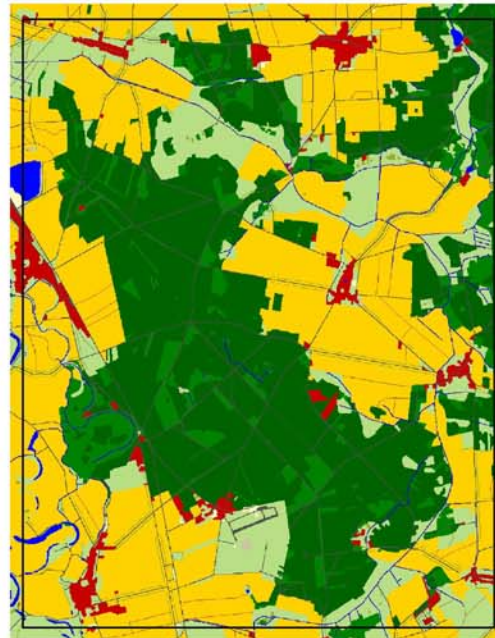




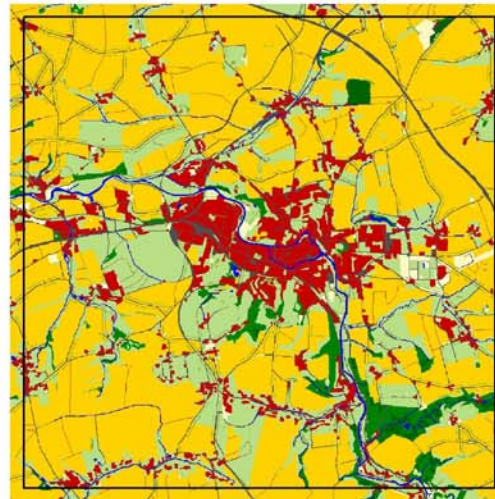
II.



I.



III.



## Regierungsbezirk Leipzig - Biotoptypen und Landnutzung 1984

Biotop- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
- Stillgewässer
- Offene Flächen, Heiden
- Grünland
- Ackerland
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
- Laubwald
- Nadelwald
- Bebauung
- Anthropogen genutzte Sonderflächen
- Verkehrsflächen
- Acker- und Grünlandgrenzen

Ausgewählte Landschaftsausschnitte:

- I. Wald
- II. Tagebau
- III. Siedlung

### Karte 11

**Datengrundlagen:**

CIR-Biotoptypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)

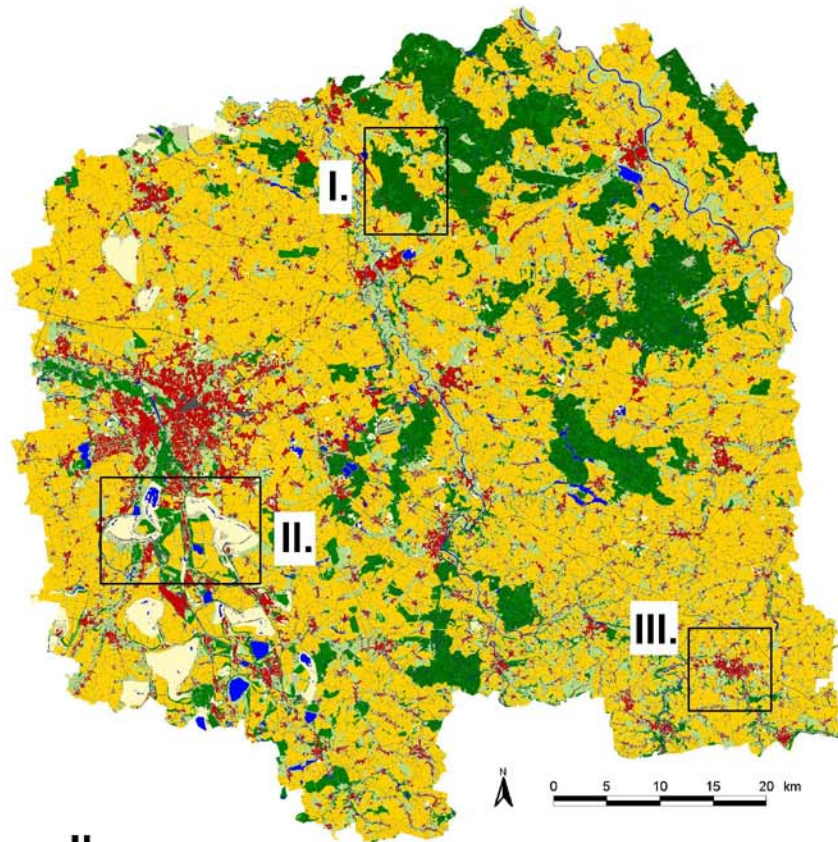
Landsat-TM 5 vom 20.04.1984

Datenaufarbeitung: J. Horstkötter, A. Jentsch, S. Küster

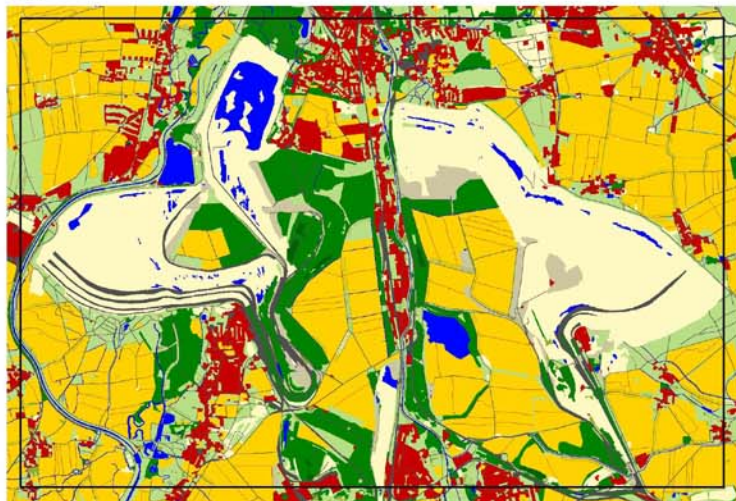
**Bearbeitung:**

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003

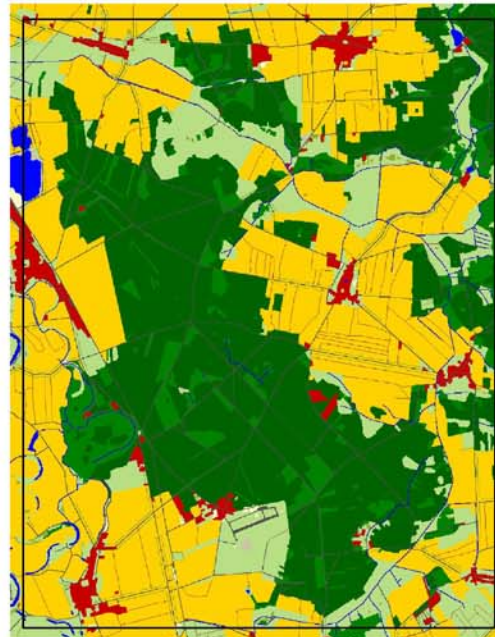




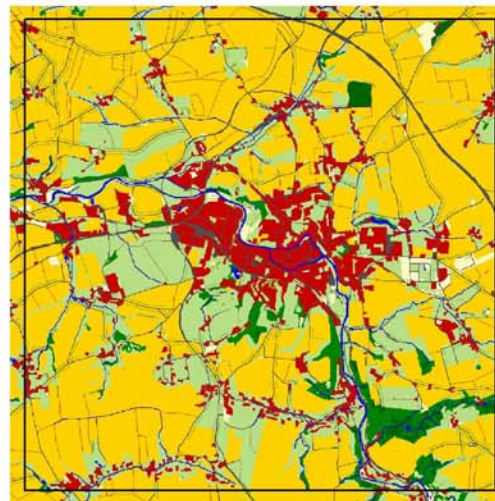
II.



I.



III.



## Regierungsbezirk Leipzig - Biotoptypen und Landnutzung 1994

### Biotop- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
- Stillgewässer
- Offene Flächen, Heiden
- Grünland
- Ackerland
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
- Laubwald
- Nadelwald
- Bebauung
- Anthropogen genutzte Sonderflächen
- Verkehrsflächen
- Acker- und Grünlandgrenzen

### Ausgewählte Landschaftsausschnitte:

- I. Wald
- II. Tagebau
- III. Siedlung

## Karte 12

### Datengrundlagen:

CIR-Biotoptypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)

Landsat-TM 5 vom 21.07.1994

Datenaufarbeitung: J. Horstkötter, A. Jentsch, S. Küster

### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



# Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet

Zeitraum 1963 - 1965

Biotop- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
- Stillgewässer
- Offene Flächen, Heiden
- Grünland
- Ackerland
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
- Laubwald
- Nadelwald
- Bebauung
- Anthropogen genutzte Sonderflächen
- Verkehrsflächen
- Acker- und Grünlandgrenzen
- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

Ausgewählte Landschaftsausschnitte  
mit den Brutrevieren der Arten:

- I. Flussregenpfeifer
- II. Kiebitz
- III. Rebhuhn

## KARTE 13

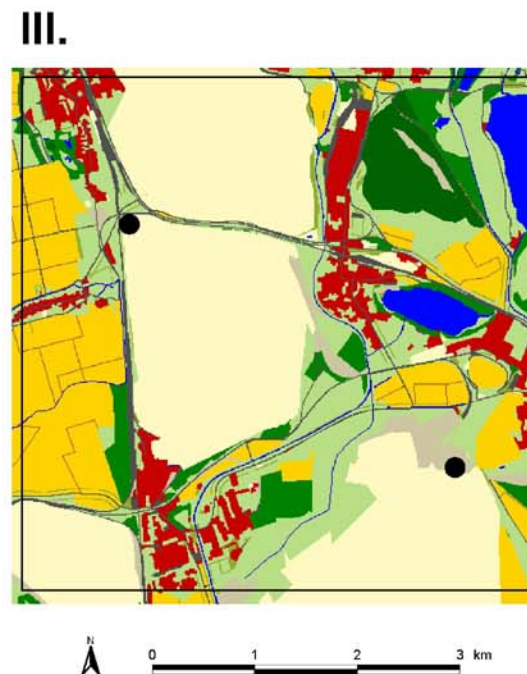
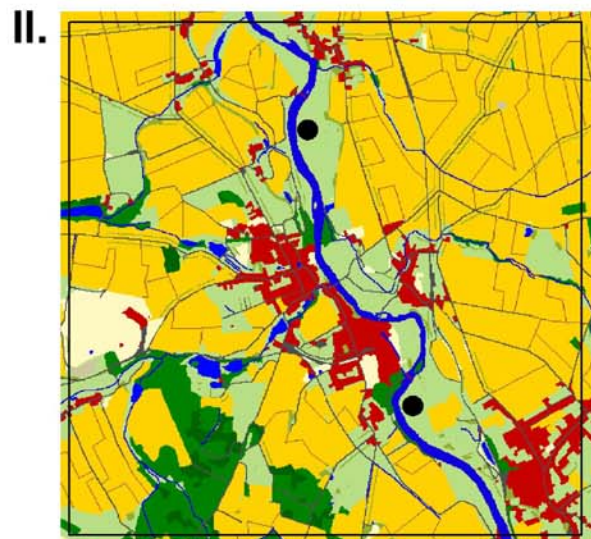
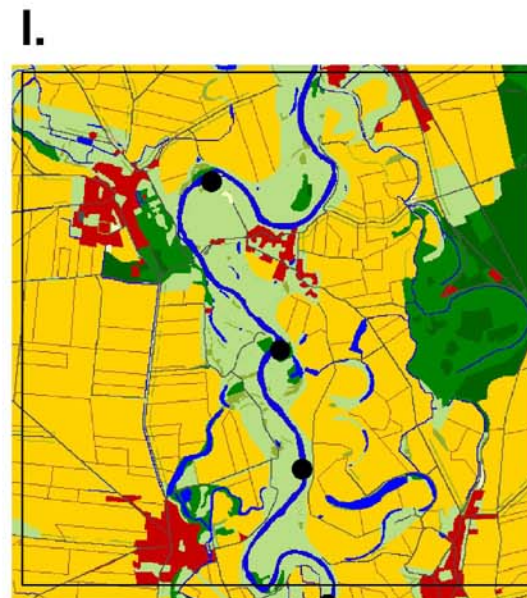
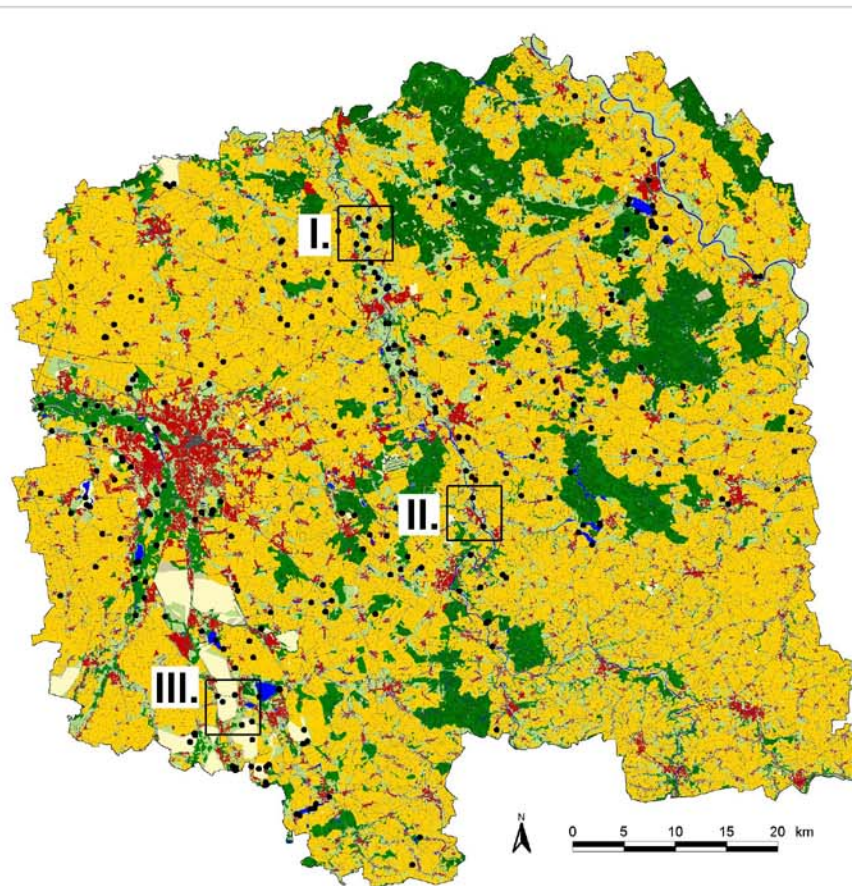
**Datengrundlagen:**

Beobachtungskartei  
(Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

CIR-Biototypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)  
CORONA-Aufnahme vom 03.05.1965  
Datenaufarbeitung: S. Küster, A. Jentsch, J. Horstkötter

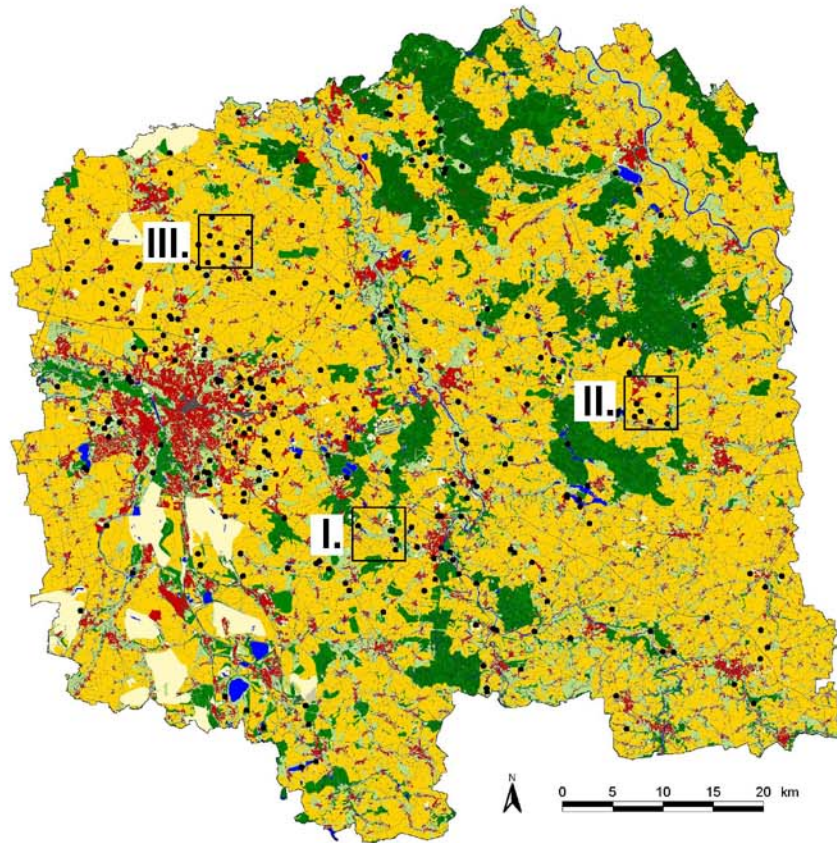
**Bearbeitung:**

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003

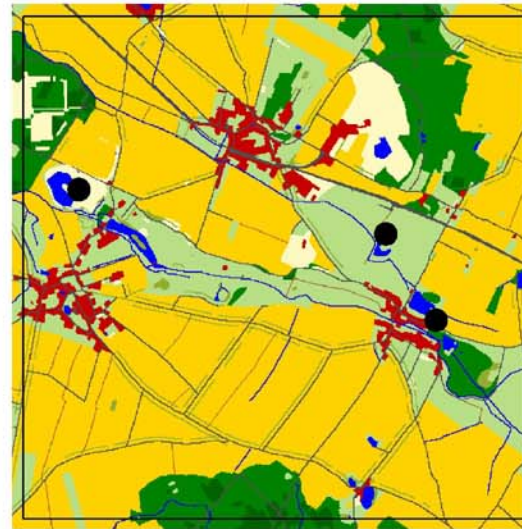


# Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet

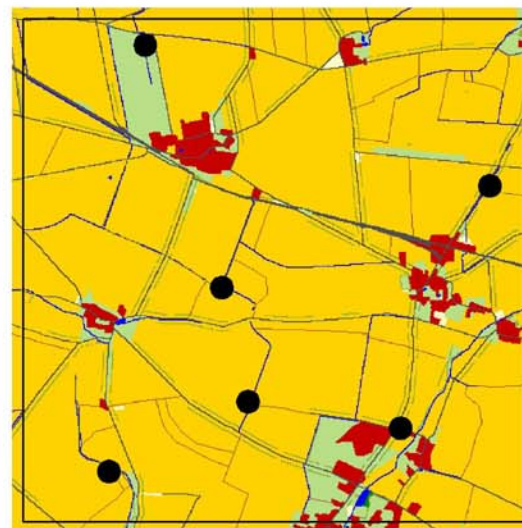
Zeitraum 1978 - 1980



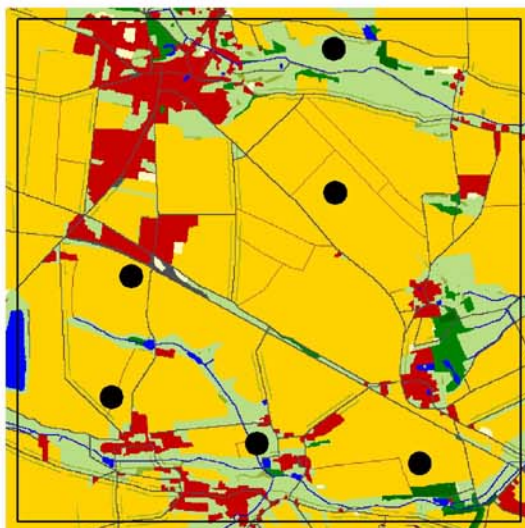
I.



III.



II.



## Biotop- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
- Stillgewässer
- Offene Flächen, Heiden
- Grünland
- Ackerland
- Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
- Laubwald
- Nadelwald
- Bebauung
- Anthropogen genutzte Sonderflächen
- Verkehrsflächen
- Acker- und Grünlandgrenzen

- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

Ausgewählte Landschaftsausschnitte  
mit den Brutrevieren der Arten:

- I. Flussregenpfeifer
- II. Kiebitz
- III. Rebhuhn

## KARTE 14

### Datengrundlagen:

Beobachtungskartei  
(Ornithologischer Verein Leipzig e.V.)  
Literaturangaben

CIR-Biototypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)  
Landsat-TM 5 vom 20.04.1984  
Datenaufarbeitung: J. Horstkötter, A. Jentsch, S. Küster

### Bearbeitung:

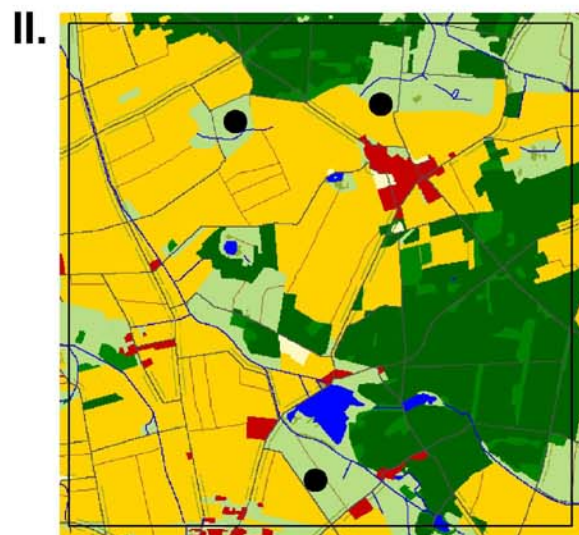
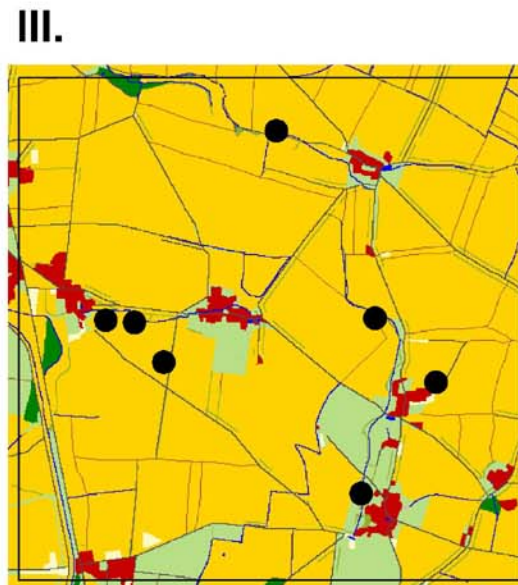
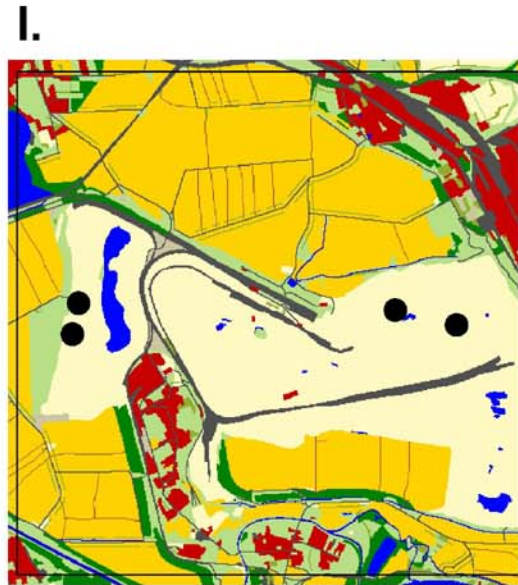
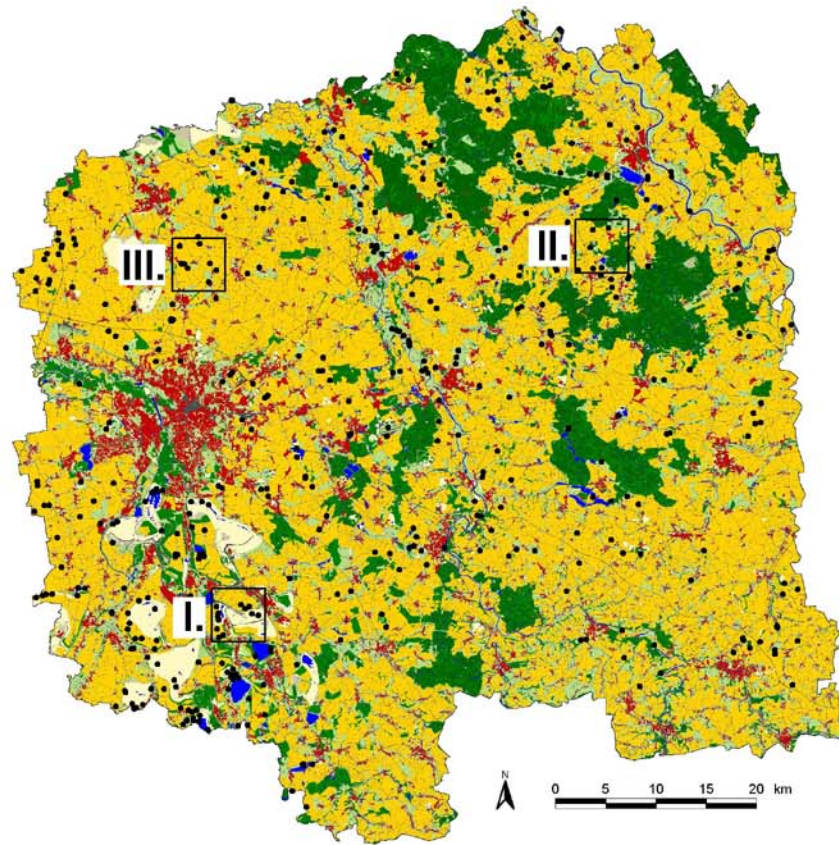
Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003





# Landschaftsstruktur und Artvorkommen im Untersuchungsgebiet

Zeitraum 1993 - 1995



## Biotop- und Landnutzungsklassen

- Fließgewässer
  - Stillgewässer
  - Offene Flächen, Heiden
  - Grünland
  - Ackerland
  - Gehölz, Einzelbaum, Baumreihe, Hecke
  - Laubwald
  - Nadelwald
  - Bebauung
  - Anthropogen genutzte Sonderflächen
  - Verkehrsflächen
  - Acker- und Grünlandgrenzen
- Artvorkommen zur Brutzeit
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

Ausgewählte Landschaftsausschnitte  
mit den Brutrevieren der Arten:

- I. Flussregenpfeifer
- II. Kiebitz
- III. Rebhuhn

## KARTE 15

### Datengrundlagen:

Brutvogelpunktkartierung Sachsens 1993 - 1995  
(Staatliches Umweltfachamt Leipzig)

CIR-Biotoptypen und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993  
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul)  
Landsat-TM 5 vom 21.07.1994  
Datenaufarbeitung: J. Horstkötter, A. Jentsch, S. Küster

### Bearbeitung:

Silvia Küster  
Diplomarbeit / Januar 2003



## Erklärung

Ich erkläre hiermit ehrenwörtlich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Bei der Auswahl und Auswertung des Materials habe ich Unterstützungsleistungen von folgenden Personen erhalten:

1. Frau Dr. Angela Lausch (UFZ Leipzig-Halle GmbH)
2. Herrn Dr. Carsten Dormann (UFZ Leipzig-Halle GmbH)

An der geistigen Herstellung der vorliegenden Diplomarbeit war außer mir niemand beteiligt. Insbesondere habe ich nicht die Hilfe eines Diplomberraters in Anspruch genommen. Dritte haben von mir weder unmittelbar noch mittelbar geldwerte Leistungen für Arbeiten erhalten, die im Zusammenhang mit dem Inhalt der vorliegenden Diplomarbeit stehen.

Die Arbeit wurde bisher weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form oder auszugsweise einer Prüfungsbehörde vorgelegt.

Ich erkläre mich einverstanden, dass meine Diplomarbeit nach positiver Begutachtung in der Zweigstelle Geographie der Universitätsbibliothek Leipzig zur Benutzung zur Verfügung steht.

Leipzig, im Januar 2003

.....