

Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden
Fakultät Landbau / Landespflege

„Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Land- schaftsstruktur und dem Vorkommen dreier Vogelarten“

eine GIS-gestützte Überprüfung der Ansprüche der Feldlerche *Alauda arvensis*, des
Neuntöters *Lanius collurio* und des Schwarzspechts *Dryocopus martius* an die
Landschaft

BACHELOR-ARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades eines
Bachelor of Science (B. Sc.) im Studiengang
Umweltmonitoring / Umweltanalyse

vorgelegt von

Thomas Müller
(Matrikel-Nummer 33319)

Betreut durch:

Prof. Dr. rer. nat. Frank Dziock
Dr. rer. nat. habil. Ulrich Walz

Dresden, im August 2015

Erklärung über die eigenständige Erstellung der Arbeit

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorgelegte Arbeit mit dem Titel

„Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Landschaftsstruktur und dem Vorkommen dreier Vogelarten“

selbständig verfasst, keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt sowie alle wörtlich oder sinngemäß übernommenen Stellen in der Arbeit als solche und durch Angabe der Quelle gekennzeichnet habe. Dies gilt auch für Zeichnungen, Skizzen, bildliche Darstellungen sowie für Quellen aus dem Internet.

Mir ist bewusst, dass die Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden Prüfungsarbeiten stichprobenartig mittels der Verwendung von Software zur Erkennung von Plagiaten überprüft.

Ort, Datum

Unterschrift Student

Danksagung

„Skylark optimal flight speeds for flying nowhere and somewhere“ lautet der Titel einer Arbeit von HEDENSTRÖM & ALERSTAM (1996). An dieser Stelle möchte ich herzlich Danke sagen an alle, die mich auf meinem „Flug“ vom „Nirgendwo“ ins „Irgendwo“ unterstützt und diese Arbeit überhaupt erst möglich gemacht haben.

Dies sind natürlich zuallererst meine beiden Betreuer Herr Dr. Ulrich Walz und Herr Prof. Dr. Frank Dziock. Beide haben mich stets mit Rat und Tat unterstützt und wertvolle Hinweise und auch Kritik für meine Arbeit gegeben. Großer Dank gebührt natürlich auch Sven Trautmann vom Dachverband Deutscher Avifaunisten, der unbürokratisch die Daten des Monitorings häufiger Brutvögel zur Verfügung stellte und ebenfalls wertvolle Tipps für diese Arbeit gegeben hat.

Dank gilt auch den Institutionen, die hinter den Personen stehen. Der HTW Dresden, für die gute Ausbildung und die tolle Zeit während des Studiums. Dem Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung Dresden für die wertvolle Berufspraxis, die ich sammeln konnte, für die Daten, die sie für die Arbeit zur Verfügung stellten und für die Rechenpower, die für dieses Projekt nötig war. Und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten für die tollen Daten, die sie mir kostenlos und unbürokratisch zur Verfügung stellten.

Danke sagen möchte ich auch meiner Familie, die mich auf meinem Weg stets bestärkt und unterstützt hat. Ohne deren Rückendeckung hätte ich wohl nie gewagt, meinen damaligen Job zu kündigen und Fachabitur und Studium in Angriff zu nehmen.

Sandra möchte ich danken, dass sie mich immer auf diesem Weg bestärkt und an mich geglaubt hat. Dank gebührt ihr natürlich auch dafür, dass sie sich bereit erklärt und ihre Zeit investiert hat, diese Arbeit Probe zu lesen. Nicht vergessen darf ich meine Kommilitoninnen und lieben Freunde Josephine, Sophia, Nadine und Melanie, mit denen wir in einer Art „Selbsthilfegruppe“ Hinweise und Tipps austauschten und uns gegenseitig über Schaffenskrisen hinweghalfen. Danke an euch auch für eine tolle Zeit in Dresden.

Ich möchte mich auch bei Frau Zahrend bedanken, die mir geholfen hat, meine persönliche „optimal flight speed“ zu finden.

Zu guter Letzt gebührt mein Dank all den Esri-Forumsschreibern aus aller Welt. Bei einem komplexen und auch leider manchmal fehleranfälligen Programm wie ArcGIS sind die Tipps, die man in den Foren erhält, Gold wert. Danke für all die Workarounds und Ratschläge, ohne diese würde ich wohl jetzt noch an den Modellen sitzen und Fehlermeldungen wegklicken.

Inhaltsverzeichnis

Erklärung über die eigenständige Erstellung der Arbeit	II
Danksagung	III
Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	IX
Anhangsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
2 Grundlagen	3
2.1 Die Untersuchten Vogelarten	3
2.1.1 Offenlandart Feldlerche <i>Alauda arvensis</i> (LINNAEUS, 1758)	3
2.1.2 Heckenart Neuntöter <i>Lanius collurio</i> (LINNAEUS, 1758)	5
2.1.3 Waldart Schwarzspecht <i>Dryocopus martius</i> (LINNAEUS, 1758).....	7
2.2 Landschaftsstruktur und untersuchte Landschaftsstrukturmaße	8
2.2.1 Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von Vogelarten	8
2.2.1.1 Bindung der Vogelarten an bestimmte Biotoptypen und –Strukturen.....	8
2.2.1.2 Minimalareale	9
2.2.1.3 Randeffekte	9
2.2.1.4 Kernareale	9
2.2.2 Die verwendeten Landschaftsstrukturmaße	10
2.2.2.1 Mean Patch Size (MPS).....	10
2.2.2.2 Percentage of Landscape (PLand)	10
2.2.2.3 Edge-Density (ED)	11
2.2.2.4 Mean Shape Index (MSI)	11
2.2.2.5 Total Core Area (TCA)	12
2.2.2.6 Fläche geeigneter Biotope ohne anthropogene Störeinflüsse (FI_ungest)	12
2.2.2.7 Fläche der Gehölzbiotope (Flaeche_Gehoelz) und Fläche der Hecken (Flaeche_Hecke).....	12
3 Methoden	13
3.1 Grundsätzliches zur Methodik	13
3.2 Die verwendeten Artdaten	13
3.3 Die verwendeten Flächennutzungsdaten und grundsätzliche Arbeitsschritte zur Erstellung des Flächenschemas.....	14
3.4. Abbildung der Habitatansprüche der Arten in Landschaftsstrukturmaße und Hypothesenbildung	15
3.4.1 Die Habitatansprüche der Feldlerche	15
3.4.2 Die Habitatansprüche des Neuntötters	16
3.4.3 Die Habitatansprüche des Schwarzspechts	17
3.4.4 Abfragen der Landnutzungsklassen zur Abbildung der Habitatansprüche der Arten.....	17
3.4.5 Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang des Vorkommens von Brutpaaren der Arten und den berechneten Landschaftsstrukturmaßen	19

3.5	Verschneidung der Daten und Berechnung der Landschaftsstrukturmaße	22
3.5.1	Eingangsdaten, Datenstruktur und vorbereitende Arbeitsschritte	22
3.5.2	Integration der Art Daten in Arc-GIS	23
3.5.3	Erzeugung artspezifischer Untersuchungsflächen	23
3.5.4	Die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße	24
3.5.4.1	Mean Shape Index	24
3.5.4.2	Mean Patch Size	25
3.5.4.3	Percentage of Landscape (PLand)	25
3.5.4.4	Total Core Area (TCA)	25
3.5.4.5	Fläche der geeigneten Biotope ohne anthropogene Störeinflüsse (FI_ungest)	25
3.5.4.6	Edge Density	26
3.5.4.7	Fläche Gehölze und Fläche Hecken	27
3.6	Modellbildung durch eine artspezifische Bewertungsmatrix	27
3.7	Statistische Verfahren	29
4	Ergebnisse	31
4.1	Feldlerche	31
4.1.1	Korrelationsanalyse und lineare Regression	31
4.1.2	Multiple lineare Regression	32
4.1.3	Präsenz-Absenz-Analyse	33
4.1.4	Vergleich des Vorkommens der Feldlerche mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur	34
4.2	Neuntöter	35
4.2.1	Korrelationsanalyse und lineare Regression	35
4.2.2	Multiple lineare Regression	37
4.2.3	Präsenz-Absenz-Analyse	38
4.2.4	Vergleich des Vorkommens des Neuntöters mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur	39
4.3	Schwarzspecht	40
4.3.1	Korrelationsanalyse und lineare Regression	40
4.3.2	Multiple lineare Regression	42
4.3.3	Präsenz-Absenz-Analyse	42
4.3.4	Vergleich des Vorkommens des Schwarzspechts mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur	44
4.4	Test auf räumliche Autokorrelation	46
5	Diskussion	47
5.1	Interpretation der Ergebnisse in Bezug auf die Ökologie der Arten	47
5.1.1	Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf die Feldlerche	47
5.1.2	Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf den Neuntöter	49
5.1.3	Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf den Schwarzspecht	51
5.2	Überprüfung der Habitatmodelle	52
5.3	Fehlerdiskussion	56
5.4	Ausblick	58
6	Zusammenfassung	60
	Quellen- und Literaturverzeichnis	XII
	Anhänge	XVIII

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Feldlerche (PETTERSON 2005)	3
Abb. 2: Neuntöter (RIECH 2008, verändert)	5
Abb. 3: Schwarzspecht mit Jungtieren (RAE 2003, verändert)	7
Abb. 4: Korrelation der Fläche ungestörter Habitats mit der Zahl der Brutpaare der Feldlerche und Regressionsgerade	32
Abb. 5: Scatterplot und Ergebnis der kubischen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren der Feldlerche besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl	35
Abb. 6: Korrelation der Fläche ungestörter Habitats mit der Zahl der Brutpaare des Neuntötters und Regressionsgerade	37
Abb. 7: Scatterplot und Ergebnis der linearen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren des Neuntötters besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl	40
Abb. 8: Korrelation des Anteils geeigneter Habitats einer Landschaft mit der Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts und Regressionsgerade	42
Abb. 9: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	43
Abb. 10: Scatterplot und Ergebnis der linearen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren des Schwarzspechts besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl	45
Abb. 11: Datenalter gegenüber gewähltem Zeitschnitt 2013, Gliederung: Kreise (IÖR-MONITOR 2014, verändert)	57
Abb. 12: Darstellung des Gis- Modells 1	XXI
Abb. 13: Darstellung des Gis-Modells 2	XXII
Abb. 14: Darstellung des Gis-Modells 3	XXIV
Abb. 15: Darstellung des Gis-Modells 4	XXVII
Abb. 16: Darstellung des Gis-Modells 4b	XXXI
Abb. 17: Darstellung des Gis-Modells 5 Teil 1.....	XXXIX
Abb. 18: Darstellung des Gis-Modells 5 Teil 2.....	XL
Abb. 19: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 1.....	XLIX
Abb. 20: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 2.....	L
Abb. 21: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 3.....	LI
Abb. 22: Darstellung des Gis-Modells 6	LII
Abb. 23: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare der Feldlerche	LIII
Abb. 24: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare der Feldlerche	LIII
Abb. 25: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen dem Anteil der geeigneten Habitats und Zahl der Brutpaare der Feldlerche	LIV
Abb. 26: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Total Core Area und Zahl der Brutpaare der Feldlerche	LIV
Abb. 27: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare der Feldlerche	LV

Abb. 28: Verteilung der Werte der Mean Patch Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LV
Abb. 29: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LVI
Abb. 30: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LVI
Abb. 31: Verteilung der Werte der Total Core Area auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LVII
Abb. 32: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitats auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LVII
Abb. 33: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche	LVIII
Abb. 34: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LIX
Abb. 35: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LIX
Abb. 36: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen PLand und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LX
Abb. 37: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LX
Abb. 38: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Fläche der Gehölze und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LXI
Abb. 39: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen der Heckenfläche und Zahl der Brutpaare des Neuntötters	LXI
Abb. 40: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXII
Abb. 41: Verteilung der Werte der Mean Patch-Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXII
Abb. 42: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXIII
Abb. 43: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitats auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXIII
Abb. 44: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXIV
Abb. 45: Verteilung der Werte der Fläche der Gehölze auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXIV
Abb. 46: Verteilung der Werte der Fläche der Hecken auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters	LXV
Abb. 47: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts	LXVI
Abb. 48: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts	LXVI
Abb. 49: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Total Core Area und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts	LXVII
Abb. 50: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Fläche ungestörter Habitats und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts	LXVII

Abb. 51: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts	LXVIII
Abb. 52: Verteilung der Werte der Mean Patch Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	LXVIII
Abb. 53: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	LXIX
Abb. 54: Verteilung der Werte der Total Core Area auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	LXIX
Abb. 55: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitats auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	LXX
Abb. 56: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts	LXX

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Entsprechungen der Habitatansprüche der Feldlerche (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; NLWKN 2011; STEFFENS et al. 2013) im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen	16
Tab. 2: Entsprechungen der Habitatansprüche des Neuntötters im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; STEFFENS et al. 2013; ZISCHEWSKI 2004)	16
Tab. 3: Entsprechungen der Habitatansprüche des Schwarzspechts im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; NLWKN 2010; STEFFENS et al. 2013)	17
Tab. 4: Bruthabitate der Feldlerche und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema	18
Tab. 5: Bruthabitate des Neuntötters und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema	18
Tab. 6: Bruthabitate des Schwarzspechts und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema	18
Tab. 7: SQL-Abfragen für das Modell 5	19
Tab. 8: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Feldlerche	20
Tab. 9: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Neuntötters	20
Tab. 10: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Schwarzspechts	21
Tab. 11: Übersicht über die Schritte der Arc-Gis-Berechnungen und über die Modelle	22
Tab. 12: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für die Feldlerche	28
Tab. 13: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für den Neuntöter	28
Tab. 14: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für den Schwarzspecht	29
Tab. 15: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare der Feldlerche und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen	31
Tab. 16: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanzen und Bestimmtheitsmaße R^2	32
Tab. 17: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung	33
Tab. 18: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche sowie die Signifikanzen	33
Tab. 19: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl	34
Tab. 20: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare des Neuntötters und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen	36
Tab. 21: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanzen und Bestimmtheitsmaße R^2	36
Tab. 22: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung	38
Tab. 23: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters sowie die Signifikanzen	38

Tab. 24: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl.....	39
Tab. 25: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare des Schwarzspechts und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen	41
Tab. 26: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanz und Bestimmtheitsmaße (R^2)	41
Tab. 27: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung	43
Tab. 28: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche sowie die Signifikanzen	44
Tab. 29: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl.....	44
Tab. 30: Ergebnisse des Tests auf Autokorrelation der Zahl der Brutpaare der Arten	46
Tab. 31: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für die Feldlerche	53
Tab. 32: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für den Neuntöter	53
Tab. 33: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für den Schwarzspecht	54
Tab. 34: Überprüfung der Regressionsgleichung der Feldlerche zur Besetzungswahrscheinlichkeit	54
Tab. 35: Überprüfung der Regressionsgleichung des Neuntötters zur Besetzungswahrscheinlichkeit	55
Tab. 36: Überprüfung der Regressionsgleichung des Schwarzspechts zur Besetzungswahrscheinlichkeit.....	56
Tab. 37: Die Klassen und die hierarchische Gliederung des IÖR-Monitors (IÖR-Monitor 2014)	XVIII
Tab. 38: Die Klassen und die hierarchische Gliederung des modifizierten Flächenschemas	XIX
Tab. 39: Übersicht über die Zuordnung der Landnutzungsklassen in aggregierte Klassen nach Walz 2013.....	XX
Tab. 40: Dokumentation des Gis-Modells 1	XXI
Tab. 41: Dokumentation des Gis-Modells 2	XXII
Tab. 42: Dokumentation des Gis-Modells 3	XXIII
Tab. 43: Dokumentation des Gis-Modells 4	XXV
Tab. 44: Dokumentation des Gis-Modells 4b	XXVIII
Tab. 45: Dokumentation des Gis-Modells 5	XXXII
Tab. 46: Dokumentation des Gis-Modells 5b	XLI
Tab. 47: Dokumentation des Gis-Modells 6	LII

Anhangsverzeichnis

Anh. 1:	Klassen und hierarchische Gliederung des IÖR-Monitors	XVIII
Anh. 2:	Zuordnung der Landnutzungsklassen in aggregierte Klassen	XX
Anh. 3:	Dokumentation der Arc-Gis-Modelle	XXI
Anh. 4:	Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Feldlerche	LIII
Anh. 5:	Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Neuntöters.....	LIX
Anh. 6:	Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Schwarzspechte	LXVI

1 Einleitung

Einzelne Vogelarten besiedeln nicht alle Teile einer Landschaft, sondern kommen nur in bestimmten Bereichen vor. Damit einzelne Biotope als Habitat geeignet sind, müssen bestimmte, für jede Art spezifische Eigenschaften der Biotope erfüllt sein. Diese sind beispielsweise passende Strukturen für die Nestanlage, Singplätze, Nahrungsangebot, Ausweichmöglichkeiten vor Konkurrenz, Schutzmöglichkeiten vor Prädatoren und viele andere mehr. Bei der Untersuchung dieser Strukturen können verschiedene Größenordnungen betrachtet werden, von Mikrohabitaten bis hin zur Landschaftsebene (BAIRLEIN 1996).

Um die strukturellen Eigenschaften einer Landschaft zu beschreiben und zu quantifizieren, eignen sich Landschaftsstrukturmaße (LANG & BLASCHKE 2007). Diese bieten eine Fülle an Möglichkeiten, die Habitatansprüche von Tierarten abzubilden. Sie eignen sich zur Abbildung der Fragmentierung und Diversität der Landschaft, zur Beschreibung von Größe und Form von Patches, Quantifizierung von Ökotonen und „Kanten“ oder zur Darstellung von Störungen (WALZ 2011). Für die Berechnungen und auch Auswertung dieser vor allem raumbezogenen Daten ist die Verwendung von Gis-Systemen elementar (LANG & BLASCHKE 2007).

In dieser Arbeit soll der Frage nachgegangen werden, ob sich mittels GIS-Systemen anhand eines flächendeckenden Datensatzes aus Digitalen-Landschaftsmodell-Daten (DLM-Daten) Landschaftsstrukturmaße berechnen lassen, die das Vorkommen dreier Vogelarten, der Offenlandart Feldlerche (*Alauda arvensis*), der Heckenart Neuntöter (*Lanius collurio*) und der Waldart Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), erklären können. Hierfür stehen bundesweit erhobene bzw. erfasste Daten zur Verfügung. Dies sind zum einen ein modifiziertes Flächenschema des IÖR-Monitors, basierend auf Daten des AFIS-ALKIS-ATKIS-Modells (IÖR-MONITOR 2014), und zum anderen Daten des Monitorings häufiger Brutvögel des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (SUDFELDT et al. 2012). Beim AFIS-ALKIS-ATKIS-Modell, kurz AAA-Modell, handelt es sich um das Nachfolgermodell des ATKIS-Basis-DLM.

Es gibt einige Arbeiten, die sich bereits mit den Auswirkungen der Landschaftsstruktur auf die Biodiversität im Allgemeinen oder auf das Vorkommen von Vogelarten im Speziellen beschäftigt haben. BILLETER et al. (2008) haben auf Untersuchungsflächen in ganz Europa geprüft, ob anhand von Indikatorspezies oder Landschaftsstrukturmaßen die Biodiversität vorhergesagt werden kann. Sie sind zu dem Schluss gekommen, dass Landschaftsstrukturmaße nur eingeschränkt dazu zu verwenden sind. Das Vorkommen von Vogelarten korreliert demzufolge aber mit steigendem Anteil halbnatürlicher Patches einer Landschaft. Verschiedene Diplomarbeiten befassten sich mit der Anbindung von Vogelarten an die Landschaftsstruktur. Die Arten Flussregenpfeifer, Kiebitz und Rebhuhn wurden in einer Tagebaufolgelandschaft im Landkreis Leipzig betrachtet und klare

Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Vorkommen nachgewiesen (BOMHARD et al. 2002; KÜSTER et al. 2003). JENTSCH et al. (2002) untersuchten das Vorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule in Sachsen auf Messtischblatt-Quadranten-Ebene und kamen zu ähnlichen Schlüssen.

Eine Arbeit von MICHEL & WALZ (2012) thematisiert unter anderem die Ansprüche der Feldlerche an die Landschaft. Hier wurde der Zusammenhang zwischen Landschaftsstruktur und dem Vorkommen von ausgewählten Bodenbrütern des Offenlandes im Landkreis Görlitz untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass einzelne Landschaftsstrukturmaße nicht ausreichen, um das Vorkommen der Vogelarten zu erklären. Vorhersagen können nur mit Kombination von Landschaftsstrukturmaßen getroffen werden. Andere Studien belegen, dass das Vorkommen der Feldlerche sehr stark von der Bewirtschaftungsform und der Vegetationsstruktur abhängt (CHAMBERLAIN et al. 1999; ROBINSON et al. 2001; SAUERBREI et al. 2014). Arbeiten, die sich mit den Auswirkungen der Landschaftsstruktur auf Vorkommen der Feldlerche befassten, kamen zu dem Schluss, dass die Art Vertikalstrukturen meidet, die Ansitzwarten für Prädatoren darstellen könnten (WHITTINGHAM & EVANS 2004).

Über den Neuntöter haben GOŁAWSKI & MEISSNER (2008) eine Studie verfasst, in der sie für ein Untersuchungsgebiet in Ostpolen ein Habitatmodell anhand der Landschaftsstruktur erstellt haben. Ihr minimal adequate Modell erklärte aber nur 18,3% der Streuungen der Nestlingszahlen des Neuntöters. VANHINSBERGH & EVANS (2002) und BRAMBILLA et al. (2007) hatten sich ebenfalls mit den Anforderungen des Neuntöters an die Landschaftsstruktur auseinandergesetzt. Demnach bevorzugt die Art eine Heckendichte von ca. 15 % auf den Flächen und kleinräumige Acker-Weide-Mosaik.

Arbeiten zu den Ansprüchen des Schwarzspechts an die Landschaftsstruktur sind rar. Die meisten Arbeiten befassen sich vor allem mit der inneren Struktur der Wälder und deren Auswirkungen auf die Art (UTSCHICK 1991; MOLLET et al. 2009; HOHLFELD 1995; SCHACH 2004). Laut BROTONS et al. 2003 ist für die Art innere Struktur der Habitats wichtiger als die äußere.

Ziel dieser Arbeit ist es zu prüfen, inwieweit sich die Habitatansprüche von Feldlerche, Neuntöter und Schwarzspecht in aus Vektordaten des AAA-Modells berechneten Landschaftsstrukturmaßen abbilden lassen. Vorteil dieses Modells ist es, dass dieses flächendeckende Landnutzungsdaten für ganz Deutschland zur Verfügung stellt. Zudem soll mit den berechneten Landschaftsstrukturmaßen versucht werden, ein Habitatmodell für diese Arten zu erstellen, das das Vorkommen der Arten in einer Landschaft vorhersagen kann.

2 Grundlagen

2.1 Die Untersuchten Vogelarten

In dieser Arbeit soll die Auswirkung der Landschaftsstruktur auf Vorkommen und Zahl der Brutpaare einer Offenlandart, eines Heckenvogels und einer Waldart geprüft werden. Damit diese Arten für diese Untersuchung geeignet sind, müssen diese über das gesamte Untersuchungsgebiet, also über ganz Deutschland, verbreitet sein. Zudem sollten die Arten repräsentativ für den jeweiligen Lebensraum sein und auch einen naturschutzfachlichen Wert darstellen. Nach Literaturrecherche (u.a. BAUER et al. 2012; STEFFENS et al. 2013) und Rücksprache mit dem Ornithologen Sven Trautmann vom Dachverband deutscher Avifaunisten, fiel die Wahl auf die drei Arten Feldlerche (*Alauda arvensis*), Neuntöter (*Lanius collurio*) und Schwarzspecht (*Dryocopus martius*).

2.1.1 Offenlandart Feldlerche *Alauda arvensis* (LINNAEUS, 1758)



Abb. 1: Feldlerche (PETTERSON 2005)

Verbreitung und Wanderungen: Die Feldlerche (Abb. 1) ist Brutvogel der borealen, gemäßigten und mediterranen Zone, sowie der Steppenzone mit Verbreitung von Westeuropa und Nordwestafrika bis nach Ostsibirien und Japan. In den Mittelgebirgen kommen Feldlerchen bis in eine Höhe von 1670 m vor, in den Alpen bis 2300 m, in Ausnahmefällen bis 2600 m. Feldlerchen sind mit Ausnahme der Brutpaare der britischen Inseln Zugvögel und überwinden in Südwest-Europa, Nordafrika, im Mittelmeerraum und Vorderasien. Der Wegzug erfolgt September bis Oktober, der Heimzug von März bis Anfang Mai (BAUER et al. 2012).

Bestand: Der Bestand in Europa liegt zwischen 40 und 80 Millionen Brutpaare bei insgesamt rückläufigem Bestand. In Deutschland beträgt der Bestand 1,6 bis 2,7 Mio. Brutpaaren (BAUER et al. 2012).

Habitat: Die Art brütet in offenem Gelände mit weitgehend freiem Horizont mit trockenem oder wechselfeuchtem Boden. Die Krautschicht sollte niedrig und abwechslungsreich sein, bevorzugt karg oder mit offenen Bodenstellen. Typische Habitate sind Wiesen, Ackerland und extensiv genutzte Weiden (BAUER et al. 2012). Des Weiteren stellen Heiden, Magerrasen oder Sukzessionsflächen in frühen Stadien geeignete Habitate dar. Im Agrarraum ist die Besiedlung der Flächen stark von der nutzungsbedingten Vegetationsdynamik abhängig (STEFFENS et al. 2013). Dicht stehende Vegetation wird nur an Störstellen besiedelt (BAUER et al. 2012). Feldlerchen halten zu Wäldern oder Siedlungen einen Abstand von ca. 60 bis 120 m, einzelne Gebäude, Bäume oder Büsche werden allerdings geduldet (NLWKN 2011).

Reviergröße: In Deutschland beträgt die Reviergröße 0,5 bis 0,8 ha. In Abhängigkeit der Feldbestellung kann ein Revier der Feldlerche auch bis zu 4,8 ha groß sein (BAUER et al. 2012).

Nahrung: Im Winter besteht die Nahrung überwiegend aus Samen, Getreidekörnern, Keimlingen oder zarten Blättern, ab April zunehmend aus Insekten, Spinnen, kleinen Schnecken oder Regenwürmern (BAUER et al. 2012).

Gefährdung und Schutz: Feldlerchen sind laut Roter Liste der Brutvögel Deutschlands gefährdet (SÜDBECK et al. 2007). Die Art ist in der Vogelschutzrichtlinie Anhang 1 (Richtlinie 2009/147/EG) gelistet und ist nach § 44 BNatSchG besonders geschützt.

Die Art erlebte einen dramatischen Bestandsrückgang in den 70er Jahren in fast ganz Mitteleuropa. Grund hierfür ist vor allem die Intensivierung der Landwirtschaft, die durch Düngung zu dichtem Pflanzenwuchs im Frühjahr führt und durch Biozideinsatz Nahrungsquellen vernichtet. Weitere Gründe sind die Entfernung von Saumstrukturen, Erhöhung der Schlaggrößen und die Konzentration auf wenige Kulturpflanzen wie Mais (BAUER et al. 2012).

Zum Schutz der Art sollten Brach- und Ausgleichsflächen ohne Mahdtermine während der Brutzeit geschaffen werden. Auch die Mosaikstruktur der Kulturlandschaft sollte wiederhergestellt, Ackerlandstreifen und Ruderalflächen erhalten werden. Eine Reduktion des Pestizid- und Düngemiteleinsetzes in der Landwirtschaft würde das Nahrungsangebot und die Zahl geeigneter Nistplätze erhöhen (BAUER et al. 2012).

2.1.2 Heckenart Neuntöter *Lanius collurio* (LINNAEUS, 1758)



Abb. 2: Neuntöter (RIECH 2008, verändert)

Verbreitung: Neuntöter (Abb. 2) sind im Westen der Paläarktis verbreitet. Sie kommen im Süden der borealen Zone, in der gemäßigten, mediterranen und der Steppenzone vor. Das Areal reicht im Süden bis Nordspanien, Süditalien, Griechenland und Türkei, im Norden bis Mittelschweden und Mittelfinnland. In Deutschland kommt die Art bis in Höhen von 1000 m vor, zur Brutzeit bis zu 1350 m (BAUER et al. 2012). Neuntöter sind Langstreckenzieher, die Art überwintert in Ost- und Südafrika. Der Wegzug erfolgt von Ende Juli bis Anfang Oktober mit einem Maximum von August bis Anfang September. Der Rückzug nach Mitteleuropa erfolgt Anfang bis Mitte April mit Ankunft im Mai (BAUER et al. 2012).

Bestand: Der europäische Gesamtbestand liegt etwa bei 6,3 bis 13 Millionen Brutpaaren und ist leicht rückläufig. In Deutschland liegt der Bestand bei 90.000 bis 190.000 Brutpaaren (BAUER et al. 2012).

Habitat: Die Art brütet in halb offenen und offenen Landschaften mit aufgelockertem, abwechslungsreichen Buschbestand und Einzelbäumen, größeren kurzrasigen oder vegetationsarmen Flächen, aber abwechslungsreicher Krautflora (BAUER et al. 2012). Reiche Insektenvorkommen werden benötigt (STEFFENS et al. 2013). Thermisch günstige Lagen werden bevorzugt besiedelt. Das Nest wird überwiegend in Dornbüschen (z.B. Schlehe *Prunus spinosa*, Heckenrose *Rosa corymbifera*, Brombeere *Rubus sectio Rubus* oder Weißdorn *Crataegus sp.*, seltener auch in dornlosen Büschen oder in Bäumen angelegt (BAUER et al. 2012). Die Höhe der Gehölze beträgt optimalerweise 2 bis 4 m (ZISCHEWSKI 2004). Somit ist der Neuntöter Charakterart der Feldgehölz- und Heckenlandschaften. In Mitteleuropa findet die Art unter anderem in Trockenrasen, frühen Stadien von Sukzessionsflächen, Heckenlandschaften, Streuobstwiesen, Weinbergen und Trockenhängen, Brachen, Kahlschlägen, buschreichen Waldrändern, Feldgehölzen oder Parkanlagen ein Vorkommen (BAUER et al. 2012), oder in extensiv oder nicht genutzten Agrarsplitterflächen oder Sonderstandorten im Gebüsch- oder Vorwaldstadium. Seltener werden Feuchtgebiete wie Moore,

Teichränder oder Röhrichte besiedelt (STEFFENS et al. 2013), sofern sie gebüschreich sind (KIEL 2007).

Reviergröße: Die Reviergröße beträgt in Mitteleuropa 1 bis 6 ha, in günstigen Gebieten 1,5 bis 2 ha (BAUER et al. 2012).

Nahrung: Die Nahrung der Neuntöter besteht vor allem aus Insekten wie Käfern, Heuschrecken, Grillen und Hautflüglern. Daneben dienen auch Spinnen, seltener Kleinsäuger oder ausnahmsweise auch Jungvögel als Nahrung (BAUER et al. 2012).

Gefährdung und Schutz: Die Art ist laut Roter Liste der Brutvögel Deutschland ungefährdet (SÜDBECK et al. 2007). Neuntöter sind in der Vogelschutzrichtlinie Anhang 1 (Richtlinie 2009/147/EG) gelistet und ist nach § 44 BNatSchG besonders geschützt.

Die Gefährdungsursachen liegen vor allem in der Lebensraumzerstörung. Gründe hierfür sind beispielsweise die Ausräumung von Agrarlandschaften, Flurbereinigung, Aufforstung und Umbruch von Grünland. Auch die Abnahme der Bestände von Beutetieren spielt eine Rolle. Dies liegt unter anderem an der Intensivierung der Landwirtschaft und Biozid- und Düngemittleinsatz (BAUER et al. 2012). Zu größeren Bestandseinbußen kommt es auch durch strenge Winter (STEFFENS et al. 2013).

Zu empfehlende Schutzmaßnahmen sind eine Extensivierung der Grünlandnutzung, Schutz und Neuanlage von Heckenstrukturen, Erhöhung des Nahrungsangebotes durch Aushagerung und Erhöhung der Strukturvielfalt in der Landwirtschaft, sowie die Reduzierung der Verwendung von Bioziden (BAUER et al. 2012).

2.1.3 Waldart Schwarzspecht *Dryocopus martius* (LINNAEUS, 1758)



Abb. 3: Schwarzspecht mit Jungtieren (RAE 2003, verändert)

Verbreitung und Wanderungen: Der Schwarzspecht (Abb. 3) ist in der gemäßigten und borealen Zone von Südwesteuropa bis Sachalin verbreitet. In Mitteleuropa kommt die Art von Tieflagen bis in die Montanstufe vor, in geringerer Dichte auch in der Subalpinstufe. Adulte Tiere sind größtenteils Standvögel, juvenile siedeln sich in weitem Umkreis an. Der Wegzug der Jungvögel erreicht in Mitteleuropa im August bis Anfang September einen ersten Höhepunkt, und gegen Ende September einen zweiten (BAUER et al. 2012).

Bestand: Der Bestand liegt in Europa zwischen 740.000 und 1.400.000 Brutpaaren, in Deutschland zwischen 28.000 und 44.000 (BAUER et al. 2012).

Habitat: Für die Anlage der Brut- und Schlafhöhlen benötigt der Schwarzspecht Altholzbestände mit mindestens 4-10 m astfreien und mindestens 35 cm dicken Stämmen. Hierbei ist die Möglichkeit eines freien Anflugs wichtig (BAUER et al. 2012). Die Art besiedelt überwiegend geschlossene, großflächige Wälder (NLWKN 2010), fast alle Waldgesellschaften kommen dabei als Habitat in Frage. Der Schwarzspecht nistet allerdings auch in kleinen Gehölzen und Altholzinseln (BAUER et al. 2012). Optimal sind Wälder mit ausgedehnten Altholzbeständen oder gestufte alte Mischwälder auch mit hohem Nadelbaumanteil (NLWKN 2010). Reine Laubholzbestände werden seltener besiedelt. Die Bruthöhlen werden überwiegend in Altholz der Rotbuche angelegt (STEFFENS et al. 2013). Als Nahrungshabitat bevorzugt der Schwarzspecht große, aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit Arthropodenbefall oder vermodernde Baumstümpfe (BAUER et al. 2012).

Reviergröße: Ein Brutpaar beansprucht ein Revier von ca. 250 – 400 ha. Allerdings sind die Reviere oft bis 1500 ha groß. In Tannen-Buchenwäldern sind auch wesentlich kleinere Reviere möglich. (BAUER et al. 2012).

Nahrung: Die Nahrung besteht vor allem aus Larven, Puppen und Imagines von Ameisen, xylobionten Käfern, anderen Insekten, Spinnen und kleinen Schnecken. Sehr selten werden Beeren oder Früchte verzehrt (BAUER et al. 2012).

Gefährdung und Schutz: Der Schwarzspecht ist laut Roter Liste der Brutvögel Deutschland ungefährdet (SÜDBECK et al. 2007). Die Art ist, in der Vogelschutzrichtlinie Anhang 1 gelistet (Richtlinie 2009/147/EG) und ist nach BArtSchV Anhang 1 bzw. § 44 BNatSchG streng geschützt.

Gefährdungsursachen liegen vor allem in Habitatverlusten durch forstwirtschaftliche Maßnahmen wie Kahlschläge, Entfernung von Höhlenbäumen oder Totholz. Auch direkte Verfolgung durch Abschuss spielt eine Rolle (BAUER et al. 2012).

Schutzmaßnahmen sollten vor allem die Sicherung und der Erhalt von Höhlenbäumen und der Erhalt von Altholzinseln sein. Verlängerung der Umtriebszeiten, das Belassen von Totholz und der Verzicht auf Biozide sind weitere sinnvolle Maßnahmen (BAUER et al. 2012).

2.2 Landschaftsstruktur und untersuchte Landschaftsstrukturmaße

2.2.1 Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von Vogelarten

2.2.1.1 Bindung der Vogelarten an bestimmte Biotoptypen und -Strukturen

Viele Vogelarten sind aufgrund ihrer Morphologie an bestimmte Biotope gebunden. Ein Beispiel hierfür ist die Anpassung von Rohrsängern an Schilfgebiete: Spezielle Anpassungen der Füße ermöglichen das Klammern an vertikale Zweige und das Fortbewegen zu Fuß in dichter Vegetation. Auch die Flügelformen sind von Bedeutung: Langstreckenzieher haben oftmals lange, spitze Flügel. Diese sind aber zum Manövrieren in dichter Vegetation ungeeignet, hier wären kurze, rundlichere Flügelformen von Vorteil. Rohrsänger haben durch den Verzicht auf den Gebrauch ihrer Flügel im Schilf diese auf den Langstreckenflug angepasst. Überwinternde Arten haben dagegen oftmals Flügelformen entwickelt, mit denen sie auch in dichter Vegetation manövrieren können (BAIRLEIN 1996).

Doch auch mikroklimatische Bedingungen wie Wind, Temperatur, Einstrahlung oder Luftfeuchte spielen eine Rolle bei der Habitatwahl. So sind beispielsweise Windgeschwindigkeiten im Nadelwald deutlich geringer als in Laubwäldern, so dass sich einige Arten bevorzugt in Nadelwäldern aufhalten, um nicht auszukühlen. Anpassungen an exponiertere Habitate können beispielsweise das Anlegen bzw. Benutzen von Bruthöhlen oder von Kugelnestern sein, aber auch der tageszeit- bzw. witterungsbezogene Wechsel von Habitaten (BAIRLEIN 1996).

2.2.1.2 Minimalareale

Damit Biotope als Habitat für eine Art geeignet sind, müssen diese neben bestimmten qualitativen Eigenschaften eine gewisse Mindestgröße aufweisen. Dabei ist zwischen dem Minimumareal eines Individuums und dem einer Population zu unterscheiden (HEYDEMANN 1981). In dieser Arbeit soll allerdings auf eine Betrachtung der Metapopulationsebene verzichtet werden.

Als Minimumareal gilt die Fläche eines geeigneten Biotops, die die Mindestanzahl von Individuen einer Art beherbergen kann, die das Fortbestehen der Population sichert. Dabei wird zwischen flächenabhängigen Arten, die relativ große Areale besiedeln und flächenunabhängigen Arten, die auch in kleinen Patches ein Vorkommen finden, unterschieden (FORMAN 1995). Unabhängig davon steigt mit zunehmender Größe der Patches die Artenzahl. Dies liegt zum einen darin begründet, dass mit höherer Flächengröße die Standortbedingungen im Patch stärker variieren, zum anderen auch daran, dass sich Arten mit höherem Flächenbedarf ansiedeln (BASTIAN et al. 1989).

2.2.1.3 Randeffekte

Randzonen sind Kontaktzonen zwischen zwei Biotoptypen, in denen sich oft eigene Biotoptypen, Ökotone genannt (STEINHARDT et al. 2005), mit einer eigenen Biozönose herausbilden. Eine Vielzahl unterschiedlicher Umweltbedingungen auf kleinem Raum ermöglicht die Vergesellschaftung von Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen. Die Folge ist, dass die Artenzahl in den Randzonen deutlich höher ist als in den Kernzonen der Biotope. Man spricht vom Rand- oder „Edge“-Effekt. Typische Randbiotope sind Waldränder und Hecken, aber auch Bahndämme, Feldraine oder Ufer (BASTIAN et al. 1989).

2.2.1.4 Kernareale

Kernareale (englisch „core areas“) sind die Teile eines Biotopes, die nicht von Randeffekten betroffen sind. Während beispielsweise mikroklimatische Effekte der Randzonen nach kurzer Distanz keine Rolle mehr spielen, wirken sich andere, wie zum Beispiel das Wirken von Prädatoren, deutlich tiefer in den Habitaten aus (GUSTAFSON 1998). Kernzonen werden primär von Spezialisten, K-Strategen oder Kulturflüchtern besiedelt (MADER 1983). Obwohl Ökotone eine höhere Biodiversität aufweisen als Kerngebiete von Biotopen, hätte ein Verlust dieser Kernareale eine Verringerung des Artenspektrums in der Landschaft zur Folge (BASTIAN et al. 1989). Die Distanz zum Rand eines Biotops, die die Kernareale definiert, ist von Spezies zu Spezies verschieden und hängt von deren

speziellen Habitatpräferenzen, aber auch von der Beschaffenheit und Schärfe der Biotopgrenzen ab (GUSTAFSON 1998).

Eine andere Form, Kernareale zu definieren, ist die Möglichkeit, Ausweichreaktionen der Arten gegenüber anthropogenen Störungen wie Lärm oder optischen Reizen zu quantifizieren. Viele Vogelarten meiden die Nähe zu Straßen oder Siedlungen. Die Distanzen, in denen eine Meidungsreaktion auftritt, wird Effektdistanz genannt. Diese betragen laut GARNIEL & MIERWALD (2010) für die Feldlerche 100 m, für den Neuntöter 200 m und für den Schwarzspecht 300 m. Die Feldlerche ist hierbei ein Sonderfall, bei der der Zusammenhang zwischen Störreizen und Meidungsreaktion noch nicht völlig geklärt ist. Die 100 m entsprechen dabei der Distanz, bei der die Reaktion am deutlichsten ausfällt (GARNIEL & MIERWALD 2010).

2.2.2 Die verwendeten Landschaftsstrukturmaße

2.2.2.1 Mean Patch Size (MPS)

Das Landschaftsstrukturmaß Mean Patch Size (MPS), oder Mittlere Flächengröße, wird aus der Summe der Flächen der einzelnen Patches dividiert durch deren Anzahl errechnet (MCGARIGAL 2015).

$$MPS = \frac{A}{N}$$

mit A = Gesamtfläche (ha); N = Anzahl der Patches.

Die Mean Patch Size wird in dieser Arbeit auf Flächennutzungsklassen angewendet, die potentiell geeignete Habitate für die jeweilige Art darstellen. Es kann somit geprüft werden, ob und wie die jeweilige Art auf die Flächengröße der geeigneten Habitate reagiert, das heißt größere oder kleinere Patches bevorzugt.

2.2.2.2 Percentage of Landscape (PLand)

Das Landschaftsstrukturmaß Percentage of Landscape oder PLand gibt den prozentualen Flächenanteil einer oder mehrerer Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche an (MCGARIGAL 2015).

$$PLand = \frac{\sum a_i}{A} * 100 \%$$

mit a_i = Fläche eines Patches der Klasse i (ha); A = Gesamtfläche (ha)

Mit diesem Landschaftsstrukturmaß wird in dieser Arbeit der prozentuale Anteil der für die jeweilige Art geeigneten Lebensräume an dem jeweiligen Untersuchungsgebiet abgebildet.

2.2.2.3 Edge-Density (ED)

Die Edge-Density (ED), oder Kantendichte ist ein Landschaftsstrukturmaß, das die Strukturiertheit oder die Zerschnittenheit einer Landschaft abbildet. Es setzt die Summe der Länge der Kanten mit der Gesamtfläche in Verhältnis (MCGARIGAL 2015).

$$ED = \frac{E}{A} * 10000$$

mit E = Summe der Kanten der Landschaft (m); A = Gesamtfläche (ha)

Die Kantendichte wird in dieser Arbeit auf sämtliche Patches der Untersuchungsgebiete angewendet, um die Auswirkung des Formenreichtums einer gesamten Landschaft auf das Vorkommen der Vogelarten abzubilden.

2.2.2.4 Mean Shape Index (MSI)

Der Mean Shape Index (MSI) ist ein Formenmaß. Hierfür wird für jedes Patch der der untersuchten Klasse der Shape-Index berechnet, das heißt der Umfang eines Patches mit dem Umfang eines Kreises gleicher Fläche dividiert. Je höher der Shape-Index eines Patches ist, desto komplexer ist seine Form. Der Mean Shape Index ist der Mittelwert dieser Werte (MCGARIGAL & MARKS 1995).

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{2 * \sqrt{\pi * a_{ij}}} \right)}{n_i}$$

mit p_{ij} = Umfang des Patches ij (m); a_{ij} = Fläche des Patches ij (m²); n_i = Anzahl der Patches

Der Mean Shape Index wird in dieser Arbeit für die geeigneten Habitate der jeweiligen Art berechnet. So kann geprüft werden, ob die Art kompakt geformte Patches bevorzugt, oder eher komplex geformte.

2.2.2.5 Total Core Area (TCA)

Kernzonen sind die Gebiete eines Patches, die einen definierten Abstand zum Rand des Patches nicht unterschreiten. Diese können mittels GIS-Anwendungen durch negative Puffer ermittelt werden. Die Total Core Area (TCA) ist die Summe der Kernzonen einer Landschaft (MCGARIGAL 2015).

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c$$

mit a_{ij}^c = Die Kernzone des Patches i der Klasse j (ha).

2.2.2.6 Fläche geeigneter Biotope ohne anthropogene Störeinflüsse (FI_ungest)

Dieses Landschaftsstrukturmaß sagt aus, wie groß die Fläche von geeigneten Habitaten ist, die nicht von anthropogenen Störeinflüssen wie Lärm oder optischen Störreizen betroffen sind (in Anlehnung nach UMASS (2015) und GARNIEL & MIERWALD (2010))

$$Fl_{ungest} = \sum_{j=1}^n a_{ij}^g - \sum_{j=1}^n a_{ij}^s$$

mit a_{ij}^g = Fläche eines als Habitat geeignetes Patches i der Klasse j (ha) und a_{ij}^s = Fläche eines unter Störeinflüssen liegenden Patches i der Klasse j (ha).

Die Distanzen, in denen die Arten deutliche Meidungsreaktionen zeigen werden Effektdistanzen genannt.

2.2.2.7 Fläche der Gehölzbiotope (Flaeche_Gehoelz) und Fläche der Hecken (Flaeche_Hecke)

Bei diesen Landschaftsstrukturmaßen wird die Summe der Gehölz- bzw. Heckenflächen gebildet. Da die Grundflächen der Untersuchungsgebiete identisch sind, sind die Werte untereinander vergleichbar.

$$Flaeche_Gehoelz = \sum_{j=1}^n a_{ij} \quad Flaeche_Hecke = \sum_{j=1}^n a_{ik}$$

mit a_{ij} = Fläche des Patches i einer Gehölzklasse j (ha) und a_{ik} = Fläche des Patches i der Klasse der Hecken k

3 Methoden

3.1 Grundsätzliches zur Methodik

Für die Berechnungen und Verschneidungen wurde ArcGIS in der Version 10.3.1, Lizenztyp advanced in englischer Version verwendet. Die Aufbereitung und Auswertung der Daten erfolgte mit SPSS Version 21.0 und Excel 14.0 (MS Office 2010) bzw. Excel 12.0 (MS Office 2007)

In dieser Arbeit werden für den Zeitschnitt 2013 aus flächendeckenden Daten des AAA-Modells Landschaftsstrukturmaße berechnet. Diese werden auf Zusammenhänge mit der Anzahl der Brutpaare und dem Vorkommen dreier Vogelarten, dem Schwarzspecht, dem Neuntöter und der Feldlerche geprüft. Die Flächennutzungsdaten sind Vektordaten. Diese haben den Vorteil, dass räumlich diskrete Objekte, wie Flächennutzungsdaten, räumlich klar abgrenzbar sind. Sie sind genauer als Rasterdaten, zumindest bis zur Maßstabsebene, auf der sie erfasst worden sind (LANG & BLASCHKE 2007). Bei den Berechnungen wird auf die Verwendung von Fragstats, einem Programm, das Landschaftsstrukturmaße auf Rasterebene berechnet (MCGARIGAL 2015), verzichtet.

Die verwendeten Artdaten entstammen den Daten des Monitorings häufiger Brutvögel (MhB) des Jahres 2013. Diese Daten wurden für quadratische 1 km²-Raster erhoben (SUDFELD 2012), deren Geometrien Grundlage für die Erstellung der Untersuchungsflächen ist und als Vorlage für die Erstellung einer Ergebnis-Feature-Class dienen. Auf die Verwendung von Daten auf Messtischblatt-Quadranten-Basis wurde verzichtet, da diese mittels Modellen aus den MhB-Daten erstellt wurden (SUDFELD 2012). So wird dem Problem aus dem Weg gegangen, dass Habitatmodelle aus bereits modellierten Daten berechnet werden.

3.2 Die verwendeten Artdaten

Bei den verwendeten Artdaten handelt es sich um Daten des Monitorings häufiger Brutvögel (MhB) des Jahres 2013. Für dieses Programm wurden 2637 einzelne, über Deutschland verteilte Monitoringflächen ausgewählt, die nach einem geschichteten Modell gezogen wurden. Die Ziehung basiert auf zwei räumlichen Gliederungen, zum einen auf klassifizierten Daten des ATKIS-Basis-DLM, zum anderen auf Standort- und Landschaftstypen nach SCHRÖDER et al. (2001). Die Verschneidung dieser beiden Gliederungen wird als Schicht bezeichnet. Im Ergebnis stehen 111 Schichten, für die mit einem Programm repräsentativ die (im 3. Meridianstreifen des Gauß-Krüger-Koordinatensystems) quadratischen, einen Quadratkilometer großen, untereinander überlappungsfreien Probenflächen selektiert wurden (SUDFELD 2012).

1000 der Probeflächen gehören zum Grundprogramm, die repräsentative Aussagen für ganz Deutschland erlauben, 1637 weitere Flächen wurden auf Bundesland-Ebene gezogen, um vertiefende Aussagen für die Bundesländer zu ermöglichen. Die Kartierung erfolgte auf den meisten Flächen durch die Punkt-Stopp-Methode anhand einer etwa 3km langen Route. Abweichungen zu dieser Methode ergeben sich beispielsweise bei mangelnder Zugänglichkeit des Geländes (SUDFELD 2012).

Die Artdaten geben die Anzahl der Brutpaare von Feldlerche, Neuntöter und Schwarzspecht je MhB-Fläche an und wurden als Excel-Tabelle „RevierdatenMhB2013Ssp_Nt_Fl.xls“ zur Verfügung gestellt (siehe digitaler Anhang, Ordner Eingangsdaten). In den Daten werden lediglich Flächen angeführt, in denen mindestens ein Brutpaar einer Art erfasst wurde. Somit existieren in der Tabelle keine Angaben über absolute Nullflächen. Da allerdings nicht alle MhB-Flächen im Monitoring erfasst werden (SUDFELD 2012), kann man nicht von den in der Tabelle nicht aufgeführten Erfassungsflächen auf erfasste Nullflächen schließen. Aus diesem Grund wird mit Pseudoabsenzen aus den vorhandenen Daten gearbeitet.

3.3 Die verwendeten Flächennutzungsdaten und grundsätzliche Arbeitsschritte zur Erstellung des Flächenschemas

Das verwendete Flächenschema wurde für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für den Zeitschnitt 2013 erstellt und basiert auf einem Flächenschema des IÖR-Monitors. Es handelt sich dabei um vektorielle Daten einer flächendeckenden Landnutzungskartierung des AFIS-ALKIS-ATKIS-Modells, kurz AAA-Modell. Hierbei wurden die Daten des ALKIS (Amtliches Liegenschaftskataster Informationssystem), AFIS (Amtliches Festpunktinformationssystem) und des ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) zu einem Modell zusammengefasst (MEINEL & SCHUMACHER 2010).

Der IÖR-Monitor wurde aus Daten des AAA-Modells aufgebaut. Hierbei wurden die einzelnen Flächen nach ihrer Nutzungsart in 38 Klassen eingeordnet. Für den Fall von Überlagerungen wurden diese Kategorien hierarchisch geordnet, so dass übergeordnete Landnutzungsklassen untergeordnete überschreiben und somit die Summe der Einzelflächen der Klassen 100% der Grundfläche Deutschlands entspricht (IÖR-MONITOR 2014; siehe Anhang 1, Tab. 37).

Nicht im Flächenschema des IÖR enthalten sind die im AAA-Modell als linienhafte Strukturen erfassten Daten (IÖR-MONITOR 2014). Dies sind beispielsweise Hecken, Baumreihen und Wirtschaftswege (ADV 2008). Diese sind aber für die Landschaftsstruktur und somit für Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen von großer Bedeutung (MEYER et al. 2003). Somit müssen Hecken,

Baumreihen und Wirtschaftswege erst auf eine bestimmte Breite gepuffert werden, um daraus flächenhafte Strukturen zu erzeugen und sie in das Flächenschema einfügen zu können.

Für eine Betrachtung der Landschaftsstruktur sind Wirtschaftswege in Wäldern und Gehölzen kaum von Bedeutung, da diese keine Unterbrechung einer Wald- oder Gehölzfläche verursachen. Dies ist allerdings in Offenlandstrukturen anders, Feldwege stellen zum einen teils eigene Biotope dar, zum anderen geht von ihnen auch eine Trennwirkung aus (MADER et al. 1988). Um Waldwege von Feldwegen zu trennen, wurden Wald- und Gehölz-Features selektiert und die Feldwege anhand dieser als Schablone aus den Wirtschaftswegen ausgeschnitten.

Hecken werden nach STEIN (2011) auf 10 m und Baumreihen auf 12 m gepuffert, Feldwege nach ARGELANDENTWICKLUNG (2003) auf 4 m. Die so erzeugten Polygon-Features wurden anschließend durch die UPDATE-Funktion von ArcGIS in das Flächenschema das IÖR eingefügt. Die neue Hierarchie der Landnutzungsklassen ist in Tab. 38 im Anhang 2 dargestellt.

3.4. Abbildung der Habitatansprüche der Arten in Landschaftsstrukturmaße und Hypothesenbildung

3.4.1 Die Habitatansprüche der Feldlerche

Die unter Punkt 2.1.1 zusammengestellten Habitatansprüche der Feldlerche sollen darauf geprüft werden, mit welchen Landschaftsstrukturmaßen diese sich abbilden lassen. Die als Habitate geeigneten Biotoptypen Wiesen, Weiden, Ackerland, Heiden, Magerrasen und Sukzessionsflächen (BAUER et al. 2012; STEFFENS et al. 2013) lassen sich über die Auswahl geeigneter Habitate (erfolgt durch SQL-Abfrage, siehe Punkt 3.4.4) und somit über den Anteil der geeigneten Habitate P_{Land} (Percentage of Landscape) abbilden. Das Vorhandensein offenen Geländes (BAUER et al. 2012) ist ebenso über eine Auswahl von Offenland-Habitaten und somit von P_{Land} abzubilden, findet aber auch in den Landschaftsstrukturmaßen Mean Patch Size und Kantendichte eine Entsprechung. Die Art benötigt einen freien Horizont von etwa 100 m (NLWKN 2011), der sich mit der TCA ausdrücken lässt, und reagiert bei einer Effektdistanz von etwa 100 m (GARNIEL & MIERWALD 2010) auf anthropogene Störungen, die durch das Maß „Fl_{ungest}“ abgebildet wird. Die genaue Ausprägung der Vegetation lässt sich allerdings in den verwendeten Daten nicht darstellen (Tab. 1).

Tab. 1: Entsprechungen der Habitatansprüche der Feldlerche (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; NLWKN 2011; STEFFENS et al. 2013) im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen

Habitatanspruch	Abbildung im Flächenschema/ durch LSM
offenes Gelände	Auswahl geeigneter Habitats, PLand; MSI, MPS, ED
Habitats: Wiesen Weiden, Ackerland, Heiden, Magerrasen, Sukzessionsflächen	Auswahl geeigneter Habitats, PLand
freier Horizont ca. 100 m	TCA, MSI
wechselfeuchter Boden	Auswahl geeigneter Habitats (keine Feuchtgebiete), PLand
niedrige oder karge, abwechslungsreiche Krautschicht mit offenen Bodenstellen	Nicht abzubilden
Störempfindlichkeit, Effektdistanz 100 m	FI_ungest

Für die Feldlerche werden demnach der Mean Shape Index, die Mean Patch Size, Percentage of Landscape, die Total Core Area, Fläche ungestörter Habitats und die Kantendichte berechnet.

3.4.2 Die Habitatansprüche des Neuntötters

Der Neuntöter benötigt offene und halboffene Landschaften und einen abwechslungsreichen Buschbestand auf den Flächen (BAUER et al. 2012). Dies kann durch eine Auswahl passender Habitatklassen im Flächenschema abgebildet werden und somit über das Landschaftsstrukturmaß PLand. Eine Entsprechung der exakten Bewirtschaftungsform ist aber nicht den verwendeten Daten zu entnehmen. Gehölze und Heckenlandschaften können über eine Auswahl entsprechender Gehölzbiotope und von Hecken in die Bewertung einfließen. Agrarsplitterflächen lassen sich über die Kleinräumigkeit der Landschaft abbilden. Das Vorhandensein reicher Insektenvorkommen, die thermische Begünstigung und das Vorhandensein von Dornbüschen lassen sich anhand der verwendeten Daten nicht darstellen (Tab. 2; siehe Punkt 2.1.2).

Tab. 2: Entsprechungen der Habitatansprüche des Neuntötters im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; STEFFENS et al. 2013; ZISCHEWSKI 2004)

Habitatanspruch	Abbildung im Flächenschema
offene und halboffene Landschaften	durch Auswahl möglicher Habitats (Punkt 3.4.4), PLand, MPS, MSI
abwechslungsreicher Buschbestand auf Flächen	durch Auswahl möglicher Habitats (Punkt 3.4.4), PLand
Vorhandensein reicher Insektenvorkommen	im Flächenschema nicht abbildbar
thermisch günstige Lagen	im Flächenschema nicht abbildbar
Vorhandensein von Dornbüschen	im Flächenschema nicht abbildbar
alternativ andere Gehölze von 2-4 m Höhe	Fläche Hecken, Baumreihen, Feldgehölze, Waldränder
Feldgehölz- und Heckenlandschaften	Fläche Hecken, Baumreihen, Feldgehölze Waldränder
Extensivwirtschaft	nicht im Flächenschema abbildbar, da Klassifizierung zu grob
Agrarsplitterflächen	Kleinräumigkeit der Landschaft, MPS, MSI, ED
Sonderstandorte im Gebüsch- oder Vorwaldstadium	im Flächenschema nicht abbildbar
Effektdistanz 200 m	FI_ungest

Als Landschaftsstrukturmaße werden somit die Mean Patch Size, der Mean Shape Index, PLand, FI_ungest, und, um das Vorhandensein von Gehölzen und Hecken abzubilden, die Fläche von Gehölzbiotopen und von Hecken je Erfassungsfläche verwendet. Zudem wird die Kantendichte berechnet.

3.4.3 Die Habitatansprüche des Schwarzspechts

Der Schwarzspecht benötigt Altholzbestände mit Arthropodenbefall und Stämme, die astfrei sind um einen freien Anflug zu ermöglichen (BAUER et al. 2012; SCHACH 2004). Zudem bevorzugt er Rotbuchen (STEFFENS et al. 2013). Diese Ansprüche lassen sich nicht durch das Flächenschema abbilden. Die Art zieht geschlossene, großflächige Wälder vor (NLWKN 2010; SCHACH 2004), dies sollte sich in dem einem hohen Anteil geeigneter Biotope und einer hohen Mean Patch Size der mit Brutpaaren besetzten Untersuchungsflächen äußern. Dass die Art explizit geschlossene Wälder präferiert, könnte im Umkehrschluss heißen, dass die Art Randeffekte meidet und durch große Kernflächen (Total Core Area) und geringe Kantendichte gefördert wird. Eine Effektdistanz von 300 m wird durch das Landschaftsstrukturmaß FI_ungest. ausgedrückt (siehe Punkt 2.1.3; Tab. 3).

Tab. 3: Entsprechungen der Habitatansprüche des Schwarzspechts im Flächenschema, bzw. in den Landschaftsstrukturmaßen (BAUER et al. 2012; GARNIEL & MIERWALD 2010; NLWKN 2010; STEFFENS et al. 2013)

Habitatanspruch	Abbildung im Flächenschema
Altholzbestände, Arthropodenbefall	nicht von anderen Beständen unterscheidbar
4 bis 10 m astfrei, freier Anflug	nicht von anderen Beständen unterscheidbar
geschlossene, großflächige Wälder	MPS; Total Core Area, MSI, PLand, ED
Rotbuche als Höhlenbaum	nicht von anderen Beständen unterscheidbar
Effektdistanz 300 m	FI_ungest
bevorzugt in Nadelwäldern	mögl. über Biotopauswahl (Nadelholz), allerdings werden auch andere Waldbiotypen besiedelt, insofern nicht beachtet

Es werden somit für den Schwarzspecht die Mean Patch Size, der Mean Shape Index, PLand, die Total Core Area, die Fläche ungestörter Habitate sowie die Kantendichte berechnet.

3.4.4 Abfragen der Landnutzungsklassen zur Abbildung der Habitatansprüche der Arten

Einige Landschaftsstrukturmaße werden nur für die als Habitat geeigneten Biotope der jeweiligen Art berechnet. Dies macht eine Selektion dieser Biotope aus den im Punkt 3.3 beschriebenen Flächenschema enthaltenen Landnutzungsklassen nötig. Hierfür werden die formulierten Habitatansprüche

forderungen der drei Vogelarten den Landnutzungsklassen des modifizierten IÖR-Monitors zugeordnet (Tab. 4, 5 und 6, vgl. Anhang 1):

Tab. 4: Bruthabitate der Feldlerche und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema

Habitate der Feldlerche (Punkt 2.1.1)	entsprechende Klasse im Flächenschema
Wiesen, extensive Weiden, Magerrasen	Gruenland
Heiden; Sukzessionsflächen in frühen Stadien	Heide
Ackerland	Ackerland
Brachen, Sukzessionsflächen in frühen Stadien	sonst. Landwirtschaftsflaeche

Tab. 5: Bruthabitate des Neuntötters und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema

Habitate des Neuntötters (Punkt 2.1.2)	entsprechende Klasse im Flächenschema
kurzrasige Flächen mit abwechslungsreicher Krautflora, Trockenrasen	Gruenland
Trockenrasen, Sukzessionsflächen in frühen Stadien	Heide
Sukzessionsflächen in frühen Stadien, Brachen	sonst. Landwirtschaftsflaeche
Feldgehölze	Gehoelz; Baumreihe
Heckenlandschaften	Hecke
Parkanlagen	Park, Gruenanlage
Streuobstwiesen	Streuobst
Weinberge	Weinbau
Halboffene Landschaft mit abwechslungsreichen Buschbestand und Einzelbäumen	Kleingarten

Tab. 6: Bruthabitate des Schwarzspechts und Zuordnung zu den entsprechenden Landnutzungsklassen im Flächenschema

Habitate des Schwarzspechts (Punkt 2.1.3)	entsprechende Klasse im Flächenschema
Kleinere Gehölze und Altholzinseln	Gehoelz
Waldbiotope	Laubholz; Mischholz; Nadelholz

Hieraus ergeben sich folgende SQL-Habitatabfragen für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße im **ArcGis-Modell 5** bzw. für den Neuntöter im **Modell 5 b** (Tab. 7):

Tab. 7: SQL-Abfragen für das Modell 5

Art	SQL-Abfrage
Feldlerche	INDIKATOR_TEXT = 'Ackerland' OR INDIKATOR_TEXT = 'Gruenland' OR INDIKATOR_TEXT = 'Heide' OR INDIKATOR_TEXT = 'sonst. Landwirtschaftsflaeche'
Schwarzspecht	INDIKATOR_TEXT = 'Laubholz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Mischholz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Nadelholz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Gehoelz'
Neuntöter	INDIKATOR_TEXT = 'Streuobst' OR INDIKATOR_TEXT = 'Weinbau' OR INDIKATOR_TEXT = 'Gruenland' OR INDIKATOR_TEXT = 'Heide' OR INDIKATOR_TEXT = 'Kleingarten' OR INDIKATOR_TEXT = 'Park,Gruenanlage' OR INDIKATOR_TEXT = 'Baumreihe' OR INDIKATOR_TEXT = 'Hecke' OR INDIKATOR_TEXT = 'sonst. Landwirtschaftsflaeche' OR INDIKATOR_TEXT = 'Gehoelz'
Ergänzend: Feature-Class Waldrand_Neuntoeter.	

Ergänzend zu den in Tab. 5 genannten Biotopen sind Waldränder geeignete Habitatstrukturen für Neuntöter (BAUER et al. 2012). Diese sind allerdings keine eigenständige Klasse im Flächenschema, sondern müssen aus den Waldbiotopen erzeugt werden. Hierfür wurde das **Modell 4b** erstellt. Zunächst wurden aus der Feature-Class „Flächenschema_2013“ die Wald-Klassen „Nadelholz“, „Laubholz“ und „Mischholz“ selektiert und mittels Dissolve zusammengefasst. Aus diesen entstandenen Waldpolygonen wurde mittels eines negativen Puffers eine Feature-Class erstellt, die die Teile des Waldes darstellt, die nicht Waldrand sind. Mittels Erase-Funktion wurde schließlich die inneren Zonen von den Wald-Features ausgeschnitten und so die Waldrand-Features erzeugt. Die Pufferdistanz beträgt in Anlehnung an die Ergebnisse von GUTSCHE & ENZIAN (2014), die die Saumbreite von Biotopen mittels Luftbilddauswertungen bestimmt haben, -15 m. Die erstellten Waldrand-Polygone werden mit dem eigens für den Neuntöter erstellten **Modell 5b** in die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße integriert.

3.4.5 Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang des Vorkommens von Brutpaaren der Arten und den berechneten Landschaftsstrukturmaßen

Die Hypothesenbildung zum Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Art und den Landschaftsstrukturmaßen erfolgt zum einen für mögliche Korrelationen zwischen den Maßen und der Anzahl der Brutpaare, und zum anderen als Präsenz-Absenz-Vergleich der Werte auf Flächen mit und ohne Vorkommen der jeweiligen Art. Die Aufstellung der Hypothesen und ihre Begründung erfolgt aufgrund der Habitatansprüche der Arten (siehe Punkt 2.1) und aufgrund eigener Überlegungen. Die Hypothesen für die Feldlerche sind in Tab. 8, die des Neuntötters in Tab. 9 und die des Schwarzspechts in Tab. 10 dargestellt.

Tab. 8: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Feldlerche

Hypothese 1:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert negativ mit den Werten des Mean Shape Index auf den Flächen.
Hypothese 2:	Auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche sind die Werte des Mean Shape Index niedriger als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt offenes Gelände und einen freien Horizont. Dies sollte in Landschaften mit eher kompakt geformten Patches, ausgedrückt durch einen niedrigen MSI, der Fall sein.
Hypothese 3:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Mean Patch Size auf den Flächen.
Hypothese 4:	Auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche sind die Werte der Mean Patch Size höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt offenes Gelände und einen freien Horizont. Dies sollte in Landschaften mit größeren Patches, ausgedrückt durch eine hohe Mean Patch Size, der Fall sein
Hypothese 5:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape auf den Flächen.
Hypothese 6:	Auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche sind die Werte des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Das Vorkommen der Art sollte durch einen höheren Flächenanteil geeigneter Habitate gefördert werden.
Hypothese 7:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Total Core Area auf den Flächen.
Hypothese 8:	Auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche sind die Werte der Total Core Area höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art benötigt einen Freien Horizont von 100 m.
Hypothese 9:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Fläche der geeigneten Biotop ohne anthropogene Störungen auf den Flächen.
Hypothese 10:	Auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche sind die Werte der Fläche der geeigneten Biotop ohne anthropogene Störungen auf den Flächen höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art meidet akustische und optische anthropogene Störungen auf einer Distanz von mindestens 100 m.

Tab. 9: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Neuntötters

Hypothese 1:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten des Mean Shape Index auf den Flächen.
Hypothese 2:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte des Mean Shape Index höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt abwechslungsreiches Gelände mit Gehölzen, Hecken, Sträuchern und Bäumen. Diese Vielfalt sollte in Landschaften mit komplex geformten Patches, ausgedrückt durch einen hohen MSI, der Fall sein.
Hypothese 3:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert negativ mit den Werten der Mean Patch Size auf den Flächen.
Hypothese 4:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte der Mean Patch Size niedriger als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt abwechslungsreiche Landschaften. Dies sollte sich durch eine niedrige durchschnittliche Flächengröße ausdrücken lassen.
Hypothese 5:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape auf den Flächen.
Hypothese 6:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Das Vorkommen der Art sollte durch einen höheren Flächenanteil geeigneter Habitate gefördert werden.
Hypothese 7:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Fläche der geeigneten Biotop ohne anthropogene Störungen auf den Flächen.
Hypothese 8:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte der Fläche der geeigneten Biotop ohne anthropogene Störungen auf den Flächen höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art meidet akustische und optische anthropogene Störungen auf einer Distanz von etwa 200 m.

Hypothese 9:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Fläche von Gehölzbiotopen auf den Flächen.
Hypothese 10:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte der Fläche von Gehölzbiotopen höher als auf Flächen ohne Vorkommen
Begründung:	Der Neuntöter ist an das Vorhandensein von Gehölzen in der Landschaft gebunden.
Hypothese 11:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Fläche von Hecken auf den Flächen.
Hypothese 12:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte der Fläche von Hecken höher als auf Flächen ohne Vorkommen
Begründung:	Die Art ist ein Charaktervogel von Heckenlandschaften, deshalb sollte die Art durch das Vorhandensein hoch Hecken auf
Hypothese 13:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Kantendichte auf den Flächen.
Hypothese 14:	Auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters sind die Werte der Kantendichte höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt abwechslungsreiches Gelände mit Gehölzen, Hecken, Sträuchern und Bäumen. Dies sollte in strukturierten Landschaften, ausgedrückt durch eine hohe Kantendichte, der Fall sein.

Tab. 10: Abgeleitete Hypothesen zum Zusammenhang zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Schwarzspechts

Hypothese 1:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert negativ mit den Werten des Mean Shape Index auf den Flächen.
Hypothese 2:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte des Mean Shape Index niedriger als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt geschlossene, großflächige Wälder. Dies sollte in Landschaften mit eher kompakt geformten Patches, ausgedrückt durch einen niedrigen MSI, der Fall sein.
Hypothese 3:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Mean Patch Size auf den Flächen.
Hypothese 4:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte der Mean Patch Size höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt geschlossene, großflächige Wälder. Dies sollte in Landschaften mit größeren Patches, ausgedrückt durch eine hohe Mean Patch Size, der Fall sein
Hypothese 5:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape auf den Flächen.
Hypothese 6:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte des Landschaftsstrukturmaßes Percentage of Landscape höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Das Vorkommen der Art sollte durch einen höheren Flächenanteil geeigneter Habitate gefördert werden.
Hypothese 7:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Total Core Area auf den Flächen.
Hypothese 8:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte der Total Core Area höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt geschlossene, großflächige Wälder. Dies legt die Vermutung nahe, dass der Schwarzspecht Randeffekte meidet und durch das Vorhandensein von Kernzonen gefördert wird.
Hypothese 9:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert positiv mit den Werten der Fläche der geeigneten Biotope ohne anthropogene Störungen auf den Flächen.
Hypothese 10:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte der Fläche der geeigneten Biotope ohne anthropogene Störungen auf den Flächen höher als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art meidet akustische und optische anthropogene Störungen auf einer Distanz von mindestens 300 m.
Hypothese 11:	Die Zahl der Brutpaare auf den Flächen korreliert negativ mit den Werten der Kantendichte auf den Flächen.
Hypothese 12:	Auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts sind die Werte der Kantendichte niedriger als auf Flächen ohne Vorkommen.
Begründung:	Die Art bevorzugt geschlossene, großflächige Wälder. Dies sollte in Landschaften mit weniger strukturierten Landschaften, ausgedrückt durch eine niedrige Kantendichte, der Fall sein.

3.5 Verschneidung der Daten und Berechnung der Landschaftsstrukturmaße

Die Tabelle 11 gibt eine Übersicht über die grundlegenden Schritte, die zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit ArcGis vorgenommen und mit welchen Modellen diese umgesetzt wurden. Die Beschreibung der wesentlichen Arbeitsschritte befindet sich in den folgenden Kapiteln, die detaillierten Modelldokumentationen im Anhang (siehe Anhang 3)

Tab. 11: Übersicht über die Schritte der Arc-Gis-Berechnungen und über die Modelle

Vorgang	Modell	Vorgang detailliert
Vorbereitung der Daten	Modell 1	Projektion der MhB-Erfassungsflächen auf das Koordinatensystem des Flächenschemas
	Modell 2	Entfernung der Gemeinde- und Bundeslandgrenzen aus dem Flächenschema
	Modell 3	Verbinden der Brutpaarzahlen mit den MhB-Probeflächen und Selektion der erfassten Flächen
Erzeugung artspezifischer Untersuchungsflächen	Modell 4	Erweiterung der MhB-Flächen um einen artspezifischen Radius Ausschneiden artspezifischer Untersuchungsflächen aus dem Flächenschema
	Modell 4b	Erzeugung von Waldrandklassen aus Waldklassen für die Art Neuntöter
Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen	Modell 5	Selektion geeigneter Biotopklassen für Feldlerche und Schwarzspecht Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für Feldlerche und Schwarzspecht
	Modell 5b	Selektion geeigneter Biotopklassen für Neuntöter Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für den Neuntöter
Ausgabe der Daten	Modell 6	Ausgabe der Ergebnisse als Excel-Datei (*.xls)

3.5.1 Eingangsdaten, Datenstruktur und vorbereitende Arbeitsschritte

Sämtliche Daten befinden sich im Ordner „Bachelorarbeit“. In diesem befinden sich die Unterordner „Eingangsdaten“ und „Ergebnisdaten“, sowie die File-Geodatabases „Bachelorarbeit.gdb“ und „Scratch.gdb“. Die Geodatabase „Bachelorarbeit“ ist zudem in die Feature-Datasets „Eingangsdaten“, „Eingangsdaten_aufbereitet“, „Probeflächen_der_Arten“ und „Ergebnis_LSM_nach_Arten“ gegliedert.

Im Unterordner Eingangsdaten befinden sich die Geometrien der MhB-Probeflächen als Shape-Datei „PF2012.shp“ und die Excel-Tabelle „RevierdatenMhB2013Ssp_Nt_Fl.xls“, die die Anzahl der gesichteten Brutpaare je erfasster MhB-Fläche enthält. Das unter Punkt 3.3 beschriebene Flächenschema liegt als Feature-Class „Flaechenschema_AGS_2013_vollst“ im Dataset „Eingangsdaten“.

Das Shapefile „PF2012.shp“ und die als Feature-Class „Flaechenschema_AGS_2013_vollst“ sind in zwei verschiedenen Koordinatensystemen projiziert. Ersteres liegt in der Projektion 'Germany_Zone_3' Deutsches Hauptdreiecksnetz, letzteres in der Projektion ETRS 1989 LAEA vor. Für räumliche Verschneidungen müssen diese angeglichen werden, um Fehler zu vermeiden. Es wurden mit dem **Modell 1** die Geometrien der Probeflächen auf das Koordinatensystem des Flächenschemas projiziert, da so der Rechenaufwand deutlich kleiner ist, als umgekehrt. Dies hat allerdings zur Folge, dass die Monitoringflächen in der neuen Projektion kein exaktes Quadrat mehr beschreiben.

Für Berechnungen im Rahmen des DFG-Projektes „Wandel und Management von Landschaften“ am Leibniz-Institut Dresden wurde das Flächenschema mit Gemeinde- und Bundeslandgrenzen verschnitten, dem AGS- und AGS2-Schlüssel. Für diese Arbeit spielen diese keine Rolle und würden künstliche Grenzen bzw. Kanten in den Biotopen erzeugen, die im Naturraum nicht vorhanden wären. Um diese Grenzen zu entfernen wird im **Modell 2** ein Dissolve durchgeführt und die Ergebnis-Feature-Class als „Flaechenschema_2013“ in das Dataset „Eingangsdaten_aufbereitet“ gespeichert. Diese Feature-Class stellt die Grundlage dar, auf der die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße durchgeführt werden.

3.5.2 Integration der Artdaten in Arc-GIS

Die Artdaten liegen als Excel-Datei in der Tabelle „RevierdatenMhB2013Ssp_Nt_Fl.xls“ vor, und sind mittels Routcode den Erfassungsflächen zugeordnet. Das **Modell 3** verknüpft die Artdaten anhand des Routcodes mit den Geometrien der Erfassungsflächen des MHB-Monitorings (gespeichert als Feature-Class „Probeflächen_gesamt“), und verwirft diejenigen Probeflächen, die nicht in der Excel-Tabelle aufgeführt sind. Die erzeugte Feature-Class wurde „Erfasste_MHB_Probeflächen“ genannt und im Dataset „Eingangsdaten_aufbereitet“ gespeichert. Sie enthält somit die Geometrien der 637 erfassten Probeflächen und die Anzahl der Brutpaare von Feldlerche, Neuntöter und Schwarzspecht.

3.5.3 Erzeugung artspezifischer Untersuchungsflächen

Wenn man die erfassten Brutpaare in den MhB-Erfassungsflächen anhand der Landschaftsstruktur bewerten möchte, muss bedacht werden, dass die Daten nicht aussagen, wo genau die Brutpaare innerhalb der 1-km²-Rasterflächen gesichtet wurden. Die Individuen können somit überall in den Monitoringflächen genistet haben, also theoretisch auch unmittelbar am Rand. Dann würden allerdings Teile der Reviere der betreffenden Brutpaare aus dem Untersuchungsgebiet herausragen. Es müssen also die MhB-Flächen erweitert werden, um auch die Landschaftsstruktur von am Rand

der Erfassungsflächen liegenden Revieren vollständig mit einfließen zu lassen. Dies erfolgt mittels der Buffer-Funktion von Arc-Gis im **Modell 4**.

Die Pufferradien wurden in Anlehnung an den Abstand zwischen zwei Brutpaaren nach VAN DIJK & BOELE (2011) für die Feldlerche auf 300 m, für den Neuntöter auf 500 m und für den Schwarzspecht auf 900 m festgelegt. Die so erzeugten erweiterten Probeflächen werden in das Dataset „Probeflächen_der_Arten“ als Feature-Class „Probeflaechen_Feldlerche“, „Probeflaechen_Neuntoeter“ bzw. „Probeflaechen_Schwarzspecht“ gespeichert. Somit ergibt sich eine Grundfläche je Untersuchungsfläche von ca. 248 ha für die Feldlerche, ca. 378 ha für den Neuntöter und ca. 714 ha für den Schwarzspecht. Die exakten Werte schwanken infolge der Änderung der Projektion zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen etwa um 1 ha.

In einem nächsten Schritt werden im **Modell 4** die eben erzeugten Feature-Classes der Probeflächen dazu verwendet, die Feature-Class „Flaechenschema_2013“ zuzuschneiden, um die Auswertung der Landschaftsstruktur auf die Fläche der artspezifischen Untersuchungsflächen zu begrenzen. Mittels Identity-Funktion wird den Features lagebezogen der Routcode der Erfassungsflächen zugewiesen, um sie der jeweiligen Monitoringfläche zuzuordnen und auswerten zu können.

3.5.4 Die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße

Die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße erfolgt mit den **Modellen 5 und 5b**. Das Modell 5b ist für den Neuntöter erstellt worden, da für diese Art andere Landschaftsstrukturmaße ausgewählt wurden als für die beiden anderen Arten. Zudem werden die im Modell 4b für den Neuntöter erzeugten Waldrandbiotope mit in die Berechnungen einbezogen.

3.5.4.1 Mean Shape Index

Die Berechnung des Mean-Shape-Index wird auf die vom Nutzer selektierten geeigneten Biotopklassen angewendet. In einem ersten Schritt wird für jedes selektierte Feature der Shape Index berechnet. Dies erfolgt mittels der SQL-Anweisung in PYTHON 9.3-Codierung

```
„ !Shape_Length! / (2 * (math.sqrt(math.pi* !Shape_Area! ))) “.
```

Im Anschluss daran wird mit dem Tool „Summary Statistics“ für jede Untersuchungsfläche der Mittelwert der Shape-Indizes, der eigentliche Mean Shape Index berechnet. Die Zuordnung zu den MhB-Flächen erfolgt anhand des Routcodes. Für Untersuchungsflächen, in denen keine Features als geeignete Biotope selektiert wurden, bleibt der Wert leer, also auf „NULL“.

3.5.4.2 Mean Patch Size

Die Mean Patch Size ist der einfache Mittelwert der Flächengröße der als geeignetes Habitat selektierten Features. Er wird mit dem Tool „Summary Statistics“ für jede Untersuchungsfläche berechnet. Falls keine geeigneten Biotope selektiert wurden, bleibt der Wert leer, also auf „NULL“.

3.5.4.3 Percentage of Landscape (PLand)

Dieses Landschaftsstrukturmaß wird als der Anteil der als geeignetes Biotop selektierten Features an der gesamten Untersuchungsfläche berechnet. Hierfür werden mittels Summary Statistics für jede Untersuchungsfläche die Summe der Fläche geeigneten Biotope und die Gesamtfläche der Untersuchungsflächen ermittelt. Im Anschluss wird mittels des Tools „Calculate Field“ das Landschaftsstrukturmaß durch die Division der Summe der Fläche der geeigneten Biotope durch die Gesamtfläche berechnet.

3.5.4.4 Total Core Area (TCA)

Für die Berechnung der Total Core Area werden zunächst sämtliche aneinander grenzende und als geeignete Biotope selektierten Features mittels Dissolve zusammengefasst. In einem zweiten Schritt werden mittels negativem Puffer die Kernzonen der zusammengefassten Habitate ermittelt. Die Total Core Area werden in einem letzten Schritt mittels des Tools „Summary Statistics“ ermittelt, welches die Flächen der Kernzonen jeder Untersuchungsfläche addiert.

Die Pufferdistanz beträgt in Anlehnung an die Angaben des NLWKN (2011) für die Feldlerche -100 m. Die des Schwarzspechts wurde auf -50 m festgelegt. Grundlage hierfür sind Angaben von BERTHOUD et al. (2004), die die Ökotonbreite auf 50 bis 100 m beziffern. Da sie selber diese Werte als eher zu hoch gegriffen interpretieren, wurde die untere Grenze der Spanne verwendet.

3.5.4.5 Fläche der geeigneten Biotope ohne anthropogene Störeinflüsse (FI_ungest)

Um die Fläche der Habitate zu bestimmen, die nicht unter Einfluss von Störungen wie optischen Reizen oder Lärm (insbesondere Verkehrslärm) stehen, werden zunächst mittels „Select“-Funktion alle Klassen ausgewählt, von denen solche Störungen ausgehen könnte, und mit Dissolve zusammengefasst. Dies sind insbesondere bebaute Siedlungsbereiche (Klassen ‘Wochenend-, Ferienhaus-siedlung‘; ‘sonst. Sport-, Freizeit-, Erholungsflächen‘; ‘Besondere funktionale Prägung‘; ‘Indust-

rie-, Gewerbefläche‘; ‘Mischnutzung‘ und ‘Wohnbau‘) und Straßen (‘Flugverkehr‘; ‘Bahnverkehr‘ und ‘Straßenverkehr‘) GARNIEL & MIERWALD (2010). Verkehrsbegleitflächen (Die Klassen ‘Verkehrsbegleitfläche (Flugverkehr)‘; ‘Verkehrsbegleitfläche (Bahnverkehr)‘ und ‘Verkehrsbegleitfläche (Straßenverkehr)‘) können sowohl bebaut als auch unbebaut sein (GEODATENZENTRUM 2015). Insofern ist davon auszugehen, dass zumindest eine optische Störung von ihnen ausgeht, deshalb werden sie in die Betrachtung einbezogen. Hauptwirtschaftswege und Feldwege werden nicht betrachtet, da eine deutlich geringere Verkehrsdichte und somit eine deutlich verminderte Störung zu erwarten ist. Hauptwirtschaftswege dienen zur Erschließung eines oder mehrerer Grundstücke. Feldwege sind aus Wirtschaftswegen abgeleitet (siehe Punkt 3.3) und erschließen landwirtschaftliche Flächen (GEODATENZENTRUM 2015).

Die zugehörige SQL-Abfrage lautet:

```
INDIKATOR_TEXT = 'Bahnverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Besondere funktionale Prägung'  
OR INDIKATOR_TEXT = 'Flugverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Industrie-,Gewerbefläche'  
OR INDIKATOR_TEXT = 'Mischnutzung' OR INDIKATOR_TEXT = 'sonst. Sport-,Freizeit-,  
Erholungsflächen' OR INDIKATOR_TEXT = 'Strassenverkehr' OR INDIKATOR_TEXT =  
'Verkehrsbegleitfläche (Bahnverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitfläche  
(Flugverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitfläche (Straßenverkehr)' OR  
INDIKATOR_TEXT = 'Wochenend-,Ferienhaussiedlung' OR INDIKATOR_TEXT = 'Wohnbau'
```

In einem zweiten Schritt werden die selektierten und zusammengefassten Klassen um die artspezifische Effektdistanz (siehe Punkt 2.2.1.4) nach GARNIEL & MIERWALD (2010) erweitert. Die Werte entsprechen den Distanzen, innerhalb derer die Arten deutliche Meidungsreaktionen gegenüber äußeren Einflüssen, insbesondere menschlich verursachtem Lärm wie Straßenverkehr zeigen (GARNIEL & MIERWALD 2010).

Zuletzt werden aus den als geeignete Biotope selektierten Klassen diejenigen ausgeschnitten, die sich mit den erweiterten, Störungen verursachenden Klassen überschneiden. Die verbleibenden geeigneten Biotope sind diejenigen, die nicht unter Störeinfluss stehen, Ausgedrückt durch das Landschaftsstrukturmaß Fl_{ungest} .

3.5.4.6 Edge Density

Die Edge Density oder Kantendichte wurde für die Gesamtlandschaft berechnet. Da allerdings an den Grenzen zwischen bestimmten Biotopklassen, wie zwischen Nadelholz und Mischholz keine Kanten vorhanden sind, müssen die entsprechenden Biotope vor Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes mittels Dissolve zusammengefasst werden. Es wurden hierfür die aggregierten Klassen

nach WALZ (2013) verwendet, die in der Attributtabelle der Feature-Class Flächenschema_2013 als Feld „NutzKl_ag“ hinterlegt ist (siehe Anhang 2).

Nach der Zusammenfassung wurde mittels Summary Statistics die Summe der Polygonumfänge und die Summe der Flächen je Untersuchungsfläche gebildet. Abschließend ist mit dem Calculate-Field-Tool der Quotient aus Polygonumfängen (Kanten) und der Gesamtfläche gebildet und dieser mit 10000 multipliziert worden, um m/ha zu erhalten.

3.5.4.7 Fläche Gehölze und Fläche Hecken

Für den Neuntöter wurden separat im **Modell 5b** die Gesamtflächen der Gehölzbiotope (Gehölz, Baumreihen, Hecken und Waldränder) und die Gesamtflächen der Hecken je Untersuchungsfläche berechnet. Die zugehörigen SQL-Abfragen lauten:

```
INDIKATOR_TEXT = 'Gehoelz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Baumreihe' OR INDIKATOR_TEXT = 'Hecke' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Laub' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Misch' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Nadel'
```

und INDIKATOR_TEXT = 'Hecke'

Die Aufsummierung der Einzelflächen erfolgt mittels der SUM-Funktion des Summary-Statistics-Tools.

3.6 Modellbildung durch eine artspezifische Bewertungsmatrix

Um ein Habitatmodell für die drei untersuchten Arten erstellen zu können, sollen, in Anlehnung an die Methode von MICHEL & WALZ (2012), für jede Art die Eignung der einzelnen Untersuchungsflächen als Habitat anhand einer Bewertungsmatrix beurteilt werden. Hierfür wurden für jede Art anhand ihrer Habitatansprüche vier Landschaftsstrukturmaße ausgewählt, deren Werte für jede Fläche in eine Skala von 0 bis 5 Punkten übertragen werden. Die Punktevergabe für jedes Landschaftsstrukturmaß erfolgt anhand eines Bewertungsschlüssels durch einen Vergleich des Wertes einer Fläche mit dem Maximalwert aller Flächen. Schließlich werden die Punktzahlen der vier Landschaftsstrukturmaße für jede Untersuchungsfläche aufsummiert.

Im Anschluss wird geprüft, auf wie viel Prozent der Flächen mit einer bestimmten Gesamtpunktzahl tatsächlich Brutpaare nachgewiesen wurden. Die Gesamtpunktzahl und der Anteil besetzter Flächen

je Punktzahl wird schließlich auf Korrelationen geprüft und mit SPSS eine möglichst exakte Regressionsformel berechnet.

Für die Erstellung des Habitatbewertungsmodells für die Feldlerche werden die Landschaftsstrukturmaße PLand, Mean Patch Size, Total Core Area und die Fläche ungestörter Habitats verwendet, da anhand der Habitatpräferenzen der Art hier die stärksten Reaktionen erwartet werden. Die Punktevergabe erfolgt für alle Landschaftsstrukturmaße aufsteigend (Tab. 12)

Tab. 12: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für die Feldlerche

	PLand	MPS	TCA	Fl_ungest
0 %	0	0	0	0
> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	1	1	1	1
≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	2	2	2	2
≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	3	3	3	3
≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	4	4	4	4
≥ 80 % vom Maximalwert	5	5	5	5

Das Habitatmodell des Neuntötters umfasst die beiden Landschaftsstrukturmaße PLand und Fl_ungest, in der die geeigneten Biotope und die Flächen ohne menschliche Störreize einfließen. Hinzu kommen noch einmal explizit die Flächen der Gehölzbiotope und die Flächen der Hecken, um deren Bedeutung für die Art herauszustellen. Auch hier erfolgt die Punktevergabe aufsteigend (Tab. 13)

Tab. 13: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für den Neuntöter

	PLand	Fl_ungest	Flaeche_Gehoelz	Flaeche_Hecke
0 %	0	0	0	0
> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	1	1	1	1
≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	2	2	2	2
≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	3	3	3	3
≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	4	4	4	4
≥ 80 % vom Maximalwert	5	5	5	5

In das Habitatmodell des Schwarzspechts fließen, ebenso wie bei der Feldlerche die Landschaftsstrukturmaße PLand, MPS, TCA und Fl_ungest ein. Diese Auswahl wurde auch hier in der Erwartung getroffen, dass die Art in ihrem Vorkommen am stärksten auf diese vier Maße reagiert. Die Punktevergabe erfolgte ebenfalls aufsteigend (Tab. 14)

Tab. 14: Bewertungsschlüssel des Habitatmodells für den Schwarzspecht

	PLand	MPS	TCA	Fl_ungest
0 %	0	0	0	0
> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	1	1	1	1
≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	2	2	2	2
≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	3	3	3	3
≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	4	4	4	4
≥ 80 % vom Maximalwert	5	5	5	5

3.7 Statistische Verfahren

Die statistische Auswertung erfolgte mit SPSS Version 21.0 und Microsoft Excel 14.0 (MS OFFICE 2010).

In einem ersten Schritt werden für die Daten jeder Art lineare Korrelationen der Anzahl der Brutpaare zu den Landschaftsstrukturmaßen mit zweiseitigen Signifikanzen berechnet. Da es sich jeweils um metrisch skalierte Daten handelt, muss der Korrelationskoeffizient nach Pearson verwendet werden (KÖHLER et al. 2007). In einem zweiten Schritt wird für jedes signifikant mit der Anzahl der Brutpaare korrelierende Landschaftsstrukturmaß eine lineare Regression durchgeführt und das Bestimmtheitsmaß B oder R^2 berechnet (KÖHLER et al. 2007).

Mit den signifikant korrelierenden Landschaftsstrukturmaßen als Variablen wird eine multiple lineare Regression durchgeführt. Das verwendete Verfahren ist das Einschlussprinzip (UNTERSTEINER 2007). Auch hierfür werden Signifikanz nach F-Test, Korrelationskoeffizient nach Pearson und das Bestimmtheitsmaß R^2 , oder, bei Modellen mit mehr als einer Variablen, das adjustierte R^2 berechnet (KÖHLER et al. 2007).

Damit die Werte der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Arten verglichen werden können, wurde nach Abschluss der Berechnungen den Ergebnistabellen eine Spalte namens „binär“ hinzugefügt. Für jede Untersuchungsfläche ohne Vorkommen eines Brutpaars wurde der Wert „0“ vergeben, für jede Untersuchungsfläche mit mindestens einem Brutpaar der Wert „1“. Um einen passenden Signifikanztest für die Überprüfung der Unterschiede in den Verteilungen der Werte auswählen zu können, müssen für eine Auswahl der statistischen Tests zunächst die Variablen auf Normalverteilung geprüft werden. Für Stichprobenumfänge von mehr als 50 Werten, wie es für die Landschaftsstrukturmaße der Fall ist, wird hierfür der Kolmogorov-Smirnov-Test durchgeführt. Ist der p-Wert des Testes $< 0,05$, dann weicht die Verteilung der Werte signifikant von der Normalverteilung ab (UNTERSTEINER 2007).

Für nicht-normalverteilte Variablen werden für die Flächen mit und ohne Vorkommen der drei Arten Mediane, 1. und 3. Quartile, für normalverteilte Daten Mittelwerte und Standardabweichungen berechnet. Da es sich um stetige Verteilungen handelt, werden für nicht-normalverteilte Daten der Mann-Whitney-U-Test und für normalverteilte Daten der T-Test angewendet, um Signifikanzen feststellen zu können (KÖHLER et al. 2007).

Auch die Zusammenhänge zwischen den Wertungspunkten der Untersuchungsflächen und dem Anteil der besetzten Flächen soll mit einem Korrelationskoeffizienten und Regressionsgleichungen ausgedrückt werden. Da es sich bei den Punkten um ordinalskalierte Daten handelt, muss der Korrelationskoeffizient nach Spearman berechnet werden (KÖHLER et al. 2007). Diese Korrelationen

sollen auch in nichtlinearen Regressionsfunktionen dargestellt werden, falls diese bessere Bestimmtheitsmaße aufweisen als lineare. Für die Funktionen werden somit Bestimmtheitsmaße berechnet und Signifikanzwerte mittels Anova ermittelt (UNTERSTEINER 2007).

Ob eine räumliche Autokorrelation des Vorkommens der Arten vorliegt, wird mit dem ArcGIS-Tool „Spatial Autocorrelation“ anhand der drei Ergebnis-Feature-Classes (LSM_Art) ermittelt. Dieses basiert auf die Ermittlung des Global Moran's I – Index. Das Eingabe-Feld ist das Feld mit der Anzahl der Brutpaare der jeweiligen Attributtabelle (Feldlerche, Neuntoeter oder Schwarzspecht). Als Einstellung der räumlichen Beziehungen wurde die Standardeinstellung „FIXED_DISTANCE_BAND“ gewählt, um sicherzustellen, dass jedem Wert mindestens ein Nachbarwert zugewiesen wird. Das Tool gibt fünf Werte zurück: Den Morans-Index, den erwarteten Index, die Varianz, einen Z-Wert und einen p-Wert. Ist der p-Wert Signifikant, bedeutet dies, dass der Morans-Index signifikant vom erwarteten Index abweicht. Dann muss die Nullhypothese, also dass die Art räumlich zufällig verteilt ist, abgelehnt werden. Ist dabei der Z-Wert positiv, sind die Arten positiv räumlich autokorreliert, also in ihrem Vorkommen „geklumpt“, also aggregiert. Ist der Z-Wert negativ, ist die Autokorrelation negativ. Dies bedeutet, das Vorkommen der Art wäre mehr gestreut als zu erwarten wäre (ESRI 2012).

4 Ergebnisse

4.1 Feldlerche

4.1.1 Korrelationsanalyse und lineare Regression

Es existieren hoch- bzw. höchst signifikant von den Nullhypothesen (H_0) abweichende lineare Zusammenhänge zwischen allen für die Feldlerche untersuchten Landschaftsstrukturmaßen und der Anzahl der Brutpaare. Während die Kantendichte (ED) schwach negativ mit den Brutpaarzahlen korreliert, sind die übrigen Korrelationen positiv. Am deutlichsten sind die Zusammenhänge bei der Fläche ungestörter Habitate, der Total Core Area und PLand ausgeprägt. Allerdings zeigen sich auch deutliche Autokorrelationen der Variablen. Diese sind mit einem Wert von 0,899 zwischen FI_ungest und PLand am höchsten. Allgemein sind MPS, PLand, TCA und FI_ungest stark autokorreliert. (Tab. 15).

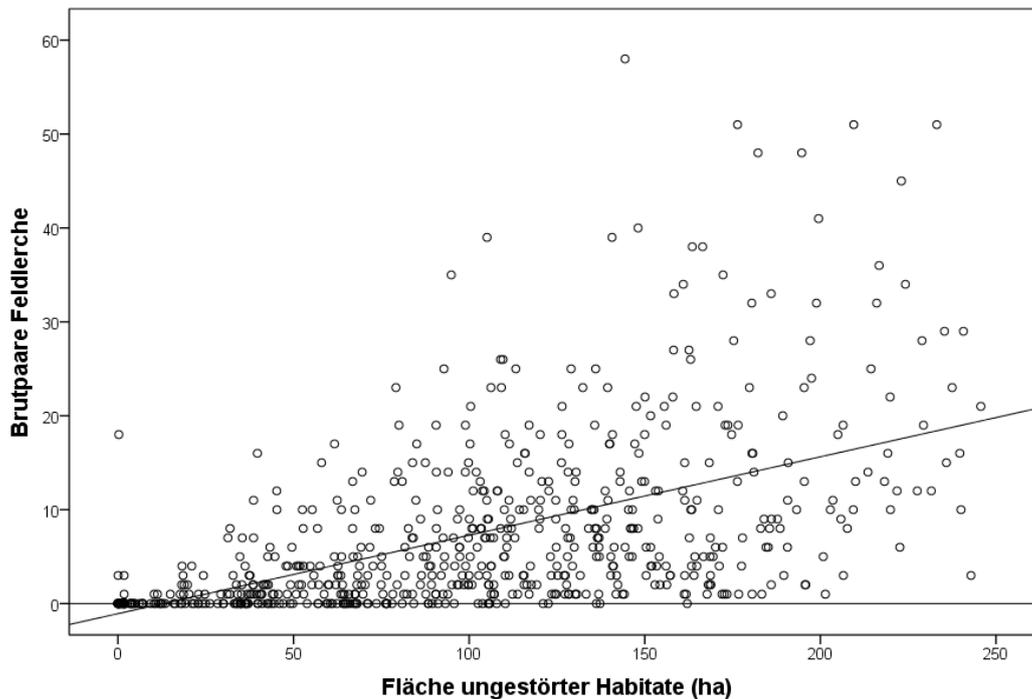
Tab. 15: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare der Feldlerche und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$, Autokorrelationen der Variablen, die die Korrelation mit der Zahl der Brutpaare übersteigen, sind fett hinterlegt)

		Feldlerche	MSI	MPS	PLand	TCA	FI_ungest	ED
Feldlerche	Korrelation		0,163	0,362	0,490	0,494	0,534	-0,132
	Signifikanz		0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,001**
MSI	Korrelation	0,163		0,243	0,309	0,435	0,333	-0,025
	Signifikanz	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,534
MPS	Korrelation	0,362	0,243		0,374	0,755	0,501	-0,484
	Signifikanz	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
PLand	Korrelation	0,490	0,309	0,374		0,604	0,899	0,151
	Signifikanz	0,000***	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***
TCA	Korrelation	0,494	0,435	0,755	0,604		0,690	-0,414
	Signifikanz	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***
FI_ungest	Korrelation	0,534	0,333	0,501	0,899	0,690		-0,073
	Signifikanz	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***		0,066
ED	Korrelation	-0,132	-0,025	-0,484	0,151	-0,414	-0,073	
	Signifikanz	0,001**	0,534	0,000***	0,000***	0,000***	0,066	

Da bei allen für die Feldlerche berechneten Landschaftsstrukturmaßen signifikante Korrelationen zur Zahl der Brutpaare auf den MhB-Flächen existieren, wurden für alle Maße die Regressionsgeraden und die entsprechenden Bestimmtheitsmaße berechnet (Tab. 16). Dieses ist bei dem Landschaftsstrukturmaß Fläche ungestörter Habitate (FI_ungest) mit 0,285, also mit 28,5% erklärter Streuung der Zahl der Brutpaare am höchsten (Abb. 4, weitere Abbildungen siehe Anhang 4).

Tab. 16: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanzen und Bestimmtheitsmaße R^2 (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

Landschaftsstrukturmaß	Gleichung lineare Regression	Signifikanz (Anova)	R^2
Mean Shape Index (MSI)	$f(x) = 2,335 x + 2,861$	0,000 ***	0,027
Mean Patch Size (MPS) in ha	$f(x) = 0,5148 x + 4,494$	0,000 ***	0,131
Percentage of Landscape (PLand)	$f(x) = 0,168 x - 1,963$	0,000 ***	0,240
Total Core Area (TCA) in ha	$f(x) = 0,1759 x + 3,898$	0,000 ***	0,244
Ungestörte Habitate (FL_ungest) in ha	$f(x) = 8,351 \cdot 10^{-2} x - 1,070$	0,000 ***	0,285
Kantendichte (ED) in m/ha	$f(x) = -0,009 x + 10,567$	0,001 **	0,017

Abb. 4: Korrelation der Fläche ungestörter Habitate ($R = 0,534$) mit der Zahl der Brutpaare der Feldlerche und Regressionsgerade ($f(x) = 8,351 \cdot 10^{-2} x - 1,070$; $p = 0,000$; $R^2 = 0,285$)

4.1.2 Multiple lineare Regression

Da alle Landschaftsstrukturmaße entweder positiv oder negativ linear mit der Zahl der Brutpaare auf den MhB-Flächen korrelieren, fanden alle Eingang in die Berechnung der Multiplen linearen Regression nach Einschlussverfahren. Letztlich wurden dabei die Variablen MSI, TCA und FL_ungest in die Erstellung der Regressionsgleichung einbezogen. Diese lautet:

$$f(x) = -1,092 x_1 + 9,631 \cdot 10^{-2} x_2 + 5,827 \cdot 10^{-2} x_3 + 1,735$$

mit $x_1 = \text{MSI}$, $x_2 = \text{TCA (ha)}$, $x_3 = \text{FL_ungest (ha)}$; $R = 0,562$; adj. $R^2 = 0,313$; Sig. = 0,000 ***

Anhand dieser Gleichung können somit 31,3 % der Streuung der Zahl der Brutpaare erklärt werden.

4.1.3 Präsenz-Absenz-Analyse

Das Ergebnis des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung der Variablen ergibt, dass lediglich die Edge-Density (Kantendichte) normal verteilt ist. Die übrigen Variablen sind nicht-normal verteilt (Tab. 17).

Tab. 17: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung

	Test-Statistik (D)	Signifikanz
Mean_Shape_Index	0,141	0,000
Mean_Shape_Size	0,189	0,000
PLand	0,095	0,000
TCA	0,217	0,000
FI_ungest	0,044	0,005
Edge_Density	0,027	0,200*

Im Präsenz-Absenz-Vergleich sind Werte der Landschaftsstrukturmaße Mean Shape Index, Mean Patch Size, Percentage of Landscape, Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche teilweise deutlich höher als auf Flächen ohne Vorkommen. Die Verteilung der Werte dieser Landschaftsstrukturmaße ist auf Flächen mit Vorkommen höchst signifikant von den Werten auf Flächen ohne Vorkommen verschieden. Die Nullhypothesen (H_0) sind demnach abzulehnen. Der Mittelwert der Kantendichte ist auf Flächen mit Vorkommen der Feldlerche hochsignifikant höher als auf Flächen ohne. Auch hier ist die Nullhypothese (H_0) abzulehnen (Tab. 18; Abbildungen siehe Anhang 4)

Tab. 18: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche sowie die Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

	Flächen ohne Vorkommen			Flächen mit Vorkommen			Signifikanz
	MW	N	St.abw.	MW	N	St.abw.	T-Test
ED	324,2	127	148,6	357,8	510	136,4	0,022 *
	1. Quartil	Median	3.Quartil	1. Quartil	Median	3.Quartil	U-Test
MSI	1,53	1,67	1,94	1,57	1,85	2,31	0,000 ***
MPS (ha)	1,29	2,12	3,38	2,73	4,56	7,86	0,000 ***
PLand	4,62%	20,01%	42,29%	48,57%	68,63%	81,34%	0,000 ***
TCA (ha)	0	0,43	3,18	3,87	15,68	35,38	0,000 ***
FI_ungest (ha)	6,94	35,11	66,53	78,79	115,57	155,26	0,000 ***

4.1.4 Vergleich des Vorkommens der Feldlerche mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur

Bei der Bewertung der Habitatqualitäten der Untersuchungsflächen nach Punkt 3.6 haben 2 Flächen den maximal möglichen Wert von 20 Punkten erreicht, 5 Flächen erhielten 0 Punkte. Bis zu einem Wert von einschließlich 2 Punkten blieben die Flächen durch die Feldlerche unbesetzt, ab einem Wert von einschließlich 12 Punkten wurden alle Flächen besetzt (Tab. 19).

Tab. 19: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl

Punkte	Anzahl entsprechender Flächen	Anzahl besetzter Flächen	Anteil besetzter Flächen
0	5	0	0 %
1	0	0	-
2	1	0	0 %
3	48	8	16,7%
4	38	18	47,4%
5	40	27	67,5%
6	49	37	75,5%
7	72	52	72,2%
8	85	76	89,4%
9	85	80	94,1%
10	58	57	98,3%
11	59	58	98,3%
12	33	33	100,0%
13	21	21	100,0%
14	12	12	100,0%
15	13	13	100,0%
16	7	7	100,0%
17	5	5	100,0%
18	3	3	100,0%
19	1	1	100,0%
20	2	2	100,0%

In einem Graphen aufgetragen, steigt der Anteil besetzter Flächen bis zu einem Wert von 10 Punkten steil an, um sich dann dem Wert 100 % anzugleichen (Abb. 5). Als Kurve beschrieben, entspricht dieser Verlauf der kubischen Gleichung

$$f(x) = 0,00052 x^3 - 0,02307 x^2 + 0,33345 x - 0,56675$$

Der Spearman-Korrelationskoeffizient liegt für diese Gleichung bei $R = 0,985$, das Bestimmtheitsmaß bei $R^2 = 0,971$ und die Signifikanz laut Anova bei 0,000 *** (Abb. 5)

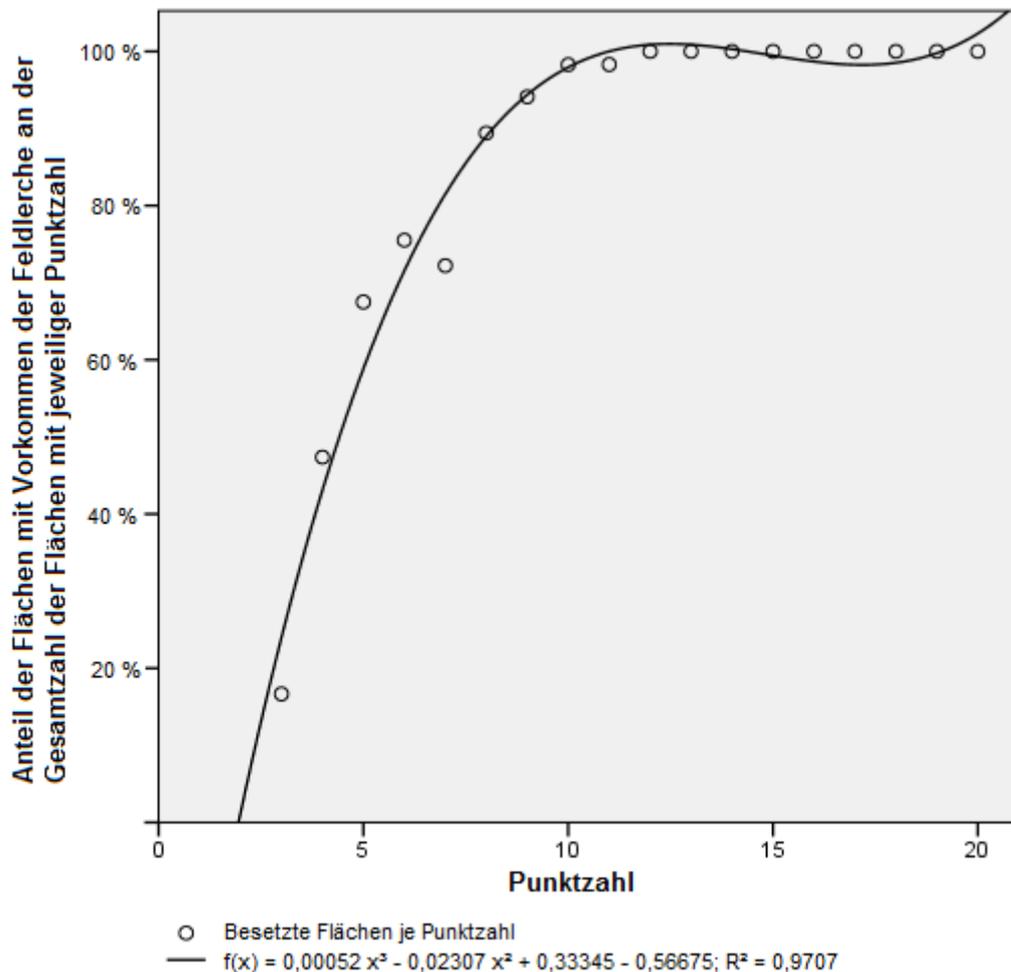


Abb. 5: Scatterplot und Ergebnis der kubischen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren der Feldlerche besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl

4.2 Neuntöter

4.2.1 Korrelationsanalyse und lineare Regression

Signifikante positive Korrelationen zwischen der Anzahl der Brutpaare des Neuntötters und den Landschaftsstrukturmaßen existieren für die Mean Patch Size ($R = 0,134$; $p = 0,001$), Percentage of Landscape ($R = 0,164$; $p = 0,000$) und der Fläche ungestörter Habitats ($R = 0,194$; $p = 0,000$). Die Nullhypothesen H_0 für diese Zusammenhänge sind abzulehnen. Die Zahl der Brutpaare reagiert nicht signifikant auf die Werte des Mean Shape Index, der Fläche der Gehölze oder der Fläche der Hecken im Untersuchungsgebiet. Hier können die Nullhypothesen (H_0) nicht abgelehnt werden.

Auch bei den für den Neuntöter berechneten Landschaftsstrukturmaßen zeigen sich deutliche Autokorrelationen. Diese sind zwischen Mean Patch Size, PLand und Fl_ungest am höchsten (Tab. 20).

Tab. 20: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare des Neuntötters und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$, Autokorrelationen der Variablen, die die Korrelation mit der Zahl der Brutpaare übersteigen, sind fett hinterlegt)

		Neuntötter	MSI	MPS	PLand	Fl_ungest	ED	Fl_Geh.	Fl_Hecke
Neuntötter	Korr.		-0,016	0,134	0,164	0,194	-0,041	0,048	-0,018
	Sig.		0,695	0,001**	0,000***	0,000***	0,307	0,224	0,646
MSI	Korr.	-0,016		-0,072	-0,294	-0,113	-0,403	0,159	0,204
	Sig.	0,695		0,071	0,000***	0,004**	0,000***	0,000***	0,000***
MPS	Korr.	0,134	-0,072		0,583	0,668	-0,212	-0,084	-0,094
	Sig.	0,001	0,071		0	0	0	0,034	0,018
PLand	Korr.	0,164	-0,294	0,583		0,828	0,313	0,141	0,048
	Sig.	0,000***	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***	0,222
Fl_ungest	Korr.	0,194	-0,113	0,668	0,828		-0,011	0,093	0,043
	Sig.	0,000***	0,004**	0,000***	0,000***		0,781	0,019*	0,274
ED	Korr.	-0,041	-0,403	-0,212	0,313	-0,011		0,07	0,240
	Sig.	0,307	0,000***	0,000***	0,000***	0,781		0,079	0,000***
Fl_Geh.	Korr.	0,048	0,159	-0,084	0,141	0,093	0,070		0,173
	Sig.	0,224	0,000***	0,034*	0,000***	0,019*	0,079		0,000***
Fl_Hecke	Korr.	-0,018	0,204	-0,094	0,048	0,043	0,240	0,173	
	Sig.	0,646	0,000***	0,018*	0,222	0,274	0,000***	0,000***	

Für die signifikant mit der Zahl der Brutpaare korrelierenden Landschaftsstrukturmaße wurden lineare Gleichungen erstellt. Deren Bestimmtheitswerte (R^2) liegen zwischen 0,018 (1,8 %) für die Mean Patch Size und 0,038 (3,8%) für die Fläche ungestörter Habitats (Tab. 21; Abb. 6, weitere Abbildungen siehe Anhang 5).

Tab. 21: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanzen und Bestimmtheitsmaße (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

Landschaftsstrukturmaß	Gleichung lineare Regression	Signifikanz (Anova)	R^2
Mean Patch Size (MPS) in ha	$f(x) = 9,059 \cdot 10^{-2} x + 0,619$	0,001 **	0,018
Percentage of Landscape (PLand)	$f(x) = 0,011 x + 0,487$	0,000 ***	0,027
Fläche ungestörte Habitats (FL_ungest) in ha	$f(x) = 4,129 \cdot 10^{-3} x - 0,560$	0,000 ***	0,038

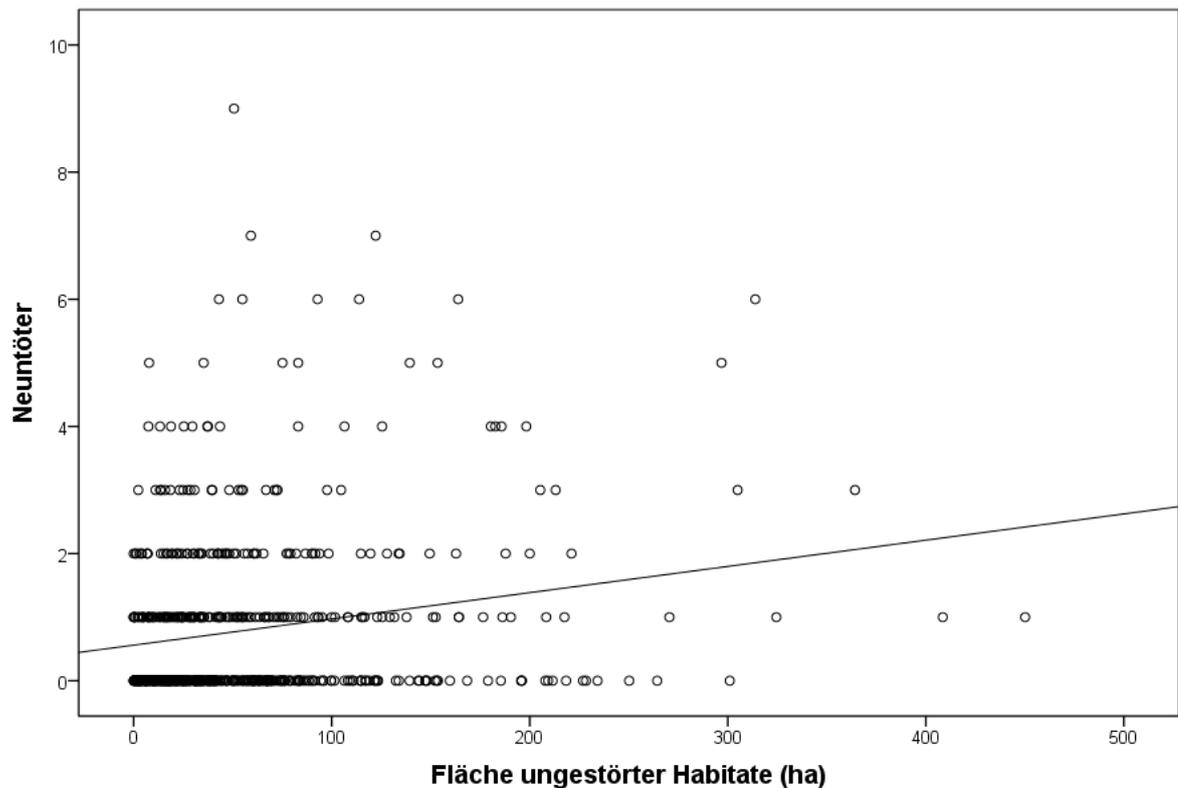


Abb. 6: Korrelation der Fläche ungestörter Habitate ($R = 0,194^{***}$) mit der Zahl der Brutpaare des Neuntöters und Regressionsgerade ($f(x) = 4,129 * 10^{-3} x - 0,560$; $p = 0,000$; $R^2 = 0,038$)

4.2.2 Multiple lineare Regression

Für die multiple lineare Regression nach Einschussverfahren wurden die signifikant mit der Zahl der Brutpaare korrelierenden Variablen Mean Patch Size, Percentage of Landscape und die Fläche ungestörter Habitate herangezogen. Im Ergebnis stand allerdings keine Regressionsgleichung mit mehr als einer Variablen, die ein höheres Bestimmtheitsmaß als die Regressionsgerade von FL_ungest (Tab. 21) aufweist. Das Ergebnis der multiplen linearen Regression lautet somit

$$f(x) = 4,129 * 10^{-3} x - 0,560$$

mit $x = FL_ungest$ (ha); $R = 0,194$; $R^2 = 0,038$; Sig. = 0,000 ***

4.2.3 Präsenz-Absenz-Analyse

Der Test auf Normalverteilung der Variablen nach Kolmogorov-Smirnov ergibt eine Normalverteilung lediglich für die Kantendichte (Edge Density). Die Werte der anderen Variablen sind nicht normalverteilt (Tab. 22).

Tab. 22: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung

	Test-Statistik (D)	Signifikanz
MEAN_Shape_Index	0,065	0,000
Mean_Shape_Size	0,226	0,000
PLand	0,103	0,000
Fl_ungest	0,177	0,000
Edge_Density	0,031	0,197*
Fl. Gehölz	0,100	0,000
Fl. Hecke	0,414	0,000

Signifikante Unterschiede in der Verteilung der Werte der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters existieren für Percentage of Landscape, der Fläche ungestörter Habitate und der Fläche der Gehölze. Die Werte dieser Landschaftsstrukturmaße liegen auf Flächen mit Vorkommen höher als auf Flächen ohne, die Nullhypothesen H_0 sind hier abzulehnen. Bei den anderen Landschaftsstrukturmaßen sind die Unterschiede in der Verteilung der Werte auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters nicht signifikant. Die Nullhypothesen können hier nicht abgelehnt werden (Tab. 23).

Tab. 23: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters sowie die Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** = Signifikanzniveau $p < 0,001$)

	Flächen ohne Vorkommen			Flächen mit Vorkommen			Signifikanz
	MW	N	St.abw.	MW	N	St.abw.	T-Test
ED (m/ha)	348,3	375	132,9	339,2	262	131,0	0,393
	1.Quartil	Median	3.Quartil	1.Quartil	Median	3.Quartil	U-Test
MSI	2,32	2,72	3,33	2,40	2,86	3,30	0,380
MPS (ha)	0,98	1,40	1,91	1,05	1,38	2,41	0,092
PLand	11,81%	21,62%	34,09%	14,64%	25,51%	40,59%	0,011 *
Fl_ungest (ha)	14,84	32,44	65,79	21,66	43,57	85,44	0,001 **
Fl. Gehölz (ha)	11,31	21,63	32,31	14,41	24,25	36,27	0,017 *
Fl. Hecke (ha)	0	0	0,29	0	0	0,27	0,661

4.2.4 Vergleich des Vorkommens des Neuntötters mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur

Der höchste vergebene Wert bei der Bewertung der Habitateignung der Untersuchungsflächen ergibt 14 von 20 möglichen Punkten. Allerdings wurden die Punktzahlen 13 und 14 jeweils nur für eine Fläche vergeben. Auf beiden wurden Brutpaare des Neuntötters nachgewiesen. Keine der Flächen wurde mit 0, 1 oder 12 Punkten bewertet (Tab. 24).

Tab. 24: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anzahl besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl

Punkte	Anzahl entsprechender Flächen	Anzahl besetzter Flächen	Anteil besetzter Flächen
0	0	0	-
1	0	0	-
2	3	2	66,7%
3	141	51	36,2%
4	160	60	37,5%
5	123	51	41,5%
6	89	39	43,8%
7	48	24	50,0%
8	30	12	40,0%
9	22	6	27,3%
10	9	7	77,8%
11	10	8	80,0%
12	0	0	-
13	1	1	100,0%
14	1	1	100,0%

Der Zusammenhang zwischen der Punktzahl der Habitatbewertung der Untersuchungsflächen und dem Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl lässt sich durch eine lineare Gleichung ausdrücken. Diese lautet

$$f(x) = 0,0464 x + 0,2284$$

Der Korrelationskoeffizient nach Spearman liegt bei $R = 0,7022$; das Bestimmtheitsmaß bei $R^2 = 0,4931$ und die Signifikanz laut Anova bei $p = 0,011^*$ (Abb. 7)

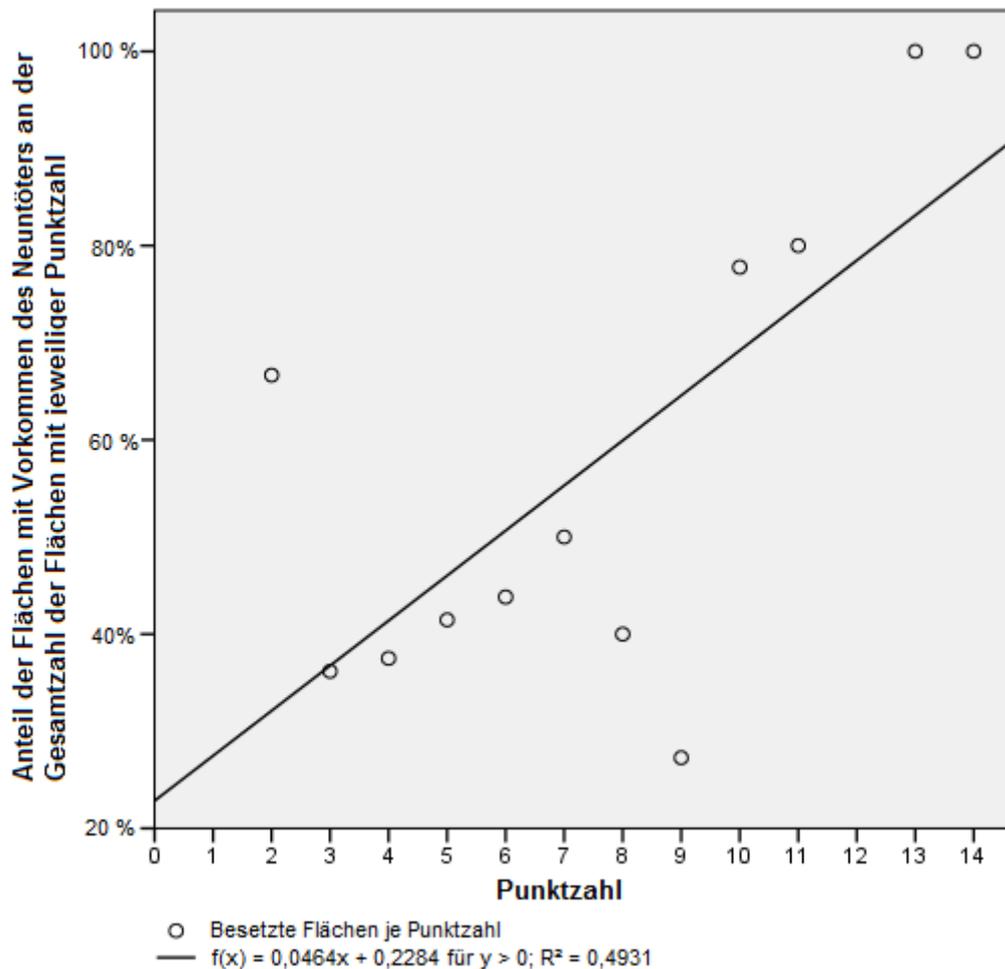


Abb. 7: Scatterplot und Ergebnis der linearen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren des Neuntöters besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl

4.3 Schwarzspecht

4.3.1 Korrelationsanalyse und lineare Regression

Die Zahl der Brutpaare des Schwarzspechtes korreliert höchst signifikant positiv mit der Mean Patch Size, Percentage of Landscape, der Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats. Hoch signifikant negativ ist die Korrelation der Zahl der Brutpaare mit der Kantendichte der Untersuchungsflächen (Edge-Density). Für diese fünf Landschaftsstrukturmaße müssen aufgrund der Signifikanzwerte die Nullhypothesen H_0 abgelehnt werden. Keine signifikante Korrelation existiert zwischen der Brutpaarzahl und dem Mean Shape Index. Hier kann die Nullhypothese nicht abgelehnt werden (Tab. 25).

Tab. 25: Korrelationen der Anzahl der Brutpaare des Schwarzspechts und der Landschaftsstrukturmaße mit zweiseitigen Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$, Autokorrelationen der Variablen, die die Korrelation mit der Zahl der Brutpaare übersteigen, sind fett hinterlegt)

		Schwarzspecht	MSI	MPS	PLand	TCA	FI_ungest	ED
Schwarzspecht	Korr.		-0,069	0,304	0,576	0,533	0,515	-0,216
	Sign.		0,081	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
MSI	Korr.	-0,069		-0,148	-0,080	-0,130	-0,112	0,255
	Sign.	0,081		0,000***	0,043*	0,001	0,005**	0,000***
MPS	Korr.	0,304	-0,148		0,578	0,714	0,633	-0,487
	Sign.	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
PLand	Korr.	0,576	-0,080	0,578		0,943	0,920	-0,372
	Sign.	0,000***	0,043*	0,000***		0,000***	0,000***	0,000***
TCA	Korr.	0,533	-0,130	0,714	0,943		0,923	-0,518
	Sign.	0,000***	0,001**	0,000***	0,000***		0,000***	0,000***
FI_ungest	Korr.	0,515	-0,112	0,633	0,920	0,923		-0,457
	Sign.	0,000***	0,005**	0,000***	0,000***	0,000***		0,000***
ED	Korr.	-0,216	0,255	-0,487	-0,372	-0,518	-0,457	
	Sign.	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	

Tab. 26 enthält die Gleichungen der Regressionsgeraden der signifikant mit der Anzahl der Brutpaare des Schwarzspechts korrelierenden Landschaftsstrukturmaße. Die Bestimmtheitsmaße dieser Gleichungen liegen zwischen 0,047 (4,7 % erklärter Streuungen) für die Kantendichte und 0,332 (33,2 % erklärter Streuungen) für PLand (Abb. 8)

Tab. 26: Regressionsgeraden der Landschaftsstrukturmaße und deren Signifikanz und Bestimmtheitsmaße (R^2) (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

Landschaftsstrukturmaß	Gleichung lineare Regression	Signifikanz (Anova)	R^2
Mean Patch Size (MPS) in ha	$f(x) = 1,514 \cdot 10^{-2} x + 0,225$	0,000 ***	0,092
Percentage of Landscape (PLand)	$f(x) = 0,012 x - 0,015$	0,000 ***	0,332
Total Core Area (TCA) in ha	$f(x) = 2,420 \cdot 10^{-3} x + 0,087$	0,000 ***	0,284
Ungestörte Habitats (FI_ungest) in ha	$f(x) = 1,943 \cdot 10^{-3} x - 0,095$	0,000 ***	0,265
Kantendichte (ED) in m/ha	$f(x) = -0,001 x + 0,661$	0,000 **	0,047

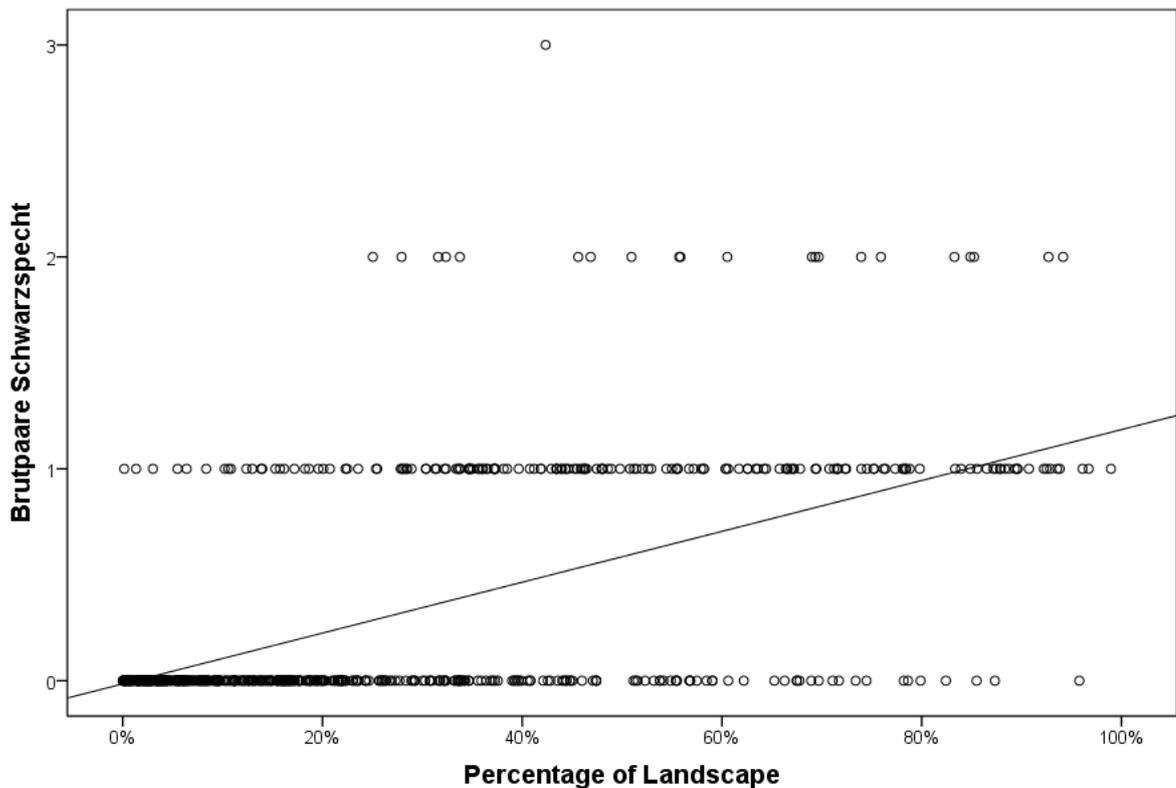


Abb. 8: Korrelation des Anteils geeigneter Habitats einer Landschaft mit der Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts ($R = 0,576$) und Regressionsgerade ($f(x) = 0,012 x - 0,015$; $p = 0,000$; $R^2 = 0,332$)

4.3.2 Multiple lineare Regression

Die in Tab. 26 genannten, signifikant mit der Zahl der Brutpaare korrelierenden Variablen werden zur Berechnung der multiplen linearen Regressionsgleichung herangezogen. Allerdings erzielte keine Gleichung mit mehr als einer Variablen ein höheres Bestimmtheitsmaß als die lineare Gleichung von PLand. Das Ergebnis lautet somit:

$$f(x) = 0,012 x - 0,015$$

mit $x = \text{PLand}$; $R = 0,562$; $R^2 = 0,332$; $\text{Sig.} = 0,000$ ***

4.3.3 Präsenz-Absenz-Analyse

Der Test nach Kolmogorov-Smirnov ergibt nur für die Kantendichte (Edge-Density) mit $p > 0,05$ eine Normalverteilung der Werte. Die übrigen Landschaftsstrukturmaße sind nicht normal verteilt (Tab. 27)

Tab. 27: Ergebnisse des Kolmogorov-Smirnov-Tests auf Normalverteilung

	Test-Statistik (D)	Signifikanz
Mean_Shape_Index	0,100	0,000
Mean_Shape_Size	0,259	0,000
PLand	0,135	0,000
TCA	0,197	0,000
Fl_ungest	0,197	0,000
Edge_Density	0,033	0,098 *

Die Verteilung der Werte der Landschaftsstrukturmaße Mean Patch Size, Percentage of Landscape, Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats sind auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts deutlich höher als auf Flächen ohne Vorkommen. Der Mann-Whitney-U-Test bestätigt, dass die Unterschiede höchst signifikant sind. Die Nullhypothese H_0 ist abzulehnen. Der Mittelwert der Kantendichte der Landschaft ED ist auf Flächen ohne Vorkommen höher als auf Flächen mit Vorkommen. Die Unterschiede des Mittelwertes sind laut T-Test ebenfalls höchst signifikant und auch hier ist die Nullhypothese H_0 abzulehnen. Lediglich die Verteilungen des Mean Shape Index unterscheiden sich auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts nicht signifikant (Abb. 9). Hier kann die Nullhypothese nicht abgelehnt werden (Tab. 28, weitere Abbildungen siehe Anhang 6).

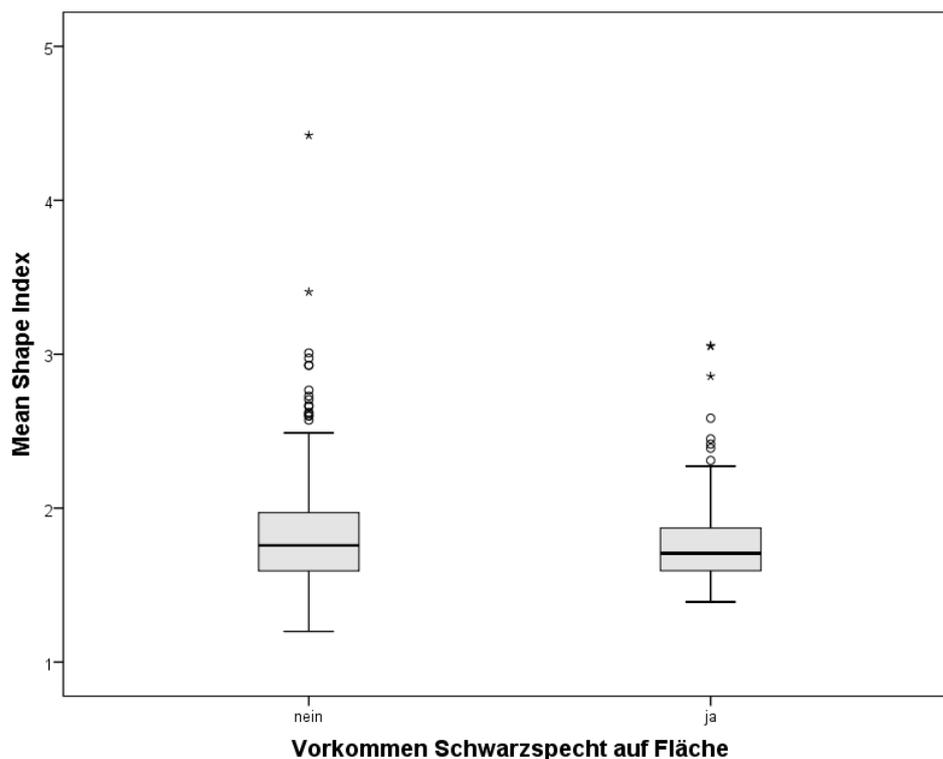


Abb. 9: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts

Tab. 28: Mittelwerte und Standardabweichungen, bzw. 1., 2. und 3. Quartile der Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts sowie die Signifikanzen (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

	Flächen ohne Vorkommen			Flächen mit Vorkommen			Signifikanz
	MW	N	St.abw.	MW	N	St.abw.	T-Test
ED	356,8	447	121,4	297,024	190	113,9597	0,000 ***
	1. Quartil	Median	3.Quartil	1. Quartil	Median	3.Quartil	U-Test
MSI	1,59	1,76	1,97	1,60	1,71	1,87	0,100
MPS	1,37	2,70	5,33	5,34	8,54	14,00	0,000 ***
PLand	4,08%	12,80%	25,96%	33,97%	48,74%	71,44%	0,000 ***
TCA	2,64	23,10	84,39	105,90	185,53	307,18	0,000 ***
Fl_ungest	6,83	31,32	98,96	114,30	212,72	349,64	0,000 ***

4.3.4 Vergleich des Vorkommens des Schwarzspechts mit den Ergebnissen der Bewertung der Landschaftsstruktur

Die Bewertung der Untersuchungsflächen auf Habitataignung für den Schwarzspecht ergab, dass eine Fläche die Höchstpunktzahl von 20 erreicht hat und zwei Flächen keine Punkte erhalten haben. Brutpaare des Schwarzspechts wurden auf Flächen nachgewiesen, die mindestens 3 Punkte erhalten haben (Tab. 29).

Tab. 29: Ergebnisse der Bewertung der Untersuchungsflächen und Anteil besetzter Flächen der entsprechenden Punktzahl

Punkte	Anzahl entsprechender Flächen	Anzahl besetzter Flächen	Anteil besetzter Flächen
0	2	0	0 %
1	0	0	-
2	12	0	0 %
3	34	3	8,8 %
4	270	17	6,3 %
5	82	22	26,8 %
6	30	14	46,7 %
7	39	18	46,2 %
8	43	26	60,5 %
9	20	12	60,0 %
10	22	15	68,2 %
11	18	13	72,2 %
12	17	13	76,5 %
13	18	15	83,3 %
14	10	7	70,0 %
15	7	5	71,4 %
16	7	5	71,4 %
17	3	2	66,7 %
18	0	0	-
19	2	2	100 %
20	1	1	100 %

Die Verteilung des Anteils der besetzten Flächen zu der Punktzahl der Habitateignungsbewertung lässt sich durch eine logarithmische Funktion ausdrücken (Abb. 10). Diese lautet

$$f(x) = 0,4534 \ln(x) - 0,4248$$

Die Korrelation nach Spearman liegt für diese Gleichung bei $R = 0,9408$ und das Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,8851$. Es werden somit 88,51% der Streuungen erklärt. Die Signifikanz laut Anova liegt bei 0,000 ***.

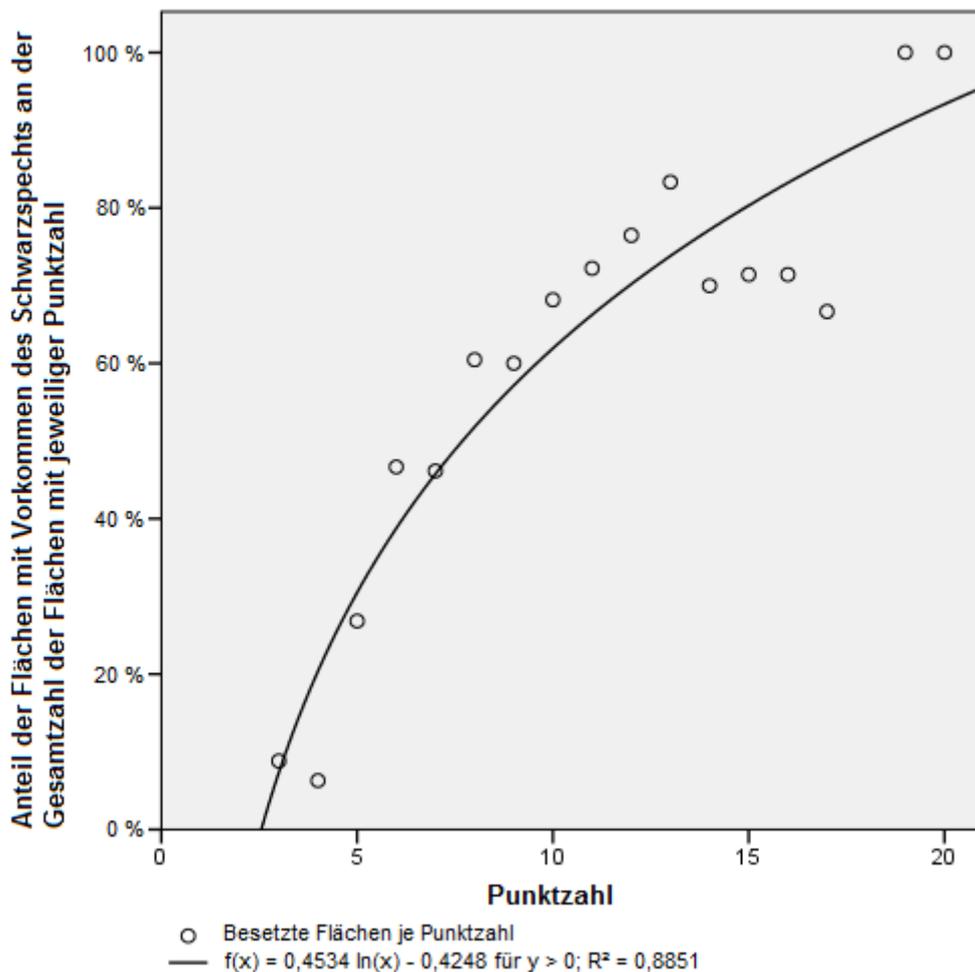


Abb. 10: Scatterplot und Ergebnis der linearen Regression zwischen der Punktzahl der Flächenbewertung und dem Anteil mit Brutpaaren des Schwarzspechts besetzter MhB-Flächen der Gesamtflächenzahl der jeweiligen Punktzahl

4.4 Test auf räumliche Autokorrelation

Der Test auf räumliche Autokorrelationen zeigt signifikant bzw. höchst signifikant von der Nullhypothese verschiedene Werte bei allen drei Arten. Die Vorkommen sind somit nicht räumlich zufällig verteilt, positive Z-Werte zeigen eine deutliche Aggregation. Der Effekt ist bei der Feldlerche am stärksten und beim Schwarzspecht am schwächsten ausgeprägt (Tab. 30)

Tab. 30: Ergebnisse des Tests auf Autokorrelation der Zahl der Brutpaare der Arten (* = Signifikanzniveau $p < 0,05$; ** = Signifikanzniveau $p < 0,01$; *** Signifikanzniveau $p < 0,001$)

	Feldlerche	Neuntöter	Schwarzspecht
Morans I-Index	0,131564	0,074091	0,028413
Erwarteter Index	-0,001572	-0,001572	-0,001572
Varianz	0,000155	0,000155	0,000156
Z-Wert	10,68	6,08	2,40
p-Wert	0,0000***	0,0000***	0,0164*

5 Diskussion

5.1 Interpretation der Ergebnisse in Bezug auf die Ökologie der Arten

5.1.1 Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf die Feldlerche

Entgegen der aufgestellten Hypothesen korreliert die Zahl der Brutpaare auf den Flächen positiv mit den Werten des Mean Shape Index. Auch sind die Werte des MSI auf Untersuchungsflächen mit Vorkommen der Feldlerche anstatt niedriger höher verteilt als auf Flächen ohne Vorkommen. Die Hypothesen 1 und 2 sind somit widerlegt.

Die übrigen Hypothesen die Feldlerche betreffend (Hypothesen 3 bis 12) wurden in den Ergebnissen nicht widerlegt. So korrelieren die Werte der Mean Patch Size, Percentage of Landscape, Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats positiv. Auch sind die Werte dieser Landschaftsstrukturmaße auf Flächen mit Vorkommen teils deutlich höher verteilt als auf Flächen ohne. Die Werte der Kantendichte korrelieren wie erwartet negativ mit der Zahl der Brutpaare. Auch im Präsenz-Absenz-Vergleich sind die Werte der Kantendichte auf Flächen mit Vorkommen der Art niedriger als auf Flächen ohne.

Der Mean Shape Index ist ein Formenmaß und kann Aussagen über die Kompaktheit oder Komplexität der Form einer Fläche geben. Aus landschaftsökologischer Sicht weisen kompakte Flächen einen größeren Kernraum auf (BERGER & WALZ 2004). Dies würde mit der widerlegten Hypothese übereinstimmen. Allerdings weisen einfache Flächenformen auf eine intensive anthropogene Nutzung hin, komplex geformte Patches eher auf naturnähere Flächen (BERGER & WALZ 2004).

CHAMBERLAIN et al. (1999) fanden heraus, dass für das Vorkommen der Feldlerche auf Ackerflächen eher die angebauten Feldfrüchte als die Landschaftsstruktur an sich relevant sind. Die Brutdichte der Feldlerche ist dabei positiv korreliert mit der Zahl angebaute Feldfrüchte eines landwirtschaftlichen Betriebes (ROBINSON et al. 2001). Für die Feldlerche sind Kleinstrukturen von großer Bedeutung. Störstellen, Stellen mit Kümmerwuchs oder Flächen mit niedriger Vegetation werden bevorzugt besiedelt. Diese Kleinstrukturen werden allerdings oft durch großflächige Bewirtschaftung der intensiven Landwirtschaft vernichtet (SCHÖN 1999). So beeinträchtigt z.B. die Maisproduktion das Vorkommen von Feldlerche und Neuntöter (SAUERBREI et al. 2014). Die steigende Zahl von Brutpaaren der Feldlerche mit steigenden Werten des Mean Shape Index kann also damit erklärt werden, dass hohe Werte des Landschaftsstrukturmaßes strukturreiche Landschaften repräsentieren, die günstigere Habitats für die Feldlerche darstellen. Dies deckt sich auch mit den Ergebnissen von VON SCHNAKENBURG & SCHMIEDER (2007), dass durch die Zusammenlegung von kleinen Ackerstreifen zu größeren Schlägen in einer Landschaft die Werte des Mean Shape Index verringern.

Bei der Betrachtung der Werte der Landschaftsstrukturmaße Mean Patch Size, PLand, Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats muss man beachten, dass die Werte untereinander deutlich

autokorreliert sind (vgl. Tab. 15). Am deutlichsten reagiert die Zahl der Brutpaare der Feldlerche mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,534 auf das Landschaftsstrukturmaß Fl_ungest . Dieses ist allerdings mit 0,889 zu $PLand$ und mit 0,690 zur TCA autokorreliert. Diese drei Landschaftsstrukturmaße sollten also nicht voneinander getrennt betrachtet werden. Die Feldlerche benötigt also von der Landschaftsstruktur her große Flächen, die einen gewissen Abstand zum Rand der Biotope bieten, aber auch einen Abstand zu anthropogenen Störungsquellen wie Verkehrs- und Siedlungsflächen. Dass die Werte von Fl_ungest und der TCA deutlicher mit der Zahl der Brutpaare korrelieren als die Werte der MPS , zeigt, dass die Art tatsächlich Flächen mit Kernzonen von 100 m bevorzugt. Dies liegt daran, dass zu Wäldern oder Siedlungsflächen oder anderen Vertikalstrukturen ein Mindestabstand eingehalten wird (NLWKN 2011). Diese Strukturen werden gemieden, da diese als Ansitzwarten oder Deckung für Prädatoren dienen könnten (WHITTINGHAM & EVANS 2004). Auch die Effektdistanz von 100 m zu anthropogenen Störungsquellen nach GARNIEL & MIERWALD (2010) konnte bestätigt werden.

Die Mean Patch Size korreliert mit einem Koeffizienten von 0,363 deutlich geringer positiv als die drei vorher benannten Landschaftsstrukturmaße. Hohe Autokorrelationen mit TCA und Fl_ungest deuten aber darauf hin, dass der Effekt auf die Art daher rührt, dass auf größeren Patches die Art eher die Möglichkeit findet, Randeffekten oder Störungen auszuweichen.

Die Werte der Kantendichte (Edge Density) einer Landschaft werden durch verschiedene Faktoren beeinflusst. So führt Flurbereinigung zu einer Senkung der Werte, Aufforstung, beispielsweise von Grenzertragsflächen, kann aber auch zu einer Zunahme der Werte führen (WALZ 2013). Für die Berechnung der Werte dieses Landschaftsstrukturmaßes wurden die Patches der Untersuchungsflächen nach den aggregierten Nutzungsklassen zusammengefasst (Walz 2013; vgl. Anhang 2). Ist der Wert in einem Untersuchungsgebiet hoch, spricht dies also für eine kleinräumige Verteilung verschiedener Landnutzungsklassen (HERBST et al. 2007). Mit höheren Werten der Kantendichte sind somit auch Wald- und Gehölzbiotope, Verkehrs- oder Siedlungsflächen und andere Landnutzungsklassen stärker verteilt und fragmentieren die als Habitat geeigneten Landnutzungsklassen. Negative Korrelationen mit den Landschaftsstrukturmaßen Mean Patch Size und Total Core Area bestätigen, dass hohe Werte der Kantendichte auf eine Fragmentierung der Landschaft zurückzuführen sind. Diese Fragmentierung führt wegen der Meidung von Vertikalstrukturen und Störungsquellen teilweise zu Meidungsreaktionen gegenüber fragmentierenden Patches (vgl. GARNIEL & MIERWALD 2010; WHITTINGHAM & EVANS 2004), so dass die negative Korrelation entsteht.

5.1.2 Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf den Neuntöter

Die Zahl der Brutpaare des Neuntötters korreliert, den Hypothesen 5 und 7 entsprechend, positiv mit den Werten der Landschaftsstrukturmaße Percentage of Landscape und der Fläche ungestörter Habitate. Bei beiden Landschaftsstrukturmaßen ist im Präsenz-Absenz-Vergleich auch die Verteilung der Werte auf Flächen mit Vorkommen des Neuntötters signifikant höher als auf Flächen ohne (Hypothesen 6 und 8). Die Hypothesen 5 bis 8 sind somit nicht widerlegt.

Bei der Fläche der Gehölzbiotope ist zwar keine signifikante lineare Korrelation zu der Zahl der Brutpaare je Fläche nachweisbar, allerdings sind die Werte der Gehölzfläche auf Flächen mit Vorkommen der Art signifikant höher verteilt als auf Flächen ohne. Hypothese 9 ist somit widerlegt, Hypothese 10 nicht.

Entgegen der Hypothese 3 korrelieren die Werte des Landschaftsstrukturmaßes Mean Patch Size nicht negativ sondern positiv mit der Zahl der Brutpaare. Im Präsenz-Absenz-Vergleich konnte kein signifikanter Unterschied in der Verteilung der Werte festgestellt werden (Hypothese 4). Keine signifikanten Zusammenhänge, weder in der Korrelation zwischen dem Landschaftsstrukturmaß und der Zahl der Brutpaare, noch im Präsenz-Absenz-Vergleich, konnte für den Mean Shape Index (Hypothesen 1 und 2), für die Fläche der Hecken (11 und 12) oder für die Kantendichte (13 und 14) nachgewiesen werden. Die Hypothesen 1 bis 4, sowie 11 bis 14 sind somit widerlegt.

Die Landschaftsstrukturmaße PLand und die Fläche ungestörter Habitate (Fl_ungest) sind deutlich autokorreliert. Dies bedeutet, je größer der Anteil geeigneter Habitate in einem Untersuchungsgebiet ist, desto höher ist auch die Fläche ungestörter Habitate. Der Neuntöter meidet also anthropogene Störungen, dies erklärt aber nur etwa 4 % der Streuung des Vorkommens von Neuntöter-Brutpaaren. Auch die Mean-Patch-Size korreliert positiv mit der Zahl der Brutpaare, wenn auch schwächer als die beiden genannten ($R = 0,134$; $p = 0,001$). Im Präsenz-Absenz-Vergleich ist aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Werten auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntötters mehr nachweisbar.

Bevorzugte Habitate des Neuntötters sind Weide-Acker-Mosaik, die flankiert oder durchsetzt mit Gebüsch oder Hecken sind. Die einzelnen Flächen sollten optimalerweise 1 ha groß sein (BRAMBILLA et al. 2007). Diese optimale Habitatgröße könnte ein Grund dafür sein, dass die geprüfte positive lineare Korrelation zwischen Mean Patch Size und Brutpaarzahlen der Flächen relativ schwach und dieser Zusammenhang im Präsenz-Absenz-Vergleich nicht mehr nachweisbar ist. VANHINSBERGH & EVANS (2002) fanden heraus, dass die Häufigkeit des Neuntötters auf Untersuchungsflächen in Kärnten/Österreich positiv mit dem Anteil der Weideflächen, der Weidezaunlänge und dem Vorkommen von verstreuten Büschen und Bäumen auf den Flächen korreliert. Letztere sind allerdings im Flächenschema nicht dargestellt. Negative Korrelationen wurden in

dieser Studie mit der Ackerfläche und der Fläche unbeweideten Graslands nachgewiesen. Im Flächenschema wird allerdings beweidetes nicht von unbeweidetem Grünland unterschieden. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen GOŁAWSKI & MEISSNER (2008) für Untersuchungsgebiete in Ostpolen. Dort korrelierte die Zahl von Jungvögeln des Neuntöters positiv der Fläche von Weiden, Wiesen, Obstgärten und Brachland, und negativ mit der Länge von Freileitungen im Gebiet.

Die Neuntöterdichte auf Flächen nimmt bis zu einem Gebüschanteil von 10 - 15% zu, bei größer werdendem Anteil allerdings wieder ab (VANHINSBERGH & EVANS 2002). BRAMBILLA et al. (2007) bezifferten die optimale Flächendeckung von Gebüsch bzw. Hecken auf 15-20%. Dies wären allerdings nicht-lineare Zusammenhänge. Da bei der Überprüfung der Korrelationen zwischen der Zahl der Brutpaare und der Fläche der Gehölze bzw. der Hecken nur lineare Zusammenhänge geprüft wurden, könnte dies eine Erklärung sein, warum keine, bzw. nur eine geringe Reaktion auf diese Landschaftsstrukturmaße nachgewiesen wurde.

Zudem benötigen Neuntöter für die Nestanlage dornige Sträucher wie Schlehe (*Prunus spinosa*), Weißdorn (*Crataegus sp.*), Hecken-Rose (*Rosa corymbifera*) oder Brombeeren (*Rubus fruticosus*). Als Nahrungsbasis benötigt die Art Sträucher wie Hartriegel (*Cornus sp.*), Holunder (*Sambucus nigra*), Schneeball (*Viburnum sp.*) und Waldrebe (*Clematis sp.*), die durch Ihre Blüten viele Insekten, also Beutetiere, anziehen (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1993). Wichtig sind für das Vorkommen und Bruterfolg des Neuntöters sind auch reiche Insektenvorkommen auf Wiesen, Weiden und Brachen. Auf Ackerflächen sind die Insektenvorkommen deutlich geringer, diese werden auch von der Art gemieden (GOŁAWSKI & GOŁAWSKA 2008; GOŁAWSKI & MEISSNER 2008). Ein weiterer Faktor, der bestimmend für Vorkommen des Neuntöters ist, ist die Bevorzugung von thermisch begünstigten und wettergeschützten Lagen (BRANDL et al. 1986). Ausreichend hohe Temperaturen und geringer Niederschlag sind wichtige Faktoren für den Bruterfolg der Art (PEDERSEN et al. 2011). Auch die Artzusammensetzung der Hecken und Gehölze, das Nahrungsangebot einer Fläche, die thermische Begünstigung und die Niederschlagsmengen sind nicht im Flächenschema und somit in den Landschaftsstrukturmaßen abgebildet.

All die genannten Habitatansprüche des Neuntöters führen dazu, dass die berechneten Landschaftsstrukturmaße, berechnet mit dem verwendeten Flächenschema wenig, bzw. nicht geeignet sind, um ein Vorkommen erklären zu können. Auch GOŁAWSKI, & MEISSNER (2008) hatten in Ostpolen den Einfluss von Landschaftsstrukturparametern auf die Zahl der Nestlinge des Neuntöters untersucht, ihr minimal adäquates Modell erklärte lediglich 18,3 % der Streuungen der Nestlingszahlen.

5.1.3 Interpretation der Ergebnisse im Bezug auf den Schwarzspecht

Das Landschaftsstrukturmaß Mean Shape Index zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zum Vorkommen des Schwarzspechts. Weder korrelieren die Werte mit der Zahl der Brutpaare, noch unterscheidet sich ihre Verteilung signifikant im Präsenz-Absenz-Vergleich. Die Hypothesen 1 und 2 sind somit widerlegt.

Allerdings zeigen die Werte der Mean Patch Size, des Percentage of Landscape, der Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitats den Hypothesen 3, 5, 7 und 9 entsprechend positive Korrelationen zur Zahl der Brutpaare. Bei diesen Landschaftsstrukturmaßen sind auch im Präsenz-Absenz-Vergleich die Werte auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts zum Teil deutlich höher als auf Flächen ohne. Dies entspricht den Hypothesen 4, 6, 8 und 10.

Die Werte der Kantendichte korrelieren der Hypothese 11 entsprechend negativ mit der Zahl der Brutpaare, auch im Präsenz-Absenz-Vergleich liegen die Werte auf Flächen mit Vorkommen niedriger als auf Flächen ohne (Hypothese 12). Die Hypothesen 3 bis 12 sind somit nicht widerlegt.

Die stärkste positive Korrelation zeigte die Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts mit dem Landschaftsstrukturmaß PLand ($R = 0,576$; $p = 0,000$). Anhand dieses Landschaftsstrukturmaßes können somit 33,2 % der Streuung der Anzahl der Brutpaare erklärt werden. Etwas geringer sind die Korrelationen mit der Total Core Area ($R = 0,533$; $p = 0,000$) und der Fläche ungestörter Habitats ($R = 0,515$; $p = 0,000$). Die Mean Patch Size ist mit $R = 0,304$ ($p = 0,000$) schwach positiv korreliert.

Sehr hohe Autokorrelationen der Landschaftsstrukturmaße TCA ($R = 0,943$), Fl_ungest ($R = 0,920$) und auch von Mean Patch Size ($R = 0,578$) mit PLand, legen allerdings die Vermutung nahe, dass insbesondere die Kernzonenmaße TCA und Fl_ungest von den Werten von PLand „mitgezogen“ werden. Dies würde bedeuten, dass in Wirklichkeit kein Bezug zu einer Kernzone oder einer Effektdistanz nachgewiesen wurde, sondern dass die Art großflächige Wälder bevorzugt, die nur als Nebeneffekt Kernzonen und Habitats ohne Störungen von anthropogenen Quellen bieten. Schwarzspechte scheinen also relativ unempfindlich gegenüber Randeffekten oder anthropogenen Störungen zu sein.

Ein Umstand, der diese Vermutung unterstützt ist, dass der Mean Shape Index keinen Einfluss auf das Vorkommen des Schwarzspechts zu haben scheint. Dies ist ein Maß, das die Kompaktheit oder die Komplexität von Patches darstellt. Flächen mit hohem MSI, also komplex geformte Flächen, haben einen geringeren Anteil an Kernflächen als kompakt geformte (BERGER & WALZ 2004).

Bemerkenswert ist der Schluss von BERG (1997), dass der Schwarzspecht in fragmentierten Landschaften vorkommt, weil diese weniger homogen sind und er einzelne Fragmente als Brut- oder Nahrungshabitats nutzen kann. Dass sich kein Zusammenhang zwischen MSI und dem Vorkommen

der Art belegen lässt, könnte daran liegen, dass sich für das Vorkommen der Art fördernde Effekte der Diversität in der Landschaft (hoher MSI) und großflächigen, kompakten Wäldern (niedriger MSI) aufheben.

BROTONS et al. (2003) zeigten auf, dass die innere Struktur des Waldes, wie die das Alter der Bäume und die Abfolge natürlicher Sukzessionsstadien aufgrund ökologischer Störungen, deutlich wichtiger für ein Vorkommen des Schwarzspechts ist, als die die äußere Struktur, wie die Form von Patches. Allerdings hat diese dennoch Gewicht (BROTONS et al. 2003). Grund hierfür ist, dass das Vorkommen des Schwarzspechts sehr stark von Totholz abhängig ist (UTSCHICK 1991; MOLLET et al. 2009). Totholzstämme und -Stümpfe werden zur Nahrungsaufnahme, aber auch zur Anlage von Nisthöhlen verwendet (HOHLFELD 1995). Die Höhlen werden bevorzugt in 8 bis 15 m Höhe in hohen, alten Buchen angelegt. Die Stämme sollten weitgehend astfrei sein, der Durchmesser mindestens 40 cm betragen (SCHACH 2004; Angabe Mindeststammstärke bei BAUER et al. 2012 mind. 35 cm). Die Bewirtschaftungsform, Alter der Bäume oder der Totholzanteil gehen allerdings nicht aus dem Flächenschema hervor. Dies kann die geringen Bestimmtheitsmaße der Regressionsgeraden erklären.

Die Kantendichte korreliert negativ mit der Zahl der Brutpaare und auch auf Flächen mit Vorkommen des Schwarzspechts ist die Kantendichte geringer als auf Flächen ohne Vorkommen. Landschaften mit höherer Kantendichte sind mehr zerschnitten als Landschaften mit niedrigerer Kantendichte (HARGIS et al. 1998), so dass auf Flächen mit hoher Kantendichte die Werte der Mean Patch Size geringer sind. Negative Korrelationen der beiden Landschaftsstrukturmaße belegen dies.

5.2 Überprüfung der Habitatmodelle

Nur bei der Feldlerche konnte eine Gleichung mit mehr als einer Variablen eine bessere Erklärung der Streuung der Zahl der Brutpaare auf den Flächen liefern als die einzelnen Landschaftsstrukturmaße. Die entsprechende Gleichung lautet

$$f(x) = -1,092 x_1 + 9,631 * 10^{-2} x_2 + 5,827 * 10^{-2} x_3 + 1,735$$

mit $x_1 = \text{MSI}$, $x_2 = \text{TCA}$, $x_3 = \text{FL_ungest}$; $R = 0,562$; $\text{adj. } R^2 = 0,313$; $\text{Sig.} = 0,000$ ***

Es wurden hierbei 31,3 % der Streuungen erklärt. Das höchste Bestimmtheitsmaß der für die Feldlerche berechneten Landschaftsstrukturmaße zeigte die Regressionsgerade der Fläche ungestörter Habitate (FL_ungest) mit $R^2 = 0,285$, also 28,5 % erklärter Streuungen.

Für den Neuntöter und den Schwarzspecht ist es nicht gelungen, ein multiples lineares Regressionsmodell zu erstellen, das bessere Bestimmtheitsmaße aufweist als die einzelnen berechneten

Landschaftsstrukturmaße. Die höchsten Werte hatten für den Neuntöter die Fläche ungestörte Habitate (Fl_ungest) mit $R^2 = 0,038$ und für den Schwarzspecht PLand mit $R^2 = 0,332$. Die multiple lineare Regression anhand der berechneten Landschaftsstrukturmaße ist somit nicht geeignet, die Zahl der Brutpaare auf den Untersuchungsflächen vorherzusagen. Dies liegt an den teils komplexen Ansprüche der Arten an ihren Lebensraum (vgl. Punkt 5.1).

Die Methode, die Punktzahlen der Habitatbewertung mit dem Anteil mit Brutpaaren der jeweiligen Art besetzter Flächen gegenüberstellen, können als Modell angesehen werden, das Aussagen über die Wahrscheinlichkeit erlaubt, mit der ein Patch mit Brutpaaren der jeweiligen Art besetzt ist. Hierfür wurden Funktionen ermittelt, die diesen Zusammenhang darstellen. Diese lauten

- für die Feldlerche: $f(x) = 0,00052 x^3 - 0,02307 x^2 + 0,33345 x - 0,56675$
- für den Neuntöter: $f(x) = 0,0464 x + 0,2284$
- für den Schwarzspecht: $f(x) = 0,4534 \ln(x) - 0,4248$

Die errechneten Werte stellen den Anteil besetzter Flächen dar, für die Angabe in Prozent müssten diese Anteile mit 100 % multipliziert werden. Eventuell errechnete y-Werte unter 0 müssten dann als 0%, eventuelle Werte über 1 als 100% gelesen werden.

Damit der Habitatbewertungsschlüssel als Modell verwendbar wird, müssen die noch relativen, als Prozentwerte vom jeweiligen Maximalwert berechneten, Werte je Punktzahl in Absolutwerten angegeben werden. Nur so kann man das Modell auf unbekannte Flächen anwenden (Tab. 31, Tab. 32, Tab. 33). Grundlage ist aber, dass die Landschaftsstrukturmaße nach der in dieser Arbeit verwendeten Methode berechnet werden, insbesondere die Grundfläche der artspezifischen Untersuchungsflächen muss identisch mit den hier verwendeten sein (vgl. Punkt 3.5.3).

Tab. 31: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für die Feldlerche

Punkte	Schlüssel	PLand	MPS	TCA	Fl_ungest
	Maximalwert	99,2 %	61,4 ha	143,0 ha	245,7 ha
0	0 %	0	0	0	0
1	> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	< 19,8 %	< 12,3 ha	< 28,2 ha	< 49,1 ha
2	≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	< 39,7 %	< 24,6 ha	< 57,2 ha	< 98,3 ha
3	≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	< 59,5 %	< 36,8 ha	< 85,8 ha	< 147,4 ha
4	≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	< 79,4 %	< 49,1 ha	< 114,4 ha	< 196,6 ha
5	≥ 80 % vom Maximalwert	≥ 79,4%	≥ 49,1 ha	≥ 114,4 ha	≥ 196,6 ha

Tab. 32: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für den Neuntöter

Punkte	Schlüssel	PLand	Fl_ungest	Fl_Gehoelez	Fl_Hecke
	Maximalwert	97,0 %	450,1 ha	137,7 ha	36,5 ha
0	0 %	0	0	0	0
1	> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	< 19,4 %	< 90,0 ha	< 27,5 ha	< 7,3 ha
2	≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	< 38,8 %	< 180,0 ha	< 55,1 ha	< 14,6 ha
3	≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	< 58,2 %	< 270,1 ha	< 82,6 ha	< 21,9 ha
4	≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	< 77,6 %	< 360,1 ha	< 110,2 ha	< 29,2 ha
5	≥ 80 % vom Maximalwert	≥ 77,6 %	≥ 360,1 ha	≥ 110,2 ha	≥ 29,2 ha

Tab. 33: Absolutwerte des Bewertungsschlüssels des Habitatmodells für den Schwarzspecht

Punkte	Schlüssel	MPS	PLand	TCA	FI ungest
	Maximalwert	101,4 ha	99,0%	565,4 ha	665,4 ha
0	0 %	0	0	0	0
1	> 0 % und < 20 % vom Maximalwert	< 20,3 ha	< 19,8 %	< 113,1 ha	< 133,1 ha
2	≥ 20 % und < 40 % vom Maximalwert	< 40,6 ha	< 39,6 %	< 226,2 ha	< 266,2 ha
3	≥ 40 % und < 60 % vom Maximalwert	< 60,8 ha	< 59,4 %	< 339,2 ha	< 399,2 ha
4	≥ 60 % und < 80 % vom Maximalwert	< 81,1 ha	< 79,2 %	< 452,3 ha	< 532,3 ha
5	≥ 80 % vom Maximalwert	≥ 81,1 ha	≥ 79,2 %	≥ 452,3 ha	≥ 532,3 ha

Zur Probe kann man die ermittelten realen Anteile besetzter Flächen den Ergebnissen der Regressionsgleichungen jeder Punktzahl gegenüber stellen. Bei der Feldlerche zeigt sich hierbei eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen der prognostizierten und realen Besetzungswahrscheinlichkeit. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Untersuchungsgebiet mit Feldlerchen besetzt ist, weicht bis zu einer Punktzahl von 7 noch in einigen Werten deutlich von der realen ab. Ab einer Punktzahl von 8 sind prognostizierter und reale Besetzungswahrscheinlichkeit beinahe identisch (Tab. 34). Auch der sehr hohe Wert des Bestimmtheitsmaßes R^2 von 0,971 bestätigt dies.

Tab. 34: Überprüfung der Regressionsgleichung der Feldlerche zur Besetzungswahrscheinlichkeit

Punkte	Ergebnis Gleichung	Ergebnis Vorhersage	Anteil besetzte Flächen real
0	-0,56675	0 %	0 %
1	-0,25585	0 %	-
2	0,01203	1,2 %	0 %
3	0,24001	24,0 %	16,67 %
4	0,43121	43,1 %	47,37 %
5	0,58875	58,9 %	67,50 %
6	0,71575	71,6 %	75,51 %
7	0,81533	81,5 %	72,22 %
8	0,89061	89,1 %	89,41 %
9	0,94471	94,5 %	94,12 %
10	0,98075	98,1 %	98,28 %
11	1,00185	100 %	98,31 %
12	1,01113	100 %	100 %
13	1,01171	100 %	100 %
14	1,00671	100 %	100 %
15	0,99925	99,9 %	100 %
16	0,99245	99,2 %	100 %
17	0,98943	98,9 %	100 %
18	0,99331	99,3 %	100 %
19	1,00721	100 %	100 %
20	1,03425	100 %	100 %

Beim Neuntöter ist die Übereinstimmung zwischen berechnetem und realem Anteil besetzter Flächen deutlich geringer als bei der Feldlerche. Auch gibt es einige deutliche Ausreißer, die sich nicht mit der ermittelten linearen Gleichung erklären lassen. Der relativ geringe Wert des Bestimmtheitsmaßes R^2 von = 0,4931 zeigt, dass ein bedeutender Teil der Umweltfaktoren, die zum Vorkommen von Neuntöterbrutpaaren beitragen, nicht erklärt wurden (Tab. 35).

Tab. 35: Überprüfung der Regressionsgleichung des Neuntöters zur Besetzungswahrscheinlichkeit

Punkte	Ergebnis Gleichung	Ergebnis Vorhersage	Anteil besetzte Flächen real
0	0,2284	22,8 %	-
1	0,2748	27,5 %	-
2	0,3212	32,1 %	66,7 %
3	0,3676	36,8 %	36,2 %
4	0,4140	41,4 %	37,5 %
5	0,4604	46,0 %	41,5 %
6	0,5068	50,7 %	43,8 %
7	0,5532	55,3 %	50,0 %
8	0,5996	60,0 %	40,0 %
9	0,646	64,6 %	27,3 %
10	0,6924	69,2 %	77,8 %
11	0,7388	73,9 %	80,0 %
12	0,7852	78,5 %	-
13	0,8316	83,2 %	100 %
14	0,878	87,8 %	100 %
15	0,9244	92,4 %	-
16	0,9708	97,1 %	-
17	1,0172	100 %	-
18	1,0636	100 %	-
19	1,1100	100 %	-
20	1,1564	100 %	-

Beim Schwarzspecht stimmen die berechneten Werte zu jeder Punktzahl deutlich besser mit dem realen Anteil besetzter Flächen überein als die Werte beim Neuntöter. Vereinzelt gibt es aber deutlichere Abweichungen. So übertreffen beispielsweise die errechneten Werte für Flächen mit 4 oder 17 Punkten die realen Werte deutlich. Der Wert des Bestimmtheitsmaßes von R^2 mit 0,8851 belegt, dass die ermittelte logarithmische Gleichung 88,51 % der Streuung der besetzten Flächen je Punktzahl erklärt. Dies ist alles in allem ein gutes Ergebnis (Tab. 36).

Tab. 36: Überprüfung der Regressionsgleichung des Schwarzspechts zur Besetzungswahrscheinlichkeit

Punkte	Ergebnis Gleichung	Ergebnis Vorhersage	Anteil besetzte Flächen real
0	-	0 %	0 %
1	-0,42480	0 %	-
2	-0,11053	0 %	0 %
3	0,07331	7,3 %	8,8 %
4	0,20375	20,4 %	6,3 %
5	0,30492	30,5 %	26,8 %
6	0,38758	38,8 %	46,7 %
7	0,45748	45,7 %	46,2 %
8	0,51802	51,8 %	60,5 %
9	0,57142	57,1 %	60,0 %
10	0,61919	61,9 %	68,2 %
11	0,66241	66,2 %	72,2 %
12	0,70186	70,2 %	76,5 %
13	0,73815	73,8 %	83,3 %
14	0,77175	77,2 %	70,0 %
15	0,80303	80,3 %	71,4 %
16	0,83229	83,2 %	71,4 %
17	0,85978	86,0 %	66,7 %
18	0,88569	88,6 %	-
19	0,91021	91,0 %	100 %
20	0,93347	93,3 %	100 %

Insgesamt hat diese Form der Habitatmodellierung deutlich bessere Resultate gebracht als die multiple lineare Regression. Nur die Modellierung beim Neuntöter führte zu einem zu unsicheren Ergebnis, um für eine Vorhersage eines Vorkommens geeignet zu sein. Allerdings lässt sich mit der Methode nur schätzen, ob sich auf einer Fläche Brutpaare der Art befinden könnten, nicht aber wie viele.

5.3 Fehlerdiskussion

Die Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts auf den MhB-Flächen ist sehr gering, der höchste Wert beträgt 3. Dies lässt die Frage zu, ob die berechneten Werte der Korrelationen zu den Landschaftsstrukturmaßen glaubhaft sind, oder die gewählte Größe der MhB-Flächen für eine Erfassung des Schwarzspechts zu klein sein könnte. Ein weiteres Problem ist, dass nur mit Pseudoabsenzen gearbeitet wurde. Es wurden also keine MhB-Flächen betrachtet, in denen keine der drei Arten vorkommt.

Es existieren teils sehr hohe Autokorrelationen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen. Dies betrifft insbesondere die Mean Patch Size, die Total Core Area und der Fläche ungestörter Habitate. Hier stellt sich die Frage, ob Korrelationen dieser Landschaftsstrukturmaße zur Zahl der Brutpaare

nicht durch diese Autokorrelationen getrieben sind. Dies wurde aber in der Ergebnisdiskussion bereits berücksichtigt.

Ein potentielles Problem sind räumliche Autokorrelationen. Diese werden in der Ökologie entweder verursacht durch Umweltvariablen, oder durch Faktoren innerhalb der Populationen (LEGENDRE 1993). Exogene Faktoren, wie Klima, Bodentyp oder Ähnliches treten bereits räumlich autokorreliert auf. Infolge dessen ist das Vorkommen von Arten, die von exogenen Faktoren abhängig sind, ebenfalls räumlich autokorreliert. Wenn aber sowohl Prädiktor- als auch Responsevariablen räumlich autokorreliert sind, reduziert sich dieser Effekt deutlich, teils bis unter die Nachweisgrenze (DORMANN 2007, vgl. DINIZ-FILHO 2003). Zu den endogenen Faktoren gehören Verbreitung, Kolonieverhalten, Reviergrößen, Konkurrenz, Räuber-Beute-Beziehungen, Parasiten und Ähnliches (DORMANN 2007). Da die Vögel über ganz Deutschland verbreitet sind, und somit von ihrem Areal her in jedem der MhB-Flächen vorkommen könnten, sollten die auftretenden räumliche Autokorrelationen nicht intern, sondern extern verursacht sein. Die als Variablen verwendeten Landschaftsstrukturmaße sind allerdings ebenfalls aufgrund räumlich autokorrelierter Daten berechnet, so dass sich der Effekt auf die Ergebnisse hier wohl ebenfalls deutlich reduziert.

Ein weiteres Problem ist die zeitliche Auflösung des Flächenschemas. Obwohl es sich um Daten des Jahres 2013 handelt, sind diese allerdings nicht zwangsläufig aktuell, sondern werden turnusmäßig in festen, teils mehrjährigen Intervallen fortgeschrieben und aktualisiert. In manchen Kreisen beträgt die mittlere Grundaktualität bis zu 5 Jahre (IÖR-MONITOR 2014, Abb. 11).

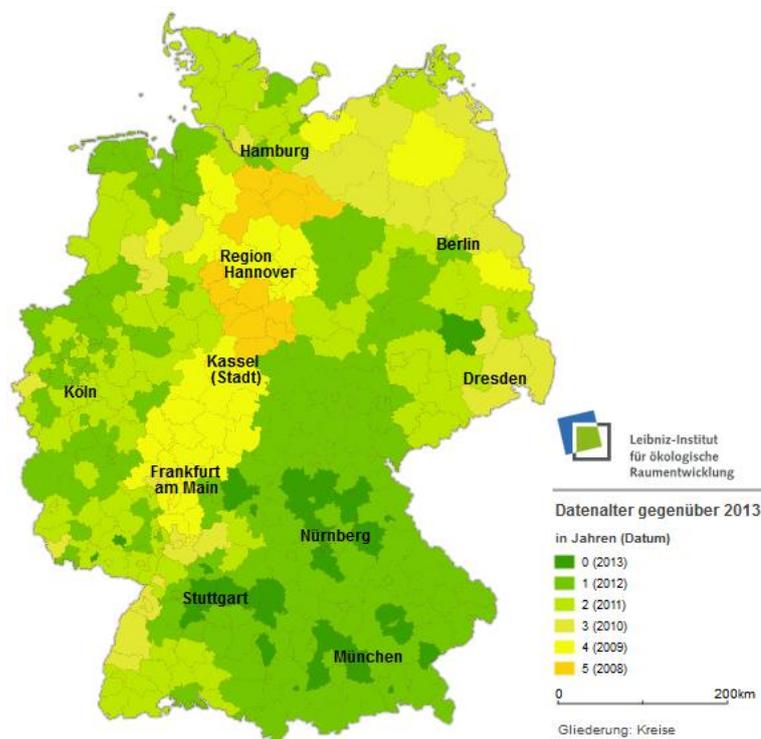


Abb. 11: Datenalter gegenüber gewählttem Zeitschnitt 2013, Gliederung: Kreise (IÖR-MONITOR 2014, verändert).

Dies kann dazu führen, dass das Vorkommen der drei Vogelarten anhand von Landschaftsstrukturen erklärt wurden, die so nicht mehr existieren. Hinzu kommt, dass die Kartierung der Atkis-Daten von vielen verschiedenen Personen vorgenommen wird. Es kommt also bei der Abgrenzung und Zuordnung von Flächen zu den Landnutzungsklassen zu unterschiedlichen Interpretationen (vgl. BLASCHKE 1999).

5.4 Ausblick

In dieser Arbeit wurde festgestellt, dass mit der Verwendung von GIS-System aus flächendeckenden Landnutzungsdaten Landschaftsstrukturmaße berechnet werden können, anhand derer zumindest teilweise das Vorkommen von Vogelarten erklärt werden kann. Allerdings ist der Anteil erklärter Streuung der Brutpaardaten teils sehr gering. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass im verwendeten Flächenschema wesentliche Habitatqualitäten der drei Arten wie Intensität der Bewirtschaftung oder Vertikalstrukturen nicht abgebildet sind (vgl. WALZ 2012). Insbesondere beim Neuntöter liegen die Gründe für ein Vorkommen kaum an den hier untersuchten Landschaftsstrukturmaßen. Insofern gibt es Potential, die verwendete Methode anzupassen, zu ergänzen und zu präzisieren.

Das verwendete Flächenschema könnte durch das Einpflegen weiterer Objekte, beispielsweise gepufferte Punkt-Features wie Einzelbäume und einzelne Sträucher, weiter präzisiert werden. Durch lagebezogene Abfragen, die verschiedene Landschaftsstrukturelemente in Verhältnis setzen, könnten Habitatmodelle erstellt werden, die bessere Ergebnisse liefern als die hier berechneten Landschaftsstrukturmaße oder Modelle. Bei diesen Berechnungen und Modellierungen könnten auch weitere Layer hinzugefügt werden, die vielleicht Auskunft über die genaue Bewirtschaftungsform geben (z.B. aus Biotoptypen- und Landnutzungskartierungen), oder aber auch Höhendaten eines Digitalen Geländemodells. Aus letzterem könnte mit dem „Area Solar Radiation“-Tool von ArcGis die thermische Begünstigung des Geländes, nötig für die Habitatmodellierung beim Neuntöter, berechnet werden. Auch könnte man die Vertikalstruktur der Landschaft, bzw. der Vegetation mit in Betracht ziehen (vgl. WALZ 2011)

Die Methode, mit GIS-Systemen aus Landnutzungsdaten wie dem verwendeten Flächenschema, Landschaftsstrukturmaße zu berechnen und diese auf Zusammenhänge mit Brutpaarzahlen zu prüfen, könnte auch für mehrere Zeitschnitte erfolgen. So könnte geprüft werden, ob Entwicklungen in der Verbreitung oder Zahl der Brutpaare anhand von Änderungen der Landschaftsstruktur erklärbar sind. Zudem sollten die Zusammenhänge zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und der Zahl der Brutpaare auch auf nichtlineare Korrelationen geprüft werden.

Insgesamt ist die Methode der Habitateignungsbewertung aufgrund von Landschaftsstrukturmaßen geeignet, Aussagen für die Eignung von Landschaften für ein Vorkommen von Brutvögeln zu treffen. Durch die Arbeit mit flächendeckenden Daten kann man großflächig und ohne Felderhebungen (vgl. WALZ 2012) Landschaftsstrukturen auf ihre Eignung prüfen. Um diese Methode zu verbessern, kann man verschiedene Landschaftsstrukturmaße und Bewertungsschlüssel testen. Die Bewertungsschlüssel könnten je nach Reaktion der Art auf die Landschaftsstrukturelemente und -Maße mit nicht-linearen Skalen erstellt werden. So könnten vielleicht bessere Ergebnisse erzeugt werden.

6 Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde der Frage nachgegangen, inwieweit sich die Habitatansprüche von drei Brutvogelarten, der Offenlandart Feldlerche (*Alauda arvensis*), der Heckenart Neuntöter (*Lanius collurio*) und der Waldart Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), mit Landschaftsstrukturmaßen darstellen lassen, und ob sich Landschaftsstrukturmaße für die Habitatmodellierung eignen.

Basis für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße ist ein Flächenschema des IÖR-Monitors aus dem Jahr 2013, welches aus Daten des AFIS-ALKIS-ATKIS-Modells (AAA-Modells) aufgebaut wurde. Dieses Schema bietet redundanzfreie Flächennutzungsdaten für ganz Deutschland. Da es nur flächenhafte Elemente enthielt, wurde es um gepufferte linienhafte Elemente, genauer um Hecken, Baumreihen und Feldwege ergänzt. Die Artdaten stammen aus dem Monitoring häufiger Brutvögel (MhB), ebenfalls aus dem Jahr 2013. Die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße wurden mittels ArcGIS-Modellen durchgeführt.

Für die Feldlerche und den Schwarzspecht wurden die Landschaftsstrukturmaße Mean Shape Index (MSI), Mean Patch Size (MPS), Anteil geeigneter Habitats (Percentage of Landscape, PLand), Total Core Area (TCA), Fläche geeigneter Biotope ohne anthropogene Störeinflüsse (FI_ungest) und die Kantendichte der Landschaft (Edge Density, ED) berechnet. Für den Neuntöter sind es MSI, MPS, PLand, FI_ungest, die Kantendichte und die Fläche geeigneter Gehölzbiotope und Hecken.

Es wurde aufgezeigt, dass teilweise höchst signifikante lineare Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen der drei Arten und den Landschaftsstrukturmaßen existieren. Die damit erklärten Streuungen der Brutpaarzahlen sind allerdings relativ gering. Das Bestimmtheitsmaß B oder R^2 der Regressionsgeraden beträgt für die Feldlerche maximal 0,285 bei der Fläche ungestörter Habitats, für den Schwarzspecht maximal 0,332 bei dem Anteil geeigneter Habitats und beim Neuntöter lediglich 0,038, ebenfalls für die Fläche ungestörter Habitats. Der Grund hierfür ist, dass die Arten Ansprüche an die Habitats stellen, die sich nicht mit Landschaftsstrukturmaßen erklären lassen.

Die Modelle der multiplen linearen Regression sind ungeeignet, um Brutpaarzahlen der Arten vorherzusagen. Ohnehin war es nur für die Feldlerche möglich, ein solches Modell zu erstellen, das höhere Bestimmtheitsmaße aufweist als die einzelnen Landschaftsstrukturmaße. Deutlich bessere Ergebnisse wurden mit einem Modell erzielt, das die Eignung der Landschaft und ihrer Struktur als Habitat anhand einer Bewertungsmatrix beurteilt. Hier wurde bestimmt, wie hoch der Anteil besetzter Untersuchungsflächen an der Gesamtzahl von Untersuchungsflächen einer bestimmten Gesamtpunktzahl ist. Die Zusammenhänge zwischen Punktzahl und Anteil besetzter Flächen wurde mit teils nichtlinearen Regressionsfunktionen dargestellt. Der Anteil erklärter Abweichungen (R^2) beträgt bei der Funktion der Feldlerche 97,1%, der des Schwarzspechts 88,5% und der des Neuntöters 49,3%.

Quellen- und Literaturverzeichnis

- ADV (2008): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens. ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM, Version 6.0, Stand: 11.04.2008. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen. Online verfügbar unter http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/ATKIS-OK%20Basis-DLM%206_0.pdf. Abgerufen am 29.04.2015.
- ARGELANDENTWICKLUNG (2003): Ergänzende Grundsätze für die Gestaltung und Nutzung ländlicher Wege. Mainz: Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Landentwicklung. 32 S.
- BAIRLEIN, F. (1996): Ökologie der Vögel. Physiologische Ökologie - Populationsbiologie - Vogelmilieus - Naturschutz. Stuttgart: Fischer. 149 S.
- BARTSCHV (2013): Bundesartenschutzverordnung vom 16. Februar 2005 (BGBl. I S. 258, 896), die zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95) geändert worden ist.
- BASTIAN, O.; HUMMITZSCH, P.; SCHRACK, M. (1989): Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Artenvielfalt der Avifauna in der Agrarlandschaft nördlich von Dresden. In: Zoologische Abhandlungen. Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 45 (5). S. 53–73.
- BAUER, H.-G.; BEZZEL, E.; FIEDLER, W. (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Einbändige Sonderausgabe der 2. völlig bearb. und erw. Auflage 2005, 2012. Wiebelsheim, Hunsrück: AULA-Verlag. 1430 S.
- BERG, Å. (1997): Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. In: Bird Study 44 (3). S. 355–366
- BERGER, A.; WALZ, U. (2004): Landschaftsmaße für eine Langzeituntersuchung von Flächennutzungsänderungen in Ostsachsen. In: WALZ, U. (Hg.) (2004): Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung - Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen. Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR-Schriften, 43). S. 255-272
- BERTHOUD, G.; LEBEAU, R. P.; RIGHETTI, A. (2004): Nationales ökologisches Netzwerk REN. Eine Vision für einen landesweit vernetzten Lebensraum. In: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (2004): Schriftenreihe Umwelt Nr. 373. Bern. S. 1-133
- BILLETER, R.; LIIRA, J.; BAILEY, D.; BUGTER, R.; ARENS, P.; AUGENSTEIN, I.; AVIRON, S.; BAUDRY, J.; BUKACEK, R.; BUREL, F.; CERNY, M.; De BLUST, G.; DE COCK, R.; DIEKÖTTER, T.; DIETZ, H.; DIRKSEN, J.; DORMANN, C.; DURKA, W.; FRENZEL M.; HAMERSKY, R.; HENDRICKX, F.; HERZOG, F.; KLOTZ, S.; KOOLSTRA, B.; LAUSCH, A.; DE COEUR, D.; MAELFAIT, J. P.; OPDAM, P.; ROUBALOVA, M.; SCHERMANN, A.; SCHERMANN, N.; SCHMIDT, T.; SCHWEIGER, O.; SMULDERS, M. J. M.; SPEELMANS, M.; SIMOVA, P.; VERBOOM, J.; VAN WINGERDEN, W. K. R. E.; ZOBEL, M.; EDWARDS, P. J. (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes - a pan-European study. In: Journal of Applied Ecology 45 (1). S. 141–150
- BLASCHKE, T. (1999): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme. Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. In: WALZ, U. (Hg.) (1999): Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur. IÖR-Schriften 29. Dresden: Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR). S. 9-25
- BNATSCHG (2013): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.

- BOMHARD, B.; GEROLD, G.; LAUSCH, A. (2002): GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig. Diplomarbeit. Göttingen: Georg-August-Universität, Geographisches Institut. 188 S.
- BRAMBILLA, M.; RUBOLINI, D.; GUIDALI, F. (2007): Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions: Capsule The conservation of Red-backed Shrikes on farmland habitats depends on extensive farming conditions. In: *Bird Study* 54 (2). S. 160–167
- BRANDL, R.; LÜBCKE, W.; MANN, W. (1986): Habitatwahl beim Neuntöter *Lanius collurio*. In: *Journal für Ornithologie*, 127 (1). S. 69-78
- BROTONS, L.; MÖNKKÖNEN, M.; HUHTA, E.; NIKULA, A.; RAJASÄRKKÄ, A. (2003): Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in Northern Finland. In: *Landscape Ecology* 18 (4). S. 377–393
- CHAMBERLAIN, D. E.; WILSON, A. M.; BROWNE, S. J.; VICKERY, J. A. (1999): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. In: *Journal of Applied Ecology* 36 (6). S. 856–870
- VAN DIJK A.J.; BOELE A. (2011): Handleiding. Nimwegen: SOVON Vogelonderzoek. 60 S.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; HAWKINS, B. A. (2003): Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. In: *Global Ecology and Biogeography* 12 (1). S. 53–64
- DORMANN, C. F. (2007): Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global ecology and biogeography*, 16 (2). S. 129-138
- ESRI (2012): ArcGIS-Hilfebibliothek. Online verfügbar unter <http://help.arcgis.com/de/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/na/00r90000001n000000/>, zuletzt aktualisiert am 10.07.2012, abgerufen am 06.08.2015
- FORMAN, R. T. T (1995): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge (England), New York: Cambridge University Press. 610 S.
- GARNIEL, A.; MIERWALD, U. (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Ergebnis des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.286/2007/LRB „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“ der Bundesanstalt für Straßenwesen. Kiel, Bergisch Gladbach, Bonn: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. 140 S.
- GEODATENZENTRUM (2015): Dienstleistungszentrum des Bundes für Geoinformation und Geodäsie. Modellierungsbeispiele des Basis-DLM. Online verfügbar unter: http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/modell_bdlm_beispiele Stand: 30.06.2015, abgerufen am 20.07.2015.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.; BAUER, K. M. (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/II Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Wiesbaden: AULA-Verlag. 560 S.
- GOŁAWSKI, A.; GOŁAWSKA, S. (2008): Habitat preference in territories of the red-backed shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. In: *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54 (1). S. 89-97
- GOŁAWSKI, A.; MEISSNER, W. (2008): The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. In: *Ecological Research* 23 (2). S. 347-353.
- GUSTAFSON, E. J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? In: *Ecosystems* 1 (2). S. 143–156.

- GUTSCHE, V.; ENZIAN, S. (2004): GIS-gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarräumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden – 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturanteile. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Kleinmachnow: Institut für Folgenabschätzung im Pflanzenschutz. 22 S.
- HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. In: *Landscape Ecology* 13 (3). S. 167-186.
- HEDENSTROM, A.; ALERSTAM, T. (1996): Skylark optimal flight speeds for flying nowhere and somewhere. *Behavioral Ecology* 7. S. 121–126
- HERBST, H.; FÖRSTER, M.; UEHLEIN, U.; KLEINSCHMIT, B. (2007). Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung. In: STROBL; VLASCHKE; GRIESEBENER (Hg.): *Angewandte Geoinformatik*, S. 234-239.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. In: *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege*, 31. Jg. S. 1-31.
- HOHLFELD, F. (1995): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel eines Baumwaldgebietes unter besonderer Berücksichtigung des Höhlenangebotes für Höhlenbrüter. In: *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 11 (1). S. 1-62.
- IÖR-MONITOR (2014): Flächenschema. Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung. Dresden. Online verfügbar unter <http://www.ioer-monitor.de/flaechenschema/> Abgerufen am 29.04.2015.
- JENTSCH, A.; AUHAGEN, A.; LAUSCH, A. (2002): Einfluss von Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen. Diplomarbeit. Dresden: Hochschule für Technik und Wirtschaft. 168 S.
- KIEL, E.-F. (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen. Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Hg. v. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, 257 S.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKE, P. (2007): Biostatistik - Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 4. aktualisierte und erweiterte Auflage. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag. 329 S.
- KÜSTER, S.; KIRSTEIN, W.; LAUSCH, A. (2003): Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig. Diplomarbeit. Leipzig: Universität Leipzig, Institut für Geographie. 138 S.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. (2007): *Landschaftsanalyse mit GIS*. Stuttgart: Ulmer UTB, 8347: Geowissenschaften, Biologie, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften. 404 S.
- LEGENDRE, P. (1993): Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? In: *Ecology* 74 (6). S. 1659-1673
- MADER, H. J. (1983): Warum haben kleine Inselbiotope hohe Artenzahlen. In: *Natur und Landschaft*, 58 (10) S. 367-370.
- MADER, H.-J.; SCHELL, C.; KORNACKER, P. (1988): Feldwege – Lebensraum und Barriere. In: *Natur und Landschaft* 63 (6). S. 251 – 256

- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. (1995): FRAGSTATS - Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 S.
- MCGARIGAL, K. (2015): Fragstats Help. Online verfügbar unter <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> Stand 21.04.2015. Abgerufen am 07.07.2015. Umass Landscape Ecology Lab. University of Massachusetts, Amherst MA. 182 S.
- MEINEL, G.; SCHUMACHER, U. (2010): Konzept, Funktionalität und erste exemplarische Ergebnisse des Monitors der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (IÖR-Monitor). In: MEINEL, G.; SCHUMACHER, U. (Hg.) (2010): Flächennutzungsmonitoring II. Konzepte, Indikatoren, Statistik; Beiträge des 2. Dresdner Flächennutzungssymposiums. Dresdner Flächennutzungssymposium. Berlin: Rhombos-Verlag (IÖR-Schriften 52). S. 183-200
- MEYER, B. C.; HIRT, U.; MEWES, M. (2003): Landschaftsstrukturen zur Ableitung von Landschaftsindikatoren im Einzugsgebiet der mittleren Mulde. Sektion Angewandte Landschaftsökologie (Hg): UFZ - Bericht 5. Leipzig: UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. 87 S.
- MICHEL, E.; WALZ, U. (2012): Landschaftsstruktur und Artenvielfalt - Art- und Lebensraumspezifische Untersuchungen am Fallbeispiel der Bodenbrüter. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T.; GRIESEBNER, G. [Hg.]: Angewandte Geoinformatik 2012. Salzburg: Beiträge zum 24. AGIT-Symposium. S. 770-779
- MOLLET, P.; ZBINDEN, N.; SCHMID, H. (2009): Steigende Bestandszahlen bei Spechten und anderen Vogelarten dank Zunahme von Totholz? An increase in the population of woodpeckers and other bird species thanks to an increase in the quantities of deadwood? In: Swiss Forestry Journal 160 (11). S. 334–340
- NLWKN (Hg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Fachbehörde für Naturschutz. 7 S.
- NLWKN (Hg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. – Wertbestimmende Brutvogelarten in EU-Vogelschutzgebieten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Feldlerche (*Alauda arvensis*). Hannover: Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Fachbehörde für Naturschutz. 7 S.
- PEDERSEN, P. E.; PETERSEN, T. L.; JØRGENSEN, P. S.; TØTTRUP, A. P. (2011): The breeding population of Redbacked Shrike *Lanius collurio* in Gribskov, Denmark. In: Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift (DOFT), 105 (3). S. 179-182.
- PETTERSON, D. (2005): Skylark (*Alauda arvensis*) with a caterpillar in its beak. Online verfügbar unter https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:Alauda_arvensis_2.jpg. Abgerufen am 14.08.2015
- RAE, A (2003): Black Woodpecker *Dryocopus martius* with young, Finland. Online verfügbar unter <http://de.wikipedia.org/wiki/Schwarzspecht#/media/File:BlackWoods.jpg>. Abgerufen am 14.08.2015
- RICHTLINIE 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung)
- RIECH, W. (2008): Neuntoeter Online verfügbar unter https://commons.wikimedia.org/wiki/User:Kaepntn_chemnitz#/media/File:Neuntoeter.JPG, abgerufen am 14.08.2015

- ROBINSON, R. A.; WILSON, J. D.; CRICK, H. Q. P. (2001): The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. In: *Journal of Applied Ecology* 38 (5). S. 1059-1069
- SAUERBREI, R.; EKSCHMITT, K.; WOLTERS, V.; GOTTSCHALK, T. K. (2014): Increased energy maize production reduces farmland bird diversity. In: *GCB Bioenergy* 6 (3). S. 265–274
- SCHACH, S. (2004): Aves (Vögel). In: DOROW, W.H.O.; FLECHTNER, G.; KOPELKE, J.-P. (2004): *Naturwaldreservate in Hessen*, 6, 2-2. S. 154-171
- VON SCHNAKENBURG, P.; SCHMIEDER, K. (2007): Anwendung von Landschaftsmaßen zur Analyse des Landschaftswandels am Beispiel des Raichberges (Schw. Alb). In: *Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim* 17. S. 205-220
- SCHÖN, M. (1999): Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland: Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? In: *J. Ornithol.* 140 (1) S. 87-91
- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G.; PESCH, R.; MATEJKA, H.; ECKSTEIN, H. (2001): Konkretisierung des Umweltbeobachtungsprogramms im Rahmen eines Stufenkonzeptes der Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder. Teilvorhaben 3. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 299 82 212/02; 182 S.
- STEFFENS, R.; NACHTIGALL, W.; RAU, S.; TRAPP, H.; ULBRICHT, J. (2013): *Brutvögel in Sachsen*. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 656 S.
- STEIN, C. (2011): *Hemerobie als Indikator zur Landschaftsbewertung – eine GIS-gestützte Analyse für den Freistaat Sachsen*. Diplomarbeit. Marburg: Phillips-Universität. 137 S.
- STEINHARDT, U.; BLUMENSTEIN, O.; BARSCH, H. (2005): *Lehrbuch der Landschaftsökologie*. 1. Aufl. Heidelberg: Elsevier, Spektrum, Akademischer Verlag. 295 S.
- SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P.; KNIEF, W. [Nationales Gremium Rote Liste Vögel] (2007): *Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 4. Fassung*, In: *Berichte zum Vogelschutz* 44, S. 23-81
- SUDFELDT C.; DRÖSCHMEISTER, R.; WAHL, J.; BERLIN, K.; GOTTSCHALK, T.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE A.; TRAUTMANN, S. (2012): *Vogelmonitoring in Deutschland. Programme und Anwendungen*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 119. Bonn - Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz. 266 S.
- UNTERSTEINER, H. (2007): *Statistik - Datenauswertung mit Excel und SPSS. Für Naturwissenschaftler und Mediziner*. 2., überarbeitete. Auflage. Wien: Facultas-WUV (UTB, 8360). 192 S.
- UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch* 110 (1). S. 135-148
- VANHINSBERGH, D.; EVANS, A. (2002): Habitat associations of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Carinthia, Austria. In: *J Ornithol* 143 (4). S. 405–415.
- WALZ, U. (2011): Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity. In: *Living Reviews Landscape Research* 5. S. 5-35
- WALZ, U. (2012): Indikatoren zur Landschaftsvielfalt. In: MEINEL, G.; SCHUMACHER, U.; BEHNISCH, M. (Hg.): *Flächennutzungsmonitoring IV. Genauere Daten - informierte Akteure - praktisches Handeln*. Berlin: Rhombus-Verl. (IÖR-Schriften, 60). S. 133-140

- WALZ, U. (2013): Landschaftsstrukturmaße und Indikatorensysteme zur Erfassung und Bewertung des Landschaftswandels und seiner Umweltauswirkungen: unter besonderer Berücksichtigung der biologischen Vielfalt. Habilitationsschrift. Rostock: Universität Rostock. 259 S.
- WHITTINGHAM, M. J.; EVANS, K. L. (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. In: *Ibis* 146. S. 210–220.
- ZISCHEWSKI, M. (2004): Untersuchungen zur Besiedlung einer rekultivierten Tagebaufläche durch den Neuntöter *Lanius collurio*. *Actitis* 39. S. 37–64

Anhänge

Anhang 1: Klassen und hierarchische Gliederung des IÖR-Monitors

Tab. 37: Die Klassen und die hierarchische Gliederung des IÖR-Monitors (IÖR-MONITOR 2014)

Ebene	Indikator	Indikatorbeschreibung
0	F99AG	Derzeit unbestimmte Fläche
1	F88AG	sonst. Landwirtschaftsfläche
2	F17AG	Streuobst
3	F06AG	Weinbau
4	F25AG	Obstbau
5	F26AG	Gartenland
6	F03AG	Ackerland
7	F04AG	Gruenland
8	F09AG	Nadelholz
9	F08AG	Laubholz
10	F10AG	Mischholz
11	F20AG	Gehölz
12	F14AG	Unland, Vegetationslose Fläche
13	F19AG	Sumpf
14	F18AG	Moor
15	F16AG	Heide
16	F13AG	Abbau-/Haldenfläche
17	S07AG	Besondere funktionale Prägung
18	S30AG	Friedhof
19	S99AG	sonstige Sport-, Freizeit-, Erholungsflächen
20	S24AG	Golfplatz
21	S22AG	Kleingarten
22	S23AG	Wochenend-, Ferienhaussiedlung
23	S21AG	Park, Gruenanlage
24	S05AG	Industrie-, Gewerbefläche
25	S88AG	sonstige Siedlungsfreiflächen
26	S06AG	Mischnutzung
27	S04AG	Wohnbau
28	V17AG	Verkehrsbegleitfläche (Flugverkehr)
29	V18AG	Verkehrsbegleitfläche (Bahnverkehr)
30	V15AG	Verkehrsbegleitfläche (Strassenverkehr)
31	F21AG	Fliessgewässer
32	F24AG	Meer, Bodden
33	F22AG	Stehendes Gewässer
34	F23AG	Hafenbecken
35	V07AG	Flugverkehr
36	V21AG	Fläche Hauptwirtschaftswege und sonstige Straßen
37	V20AG	Strassenverkehr (ohne Hauptwirtschaftswege und sonst. Straßen)
38	V06AG	Bahnverkehr

Tab. 38: Die Klassen und die hierarchische Gliederung des modifizierten Flächenschemas

Ebene neu	Ebene alt	Indikator	Indikatorbeschreibung
0	0	F99AG	Derzeit unbestimmte Fläche
1	1	F88AG	sonst. Landwirtschaftsfläche
2	2	F17AG	Streuobst
3	3	F06AG	Weinbau
4	4	F25AG	Obstbau
5	5	F26AG	Gartenland
6	6	F03AG	Ackerland
7	7	F04AG	Gruenland
8	8	F09AG	Nadelholz
9	9	F08AG	Laubholz
10	10	F10AG	Mischholz
11	11	F20AG	Gehölz
12	12	F14AG	Unland, Vegetationslose Fläche
13	13	F19AG	Sumpf
14	14	F18AG	Moor
15	15	F16AG	Heide
16	16	F13AG	Abbau-/Haldenfläche
17	17	S07AG	Besondere funktionale Prägung
18	18	S30AG	Friedhof
19	19	S99AG	sonst. Sport-, Freizeit-, Erholungsflächen
20	20	S24AG	Golfplatz
21	21	S22AG	Kleingarten
22	22	S23AG	Wochenend-, Ferienhaussiedlung
23	23	S21AG	Park, Gruenanlage
24	24	S05AG	Industrie-, Gewerbefläche
25	25	S88AG	sonstige Siedlungsfreiflächen
26	26	S06AG	Mischnutzung
27	27	S04AG	Wohnbau
28	28	V17AG	Verkehrsbegleitfläche (Flugverkehr)
29	29	V18AG	Verkehrsbegleitfläche (Bahnverkehr)
30	30	V15AG	Verkehrsbegleitfläche (Strassenverkehr)
31			Baumreihen
32			Hecken
33	31	F21AG	Fliessgewässer
34	32	F24AG	Meer, Bodden
35	33	F22AG	Stehendes Gewässer
36	34	F23AG	Hafenbecken
37	35	V07AG	Flugverkehr
38			Feldwege
39	36	V21AG	Fläche Hauptwirtschaftswege und sonstige Straßen
40	37	V20AG	Strassenverkehr (ohne HWW und sonst. Straßen)
41	38	V06AG	Bahnverkehr

Anhang 2: Zuordnung der Landnutzungsklassen in aggregierte Klassen

Tab. 39: Übersicht über die Zuordnung der Landnutzungsklassen in aggregierte Klassen nach WALZ 2013

NutzKI_ag	Klassen aggregiert (WALZ 2013)	Zugehörige Klassen des „INDIKATOR_TEXT“
1	Siedlungsflächen	Wochenend-, Ferienhaussiedlung sonst. Sport-, Freizeit-, Erholungsflächen Besondere funktionale Prägung Industrie-, Gewerbefläche Mischnutzung Wohnbau
3	Verkehrsflächen und Straßen	Verkehrsbegleitfläche (Flugverkehr) Verkehrsbegleitfläche (Bahnverkehr) Verkehrsbegleitfläche (Strassenverkehr) Flugverkehr Bahnverkehr Straßenverkehr
4	Fahrwege	Fläche Hauptwirtschaftswege und sonst. Straßen Feldweg
5	Steinbruch, Deponie	Abbau-/Haldenfläche
6	Grünflächen, Friedhof, Parks, Golfplätze	Friedhof Golfplatz Park, Gruenanlage sonstige Siedlungsfreiflächen
8	Kleingartenanlagen	Kleingarten
9	Ackerland	Ackerland
10	Garten, Grabeland	Gartenland
11	Wein	Weinbau
13	Obstplantage, andere Sonderkulturen	sonst. Landwirtschaftsfläche Obstbau
14	Grünland	Streuobst Gruenland
16	Gehölze	Gehoeiz Hecken
17	Baumreihen	Baumreihen
18	Wald	Nadelholz Laubholz Mischholz
20	Heiden, Moorheiden	Heide
23	Sümpfe	Sumpf
24	Moore	Moor
25	Fließgewässer	Fliessgewaesser
26	Stillgewässer	Meer, Bodden Stehendes Gewaesser Hafenbecken
33	Flächen mit geringer Vegetation	Vegetationslose Fläche
37	Unbestimmbar	Derzeit unbestimmte Fläche

Anhang 3: Dokumentation der Arc-Gis-Modelle

Dokumentation des Gis-Modells 1: Umwandlung Koordinatensystem

Tab. 40: Dokumentation des Gis-Modells 1

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Project	<p>Eingabe-Feature-Dataset: ... \Bachelorarbeit\Eingangsdaten\PF2012.shp</p> <p>Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Probeflaechen_gesamt</p> <p>Input Coordinate System:</p> <p>PROJCS['Germany_Zone_3',GEOGCS['GCS_Deutsches_Hauptdreiecksnetz',DATUM['D_Deutsches_Hauptdreiecksnetz',SPHEROID['Bessel_1841',6377397.155,299.1528128]],PRIMEM['Greenwich',0.0],UNIT['Degree',0.0174532925199433]],PROJECTION['Transverse_Mercator'],PARAMETER['False_Easting',3500000.0],PARAMETER['False_Northing',0.0],PARAMETER['Central_Meridian',9.0],PARAMETER['Scale_Factor',1.0],PARAMETER['Latitude_Of_Origin',0.0],UNIT['Meter',1.0]]</p> <p>Output Coordinate System:</p> <p>PROJCS['ETRS_1989_LAEA',GEOGCS['GCS_ETRS_1989',DATUM['D_ETRS_1989',SPHEROID['GRS_1980',6378137.0,298.257222101]],PRIMEM['Greenwich',0.0],UNIT['Degree',0.0174532925199433]],PROJECTION['Lambert_Azimuthal_Equal_Area'],PARAMETER['False_Easting',4321000.0],PARAMETER['False_Northing',3210000.0],PARAMETER['Central_Meridian',10.0],PARAMETER['Latitude_Of_Origin',52.0],UNIT['Meter',1.0]]</p> <p>Geographic Transformation: DHDN_To_ETRS_1989_8_NTv2</p>	<p>Projiziert die Erfassungsflächen vom Koordinatensystem DHDN Zone 3 auf das Koordinatensystem ETRS 1989 LAEA, um es dem des Flächenschemas anzugleichen. Das Ergebnis wird als Feature-Class „Probeflächen_gesamt“ im Feature-Dataset „Eingangsdaten_aufbereitet“ gespeichert.</p>

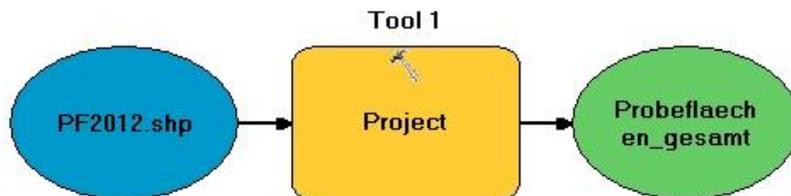


Abb. 12: Darstellung des Gis-Modells 1

Dokumentation des Gis-Modells 2: Geometrie Flächenschema reparieren und Dissolve

Tab. 41: Dokumentation des Gis-Modells 2

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Repair Geometry	Eingabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten\Flaechenschema_AGS_2013_vollst Parameter: Delete Features with Null Geometry	Es ist bei einer Feature-Class mit einer Vielzahl verschnittener Daten möglich, dass es zu Geometriefehlern kommt, die die Ausführung weiterer Verschnidungen, wie einem Dissolve, verhindern. Die Repair-Geometry-Funktion behebt Geometriefehler und löscht Features mit Nullgeometrien.
2	Dissolve	Eingabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten\Flaechenschema_AGS_2013_vollst Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Flaechenschema_2013 Dissolve Fields: INDIKATOR; INDIKATOR_TEXT; NutzKI_d; NutzKI_ag; Haupt	Mit dem Dissolve werden die Gemeinde- und Bundeslandgrenzen aus dem Flächenschema entfernt. Die Felder INDIKATOR, INDIKATOR_TEXT, NutzKI_d, NutzKI_ag und Haupt werden beibehalten. Die Polygone der Ausgabe-Feature-Class umfassen so lediglich noch die Biotopklassengrenzen und die Deutsche Staatsgrenze, und dienen als Grundlage für die Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße. NutzKI, NutzKI_ag und Haupt sind Klassifizierungen der Biotoptypen nach WALZ (2013) und haben keinen Einfluss auf die Geometrie der Polygone.



Abb. 13: Darstellung des Gis-Modells 2

Dokumentation des Gis-Modells 3: Verknüpfung Probeflächen und Artdaten

Tab. 42: Dokumentation des Gis-Modells 3

Schritt	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Select	Eingabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Probeflaechen_gesamt Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit\Scratch.gdb\MHB_Probeflächen_Select SQL-Ausdruck: Leer	Dieses Tool erstellt eine Kopie der mit Modell 1 erzeugten Feature-Class der MhB-Erfassungsflächen-Geometrien, um diese nicht zu überschreiben.
2	Table Select	Eingabe-Tabelle: \Eingangsdaten\RevierdatenMhB2013Ssp_Nt_Fl.xls\Tabelle1\$ Ausgabe-Tabelle: \Bachelorarbeit\Scratch.gdb\Tabelle1_TableSelect	Die Daten der Excel-Tabelle „RevierdatenMhB2013Ssp_Nt_Fl.xls“ können nicht mit den Features der Probeflächen verknüpft werden, da diese noch keine laufende Nummer besitzen. Das Tool Table Select weist den Datenreihen der Tabelle eine solche zu und speichert das Ergebnis in der GDB „Scratch“.
3	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\MHB_Probeflächen_Select Eingabe-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Tabelle1_TableSelect Ausgabe-Join-Field: Routcode Join-Fields: Feldlerche; Neuntöter; Schwarzspecht; Gesamt Ausgabe-Layer: \Scratch.gdb\MHB_Probeflächen_Select	Dieses Tool fügt der Attributtabelle der im Tool 1 erzeugten Feature-Class die Felder „Feldlerche“; „Neuntöter“; „Schwarzspecht“ und „Gesamt“ aus der kopierten Excel-Tabelle an. Die Zuordnung der Werte erfolgt anhand des Routcodes, der die Erfassungsflächen eindeutig bezeichnet.
4	Select	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\MHB_Probeflächen_Select Ausgabe-Features: Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen SQL-Ausdruck: "Gesamt" > 0	Da in den Brutvogel-Daten lediglich Flächen erwähnt wurden, auf denen mindestens eine Art gebrütet hat, kann man diese Flächen damit identifizieren, dass im Feld „Gesamt“ ein Wert ≥ 1 enthalten ist. Mit dem Ausdruck "Gesamt" > 0 werden diese Features ausgegeben. Die erzeugte Feature-Class dient als Grundlage weiterer Berechnungen.

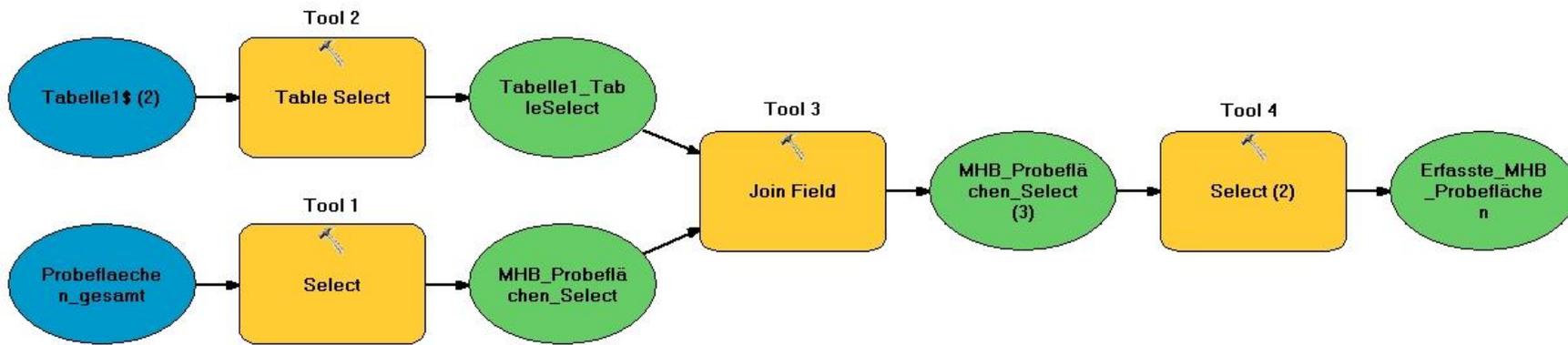


Abb. 14: Darstellung des Gis-Modells 3

Dokumentation des Gis-Modells 4: Auswahl artspezifischer Probeflächen

Tab. 43: Dokumentation des Gis-Modells 4

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Buffer	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen (Modellparameter, vom Nutzer einstellbar) Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Feldlerche Distanz: 300 Meter	Es ist wahrscheinlich, dass Brutpaare auch am Rand der Erfassungsflächen brüten und somit auch von der Landschaftsstruktur außerhalb der MhB-Flächen beeinflusst werden. Der Puffer erweitert die Flächen, um Features auch außerhalb der Probeflächen in die Berechnungen mit einzubeziehen.
2	Clip	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Flaechenschema_2013 (Modellparameter, vom Nutzer einstellbar) Clip-Features: \Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Feldlerche Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Feldlerche	Mit diesem Tool wird das Flächenschema auf die Geometrien der erweiterten Erfassungsflächen zugeschnitten.
3	Identity	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Feldlerche Identity-Features: D:\tarox1_user3\TMueller\Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Feldlerche Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Feldlerche	Die Identity-Funktion weist den Features des zugeschnittenen Flächenschemas die Attribute der artspezifischen Probeflächen zu. Ziel ist die Zuweisung des Routecodes, der eine Auswertung nach Probeflächen erst ermöglicht.
4	Buffer	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Neuntoeter Distanz: 500 Meter	Analog zu Tool 1

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
5	Clip	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Flaechenschema_2013 Clip-Features: \Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Feldlerche Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Feldlerche	Analog zu Tool 2
6	Identity	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Neuntoeter Identity-Features: D:\tarox1_user3\TMueller\Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Neuntoeter Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Neuntoeter	Analog zu Tool 3
7	Buffer	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Schwarzspecht Distanz: 900 Meter	Analog zu Tool 1
8	Clip	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Flaechenschema_2013 Clip-Features: \Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Schwarzspecht Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Schwarzspecht	Analog zu Tool 2
9	Identity	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Landschaftstruktur_Schwarzspecht Identity-Features: D:\tarox1_user3\TMueller\Bachelorarbeit\Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Schwarzspecht Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Schwarzspecht	Analog zu Tool 3

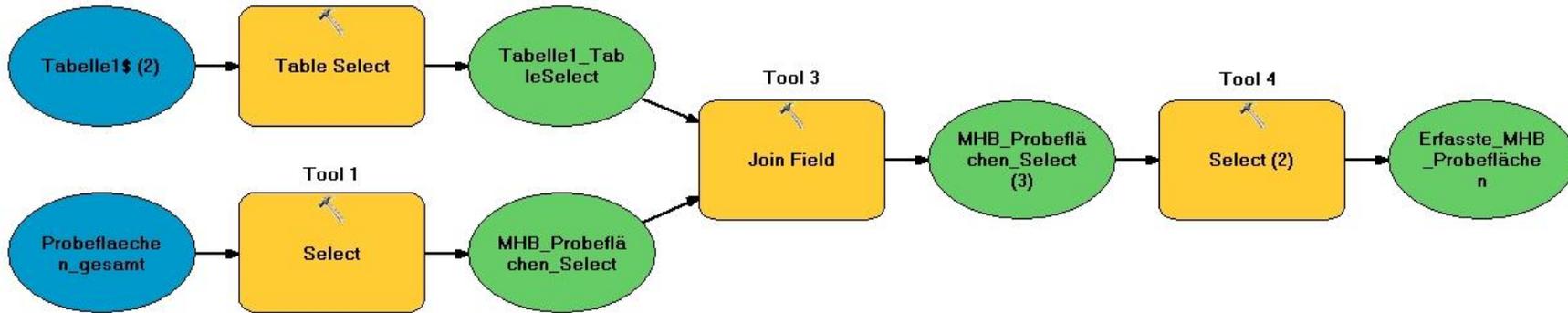


Abb. 15: Darstellung des Gis-Modells 4

Dokumentation des Gis-Modells 4b: Selektion Waldrand für Neuntöter

Tab. 44: Dokumentation des Gis-Modells 4b

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Flaechenschema_2013 (Modellparameter, vom Nutzer einstellbar) Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldbiotope1 SQL-Ausdruck: INDIKATOR_TEXT = 'Laubholz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Nadelholz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Mischholz'	Mit diesem Tool werden in einem ersten Schritt alle Waldbiotope selektiert.
2	Dissolve	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldbiotope1 Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldgesamt	Hier werden sämtliche Waldbiotope zu gemeinsamen Features zusammengefasst, da ansonsten im Übergangsbereich zweier verschiedener Waldklassen Waldränder erzeugt werden würden, die in der Realität aber nicht vorhanden wären.
3	Buffer	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldgesamt Ausgabe-Feature-Class: Scratch.gdb\Waldgesamt_Buffer Distanz: -15 Meter	Es wird mit einem negativen Puffer eine Feature-Class erzeugt, die als Schablone zum Ausschneiden der Waldränder aus den Waldbiotopen dient.
4	Erase	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldgesamt Erase Features: \Scratch.gdb\Waldgesamt_Buffer Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldrand	Mit diesem Tool werden mittels der mit Tool 3 erzeugten Features also Schablone die Waldränder aus den Waldpolygonen ausgeschnitten.
5	Identity	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldrand Identity-Features: \Scratch.gdb\Waldbiotope1 Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity	Durch das Identity werden den erzeugten Waldrand-Features wieder die Klassifizierungen der Waldbiotope zugewiesen, um deren Diversität abbilden zu können.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
6	Clip	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity Clip-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Probeflaechen_Neuntoeter (Modellparameter, vom Nutzer einstellbar) Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldrand_Neuntöter	Erst jetzt werden die selektierten Biotope zugeschnitten, da bei einem Ausschneiden vor dem Puffern an den Außengrenzen der Untersuchungsflächen ein Waldrand erzeugt worden wäre, sofern sich dort Wald befindet.
7	Identity	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldrand_Neuntöter Identity-Features: \Probeflaechen_Neuntoeter Ausgabe-Feature-Class: Scratch\Landschaftstruktur_Neuntoeter	Mit diesem Tool werden den Waldrand-Biotopen die Routcodes der Probeflächen zugeordnet, um diese flächenbezogen auswertbar zu machen.
8	Multipart to Singlepart	Eingabe-Features: Scratch\Landschaftstruktur_Neuntoeter Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_MultipartT	Trennt möglicherweise erzeugte Multipart-Features.
9	Select (3x)	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_MultipartT Ausgabe-Feature-Classes: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select1 \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select2 SQL-Abfragen: "INDIKATOR_TEXT_1" = 'Mischholz' "INDIKATOR_TEXT_1" = 'Laubholz' "INDIKATOR_TEXT_1" = 'Nadelholz'	Trennt für eine Umbenennung der Features die Waldrandbiotope nach dem Feld „INDIKATOR_TEXT_1“ in drei Feature-Classes (In Misch-, Nadel- und Laubholz-Biotope).
10	Calculate Field (3x)	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select1 \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select2 Field_Name: INDIKATOR_TEXT SQL-Ausdrücke: "Waldrand_Misch"; "Waldrand_Laub"; "Waldrand_Nadel"	Den drei verschiedenen Waldrand-Klassen wird eine eindeutige Bezeichnung zugewiesen, die eine Verwechslung mit Wald-Klassen ausschließt.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
11	Merge	Eingabe-Datasets: \Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select2; Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select1; Scratch.gdb\Waldrand_Identity_Select Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Waldrand_Neuntoeter	Fasst die drei Waldrand-Feature-Classes zur endgültigen zusammen.
12	Delete Field	Eingabe-Tabelle: \Probeflächen_der_Arten\Waldrand_Neuntoeter gelöschte Felder: ORIG_FID; FID_Probeflaeachen_Neuntoeter; LAND_1; X_COORD_1; Y_COORD_1; BUND_1; ROUTCODE_1; HNV_1; MSI_12; AWMSI_12; AW_23; Feldlerche_1; Neuntöter_1; Schwarzspecht_1; Gesamt_1; BUFF_DIST_1; ORIG_FID_1 Ausgabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Waldrand_Neuntoeter	Entfernt nicht benötigte Spalten in der Ergebnis-Feature-Class.

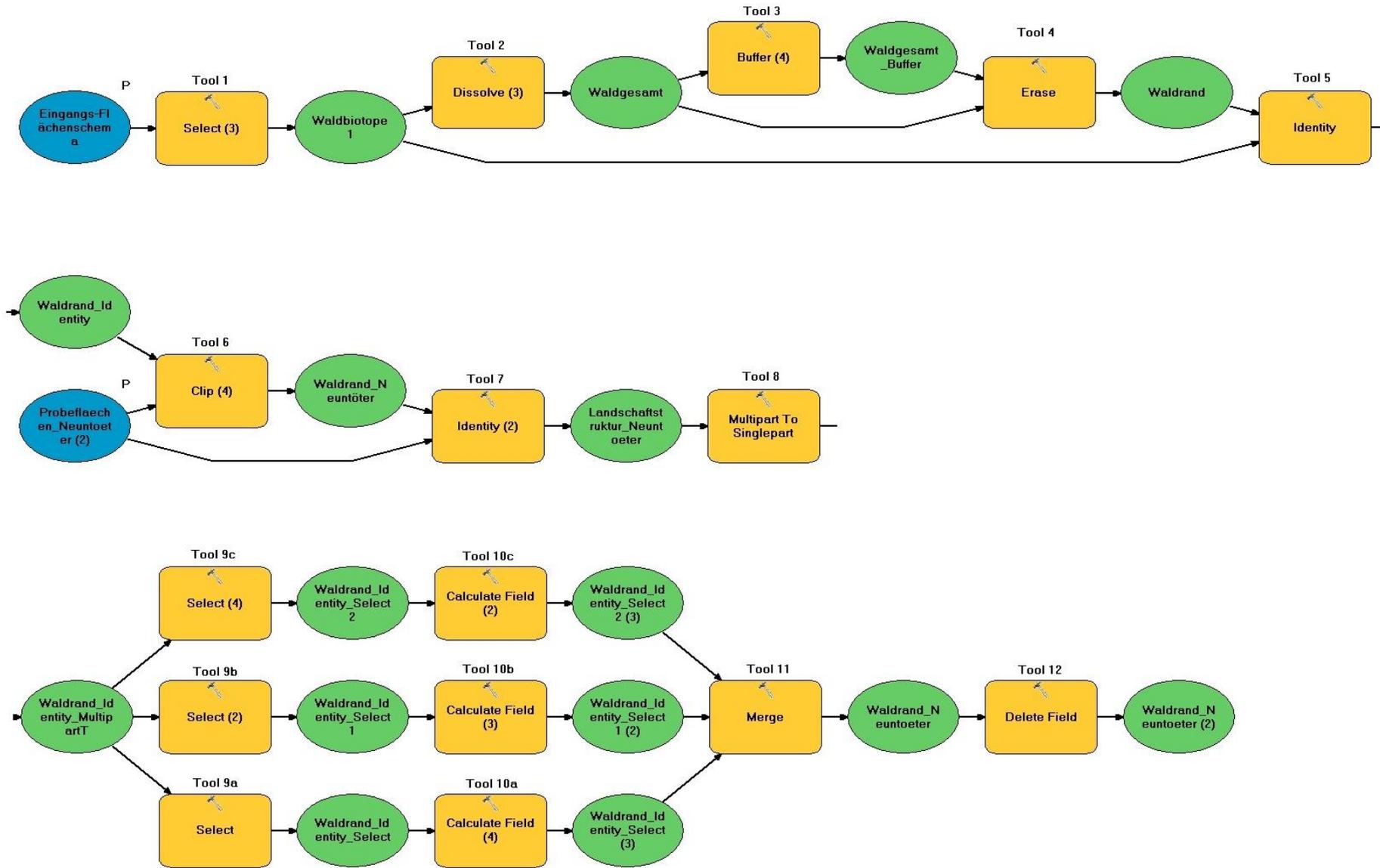


Abb. 16: Darstellung des Gis-Modells 4b

Dokumentation des Gis-Modells 5: Berechnung Landschaftsstrukturmaße

Das Modell wird in Stapelverarbeitung ausgeführt. Der Nutzer kann so für mehrere Arten gleichzeitig nach Vornahme der entsprechenden Einstellungen die Berechnungen gleichzeitig ausführen. In Falle dieser Bachelorarbeit sind dies Feldlerche und Schwarzspecht.

Tab. 45: Dokumentation des Gis-Modells 5

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art (Modellparameter) SQL-Ausdruck: Keiner	Erstellt die Feature-Class, in die die berechneten Landschaftsstrukturmaße gespeichert werden. Der Nutzer kann Speicherort und Name der Feature-Class einstellen.
2	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Feldlerche (Bsp.; Modellparameter) Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate SQL-Ausdruck: Benutzerdefiniertes Eingabefeld (Modellparameter)	Selektiert die für die Art als Biotope geeigneten Klassen. Es soll eine vom Nutzer angelegte SQL-Abfrage nach dem Feld „INDIKATOR_TEXT“ erfolgen.
3	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Feld-Name: Shape_Index Feld-Typ: DOUBLE	Fügt der Attributtabelle der Feature-Class „geeignete_Habitate“ das Feld „Shape_Index“ zu.
4	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Feld-Name: Shape_Index SQL-Ausdruck: !Shape_Length! / (2 * (math.sqrt(math.pi* !Shape_Area!))) Typ des Ausdrucks: PYTHON_9.3	Berechnet für jedes Feature der geeigneten Habitate den Shape-Index.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
5	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Statistik-Felder: Shape_Index MEAN; Shape_Area SUM; Shape_Area MEAN Case-Field: Routcode	Berechnet für die Feature-Class „geeignete_habitate“ auf den Routcode bezogen den Mittelwert der Shape-Indizes, die Summe der Shape Area und den Mittelwert des Shape Area. Der Mittelwert der Shape-Indizes stellt das Landschaftsstrukturmaß Mean-Shape-Index dar.
6	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feld-Name: Flaeche_geeignet	Vergibt dem Feld, das die Summe der geeigneten Flächen enthält, einen eindeutigen Namen.
7	Join Field	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join Table: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Output-Join-Field: ROUTCODE Join Fields: MEAN_Shape_Index;Flaeche_geeignet; MEAN_Shape_Area Ausgabe-Layer-Name: Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt der im Tool 1 erzeugten Ergebnis-Feature-Class die berechneten Felder Mean Shape Size, Mean Shape Area und das Feld „Fläche_geeignet“ als Zwischenschritt für die spätere Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes PLAND hinzu.
8	Summary Statistics	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Feldlerche Ausgabe-Features: \TMueller\Bachelorarbeit\Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Field: ROUTCODE	Berechnet für jede MhB-Fläche die Gesamtfläche des artspezifischen Untersuchungsgebiets. Dies wird für die Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes PLAND benötigt.
9	Alter Field	\Bachelorarbeit\Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Field Name: SUM_Shape_Area New Field Name: Flaeche_total	

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
10	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Output-Join-Field: ROUTCODE Join-Field: Flaeche_total Ausgabe-Layer: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt anhand des Routcodes der Ergebnis-Tabelle der jeweiligen Art das Feld „Flaeche_total“ aus der Attributtabelle von „Zwischenschritt“ an.
11	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feld-Name: PLand Feld-Typ: DOUBLE	Fügt der Ergebnistabelle der jeweiligen Art ein Feld namens „PLand“ an.
12	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feld-Name: PLand SQL-Ausdruck: [Flaeche_geeignet] / [Flaeche_total] Typ des Ausdrucks: VB	Berechnet das Landschaftsstrukturmaß PLand. Hierfür wird die Summe der Flächen der geeigneten Habitate je Untersuchungsfläche durch die Gesamtfläche dividiert.
13	Dissolve	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit\Scratch.gdb\geeignete_habitate Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_dissolve Dissolve-Fields: ROUTCODE Multipart-Features erstellen: Nein	Fügt aneinergrenzende Features, die geeignete Habitate darstellen, zusammen, um im Anschluss daraus die Core Area berechnen zu können. Es wird lediglich das Feld Routcode zur Zuordnung der Flächen beibehalten.
14	Buffer	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_dissolve Ausgabe-Features: \Scratch.gdb\Habitate_Core_Area Pufferdistanz: Eingabefeld und Modellparameter	Durch Eingabe eines negativen Wertes in Pufferdistanz kann man aus den geeigneten Habitaten eine Core-Area erzeugen.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
15	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Habitate_Core_Area Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Core_Area_Statistics Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Field: ROUTCODE	Summiert die Flächen der Habitatkernzonen für jede artspezifische Untersuchungsfläche auf. Es wird so die Total Core Area berechnet.
16	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Core_Area_Statistics Feldname: SUM_Shape_Area neuer Feldname: TCA	Vergibt an das Feld mit der Total Core Area einen eindeutigen Namen.
17	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Core_Area_Statistics Output-Join-Field: ROUTCODE Join-Field: TCA Ausgabe-Layer: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt der Ergebnis-Featureclass das Feld TCA an.
18	Select	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Kopie_geeignete_Habitate SQL-Ausdruck: Keiner	Erstellt eine Kopie der geeigneten Habitate, um diese nicht zu überschreiben.
19	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Feldlerche (Bsp.) Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen SQL-Ausdruck: INDIKATOR_TEXT = 'Bahnverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Besondere funktionale Praegung' OR INDIKATOR_TEXT = 'Flugverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Industrie-,Gewerbeflaeche' OR INDIKATOR_TEXT = 'Mischnutzung' OR INDIKATOR_TEXT = 'sonst. Sport-,Freizeit-,Erholungsflaechen' OR INDIKATOR_TEXT = 'Strassenverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Bahnverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Flugverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Strassenverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Wochenend-,Ferienhaussiedlung' OR INDIKATOR_TEXT = 'Wohnbau'	Selektiert aus der Feature-Class, die die Landnutzungsklassen der Untersuchungsflächen enthält, die Features, die ein Biotop repräsentieren, von dem eine anthropogene akustische oder optische Störung für die Arten ausgehen könnte. Dies sind Verkehrs- und Siedlungsflächen inklusive Gewerbe- oder Industrieflächen.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
20	Dissolve	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen_dis Dissolve-Felder: Leer Multipart-Features erzeugen: Nein	Fasst die Features der Biotope, von denen eine anthropogene Störung ausgehen könnte, zusammen.
21	Buffer	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen_dis Ausgabe-Features-Class: Effekt_Stoerung_buff Puffer-Distanz: Modellparameter, artspezifisch vom Nutzer einstellbar	Fügt den Biotopen, von denen eine Störung ausgehen könnte, die artspezifische Distanz hinzu, in der eine Meidungsreaktion der jeweiligen Art auftritt. Diese kann vom Nutzer eingestellt werden.
22	Erase	Eingabe-Features: Scratch.gdb\Kopie_geeignete_Habitate Erase-Features: Scratch.gdb\Effekt_Stoerung_buff Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitate	Löscht aus den Features der geeigneten Habitate diejenigen Gebiete, die innerhalb der artspezifischen Effektdistanz zu den Quellen anthropogener Störungen liegen.
23	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitate Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Field: ROUTCODE	Berechnet anhand des Routecodes die Summe der ungestörten geeigneten Habitate.
24	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feld-Name: FI_ungest Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat	Weist dem Feld in der Attributtabelle, das die Fläche ungestörter Habitate enthält, einen eindeutigen Namen zu.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
25	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art (artspezifisch) Eingabe-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Ausgabe-Join-Field: ROUTCODE Join-Felder: FI_ungest	Fügt der Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Class das berechnete Feld „FI_ungest“ an. Die Zuordnung der Werte erfolgt anhand des Routecodes.
26	Dissolve:	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Feldlerche Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Kantendichte Dissolve-Felder: NutzKI_ag; ROUTCODE Multipart-Features erzeugen: Nein	Für die die Berechnung der Kantendichte der gesamten Untersuchungsfläche werden nach WALZ (2013) alle Features einer aggregierten Nutzungsklasse zusammengefasst. Beibehalten wird der Routecode um die Untersuchungsflächen weiter zuordnen zu können.
27	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Statistik-Felder: Shape_Length SUM; Shape_Area SUM Case-Field: Routecode	Summiert den Umfang der aggregierten Flächen, also die „Kanten“ der Untersuchungsfläche und die Flächen.
28	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Feld-Name: Edge_Density Feld-Typ: DOUBLE	Fügt ein Feld an, in dem die Kantendichte berechnet wird.
29	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Feld-Name: Edge_Density SQL-Ausdruck: [SUM_Shape_Length] / [SUM_Shape_Area]*10000 Typ des Ausdrucks: VB	

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
30	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Output-Join-Field: ROUTCODE Join-Field: Edge_Density Ausgabe-Layer: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt der Attributtabelle der jeweiligen Ergebnis-Feature-Class das Feld „Edge_Density“ aus der Tabelle Kantendichte_Statistics an.
31	Delete Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Zu löschende Felder: X_COORD; Y_COORD; HNV; MSI_1; AWMSI_1; AW_2; Flaeche_geeignet; Flaeche_total	Löscht aus der Attributtabelle Felder, die nicht benötigt werden.
32	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feldname: MEAN_Shape_Area Neuer Feldname: Mean_Patch_Size	
33	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feldname: MEAN_Shape_Index Neuer Feldname: Mean_Shape_Index	
34	Delete Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Zu löschende Felder: Eingabefeld, Modellparameter	Mit dieser Funktion hat der Nutzer die Möglichkeit, aus der Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Class Felder zu löschen, die nicht benötigt werden, z.B. Brutpaarzahlen einer anderen Art.

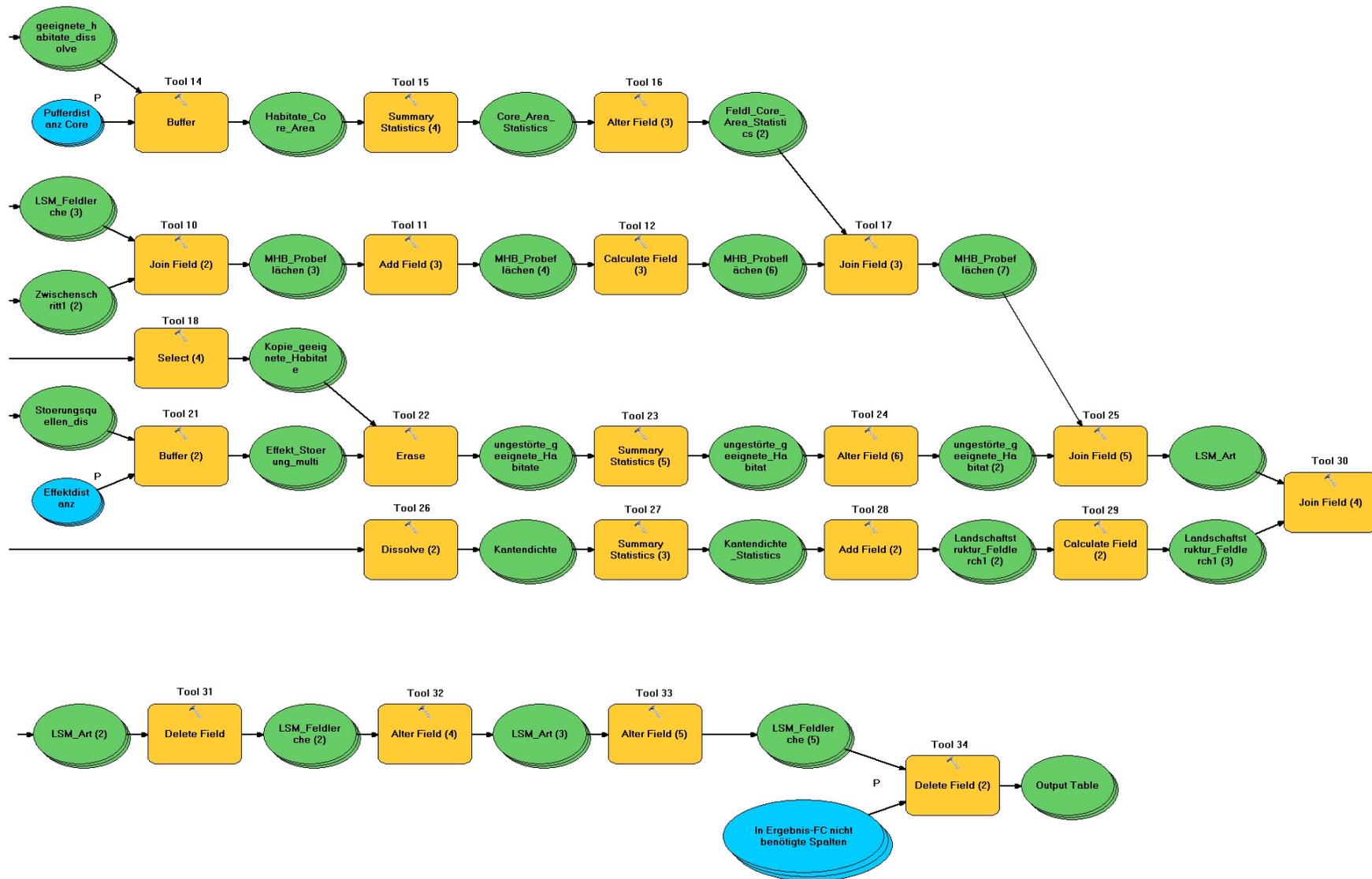


Abb. 18: Darstellung des Gis-Modells 5 Teil 2

Dokumentation des Gis-Modells 5b: Berechnung Landschaftsstrukturmaße für Neuntöter

Das Modell ist dient dazu, Landschaftsstrukturmaße für die Untersuchungsflächen des Neuntötters zu berechnen.

Tab. 46: Dokumentation des Gis-Modells 5b

Schritt	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Eingangsdaten_aufbereitet\Erfasste_MHB_Probeflächen Ausgabe-Feature-Class: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art (Modellparameter) SQL-Ausdruck: Keiner	Erstellt die Feature-Class, in die die berechneten Landschaftsstrukturmaße gespeichert werden. Der Nutzer kann Speicherort und Name der Feature-Class wählen.
2	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Neuntöter (Modellparameter) Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate SQL-Ausdruck: Benutzerdefiniertes Eingabefeld (Modellparameter)	Selektiert die für die Art als Biotope geeigneten Klassen. Es soll eine vom Nutzer angelegte SQL-Abfrage nach dem Feld „INDIKATOR_TEXT“ erfolgen.
3	Merge	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate; \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Waldrand_Neuntoeter (Modellparameter, Auswahl durch Nutzer) Ausgabe-Dataset: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_2	Fügt den im Tool 2 selektierten geeigneten Biotopen die im Modell 4b erstellten Waldränder an.
4	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Feld-Name: Shape_Index Feld-Typ: DOUBLE	Fügt der Attributtabelle der Feature-Class „geeignete_Habitate“ das Feld „Shape_Index“ zu.
5	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Feld-Name: Shape_Index SQL-Ausdruck: !Shape_Length! / (2 * (math.sqrt(math.pi* !Shape_Area!))) Typ des Ausdrucks: PYTHON_9.3	Berechnet für jedes Feature der geeigneten Habitate den Shape-Index.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
6	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Statistik-Felder: Shape_Index MEAN; Shape_Area SUM; Shape_Area MEAN Case-Field: Routcode	Berechnet für die Feature-Class auf den Routcode bezogen den Mittelwert der Shape-Indizes, Die Summe der Shape Area und den Mittelwert des Shape Area. Der Mittelwert der Shape-Indizes stellt den Mean-Shape-Index dar.
7	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feld-Name: Flaechе_geeignet	
8	Join Field	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join Table: \Scratch.gdb\geeign_habitate_Statistics Output-Join-Field: ROUTCODE Join Fields: MEAN_Shape_Index;Flaechе_geeignet; MEAN_Shape_Area Ausgabe-Layer-Name: Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt der im Tool 1 erzeugten Ergebnis-Feature-Class die berechneten Felder Mean Shape Size, Mean Shape Area und das Feld „Fläche_geeignet“ als Zwischenschritt für die spätere Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes PLAND hinzu.
9	Summary Statistics	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Neuntöter Ausgabe-Features: \TMueller\Bachelorarbeit\Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Field: ROUTCODE	Berechnet für jede Erfassungsfläche die Gesamtfläche. Dies wird für die Berechnung des Landschaftsstrukturmaßes PLAND benötigt.
10	Alter Field	\Bachelorarbeit\Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Field Name: SUM_Shape_Area New Field Name: Flaechе_total	

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
11	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Zwischenschritt1 Output-Join-Field: ROUTCODE Join-Field: Flaeche_total Ausgabe-Layer: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt anhand des Routcodes der Ergebnis-Tabelle das Feld „Flaeche_total“ aus der Attributtabelle von „Zwischenschritt“ an.
12	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feld-Name: PLand Feld-Typ: DOUBLE	Fügt der Ergebnistabelle ein Feld namens „PLand“ an.
13	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feld-Name: PLand SQL-Ausdruck: [Flaeche_geeignet] / [Flaeche_total] Typ des Ausdrucks: VB	Berechnet das Landschaftsstrukturmaß PLand, indem die Summe der Flächen der geeigneten Habitate je Untersuchungsgebiet durch die Gesamtfläche des jeweiligen Untersuchungsgebietes dividiert wird.
14	Select	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Kopie_geeignete_Habitate SQL-Ausdruck: Leer	Erstellt eine Kopie der Feature-Class der geeigneten Habitate, um diese nicht zu überschreiben.
15	Select	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Neuntöter Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen SQL-Ausdruck: INDIKATOR_TEXT = 'Bahnverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Besondere funktionale Praegung' OR INDIKATOR_TEXT = 'Flugverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Industrie-,Gewerbeflaeche' OR INDIKATOR_TEXT = 'Mischnutzung' OR INDIKATOR_TEXT = 'sonst. Sport-,Freizeit-,Erholungsflaechen' OR INDIKATOR_TEXT = 'Strassenverkehr' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Bahnverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Flugverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Verkehrsbegleitflaeche (Strassenverkehr)' OR INDIKATOR_TEXT = 'Wochenend-,Ferienhaussiedlung' OR INDIKATOR_TEXT = 'Wohnbau'	Selektiert aus der Feature-Class, die die Landnutzungsklassen je Untersuchungsfläche enthält, die Features, die ein Biotop repräsentieren, von dem eine anthropogene akustische oder optische Störung für die Arten ausgehen könnte. Dies sind Verkehrs- und Siedlungsflächen inklusive Gewerbe- oder Industrieflächen.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
16	Dissolve	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen_dis Dissolve-Felder: Leer Multipart-Features erzeugen: Nein	Fasst die Features der Biotope, von denen eine anthropogene Störung ausgehen könnte, zusammen.
17	Buffer	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\Stoerungsquellen_dis Ausgabe-Features-Class: Effekt_Stoerung_buff Puffer-Distanz: Modellparameter, artspezifisch vom Nutzer einstellbar	Fügt den Biotopen, von denen eine Störung ausgehen könnte, die artspezifische Distanz hinzu, in der eine Meidungsreaktion der jeweiligen Art auftritt.
18	Erase	Eingabe-Features: Scratch.gdb\Kopie_geeignete_Habitate Erase-Features: Scratch.gdb\Effekt_Stoerung_buff Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitate	Löscht aus den Features der geeigneten Habitate diejenigen Gebiete, die innerhalb der artspezifischen Effektdistanz zu den Quellen anthropogener Störungen liegen.
19	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitate Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Field: ROUTCODE	Berechnet anhand des Routecodes die Summe der ungestörten Flächen.
20	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feld-Name: FI_ungest Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat	Weist dem Feld in der Attributtabelle, das die Fläche ungestörter Habitate enthält, einen eindeutigen Namen zu.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
21	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Neuntöter Eingabe-Join-Field: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\ungestörte_geeignete_Habitat Ausgabe-Join-Field: ROUTCODE Join-Felder: FI_ungest	Fügt der Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Class das berechnete Feld „FI_ungest“ an. Die Zuordnung der Werte erfolgt anhand des Routecodes.
22	Dissolve:	Eingabe-Features: \Bachelorarbeit.gdb\Probeflächen_der_Arten\Landschaftstruktur_Neuntöter Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\Kantendichte Dissolve-Felder: NutzKI_ag; ROUTCODE Multipart-Features erzeugen: Nein	Für die die Berechnung der Kantendichte der gesamten Untersuchungsfläche werden nach WALZ (2013) alle Features einer aggregierten Nutzungsklasse zusammengefasst. Beibehalten wird der Routecode um die Untersuchungsflächen weiter zuordnen zu können.
23	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Statistik-Felder: Shape_Length SUM; Shape_Area SUM Case-Field: Routecode	Summiert den Umfang der aggregierten Flächen, also die „Kanten“ der Untersuchungsfläche und die Flächen.
24	Add Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Feld-Name: Edge_Density Feld-Typ: DOUBLE	Fügt ein Feld an, in dem die Kantendichte berechnet wird.
25	Calculate Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Feld-Name: Edge_Density SQL-Ausdruck: [SUM_Shape_Length] / [SUM_Shape_Area]*10000 Typ des Ausdrucks: VB	Berechnet die Kantendichte (Edge Density).

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
26	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Input-Join-Feld: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\Kantendichte_Statistics Output-Join-Feld: ROUTCODE Join-Feld: Edge_Density Ausgabe-Layer: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art	Fügt der Attributtabelle der jeweiligen Ergebnis-Feature-Class das Feld „Edge_Density“ aus der Tabelle Kantendichte_Statistics an.
27	Select	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel1 SQL-Abfrage: INDIKATOR_TEXT = 'Baumreihe' OR INDIKATOR_TEXT = 'Gehoelz' OR INDIKATOR_TEXT = 'Hecke' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Laub' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Misch' OR INDIKATOR_TEXT = 'Waldrand_Nadel'	Selektiert für die Berechnung der Gesamtfläche der Gehölze einer Untersuchungsfläche die Gehölz-Biotop-Klassen.
28	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel1 Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel3 Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case-Feld: ROUTCODE	Bildet anhand des Routcodes die Summe der Flächen der selektierten Gehölzbiotope je Erfassungsfläche.
29	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel3 Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feld-Name: Flaechе_Gehoelz Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel3	Weist dem Namen des Feldes mit der Summe der Flächen der geeigneten Biotope einen eindeutigen Namen zu.
30	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Neuntoeter Eingabe-Join-Feld: ROUTCODE Join-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel3 Ausgabe-Join-Feld: ROUTCODE Join-Feld: Flaechе_Gehoelz	Fügt der Ergebnis-Attributtabelle das Feld „Flaechе_Gehoelz“ an.

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
31	Select	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge Ausgabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel SQL-Ausdruck: "INDIKATOR_TEXT" = 'Hecke'	Selektiert für die Berechnung der Heckenfläche je Untersuchungsfläche die Hecken jedes Untersuchungsgebietes.
32	Summary Statistics	Eingabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel Ausgabe-Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel2 Statistik-Felder: Shape_Area SUM Case Field: ROUTCODE	Summiert für jede Untersuchungsfläche die Flächen der Hecken auf.
33	Alter Field	Eingabe-Features: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel2 Feld-Name: SUM_Shape_Area Neuer Feldname: Flaeche_Hecke Ausgabe-Feature-Class: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel2	Vergibt einen eindeutigen Namen an das berechnete Landschaftsstrukturmaß.
34	Join Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Neuntoeter Eingabe-Join-Feld: ROUTCODE Join Tabelle: \Scratch.gdb\geeignete_habitate_Merge_Sel2 Ausgabe-Join-Feld: ROUTCODE Join-Feld: Flaeche_Hecke	Fügt der Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Class das berechnete Feld „Flaeche_Hecke“ an.
35	Delete Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Zu löschende Felder: X_COORD; Y_COORD; HNV; MSI_1; AWMSI_1; AW_2; Flaeche_geeignet; Flaeche_total	Löscht aus der Attributtabelle Felder, die nicht benötigt werden.
36	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feldname: MEAN_Shape_Area Neuer Feldname: Mean_Patch_Size	

Tool	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
37	Alter Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Feldname: MEAN_Shape_Index Neuer Feldname: Mean_Shape_Index	
38	Delete Field	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art Zu löschende Felder: Eingabefeld, Modellparameter	Mit dieser Funktion hat der Nutzer die Möglichkeit, aus der Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Class Felder zu löschen, die nicht benötigt werden, z.B. Brutpaarzahlen einer anderen Art.

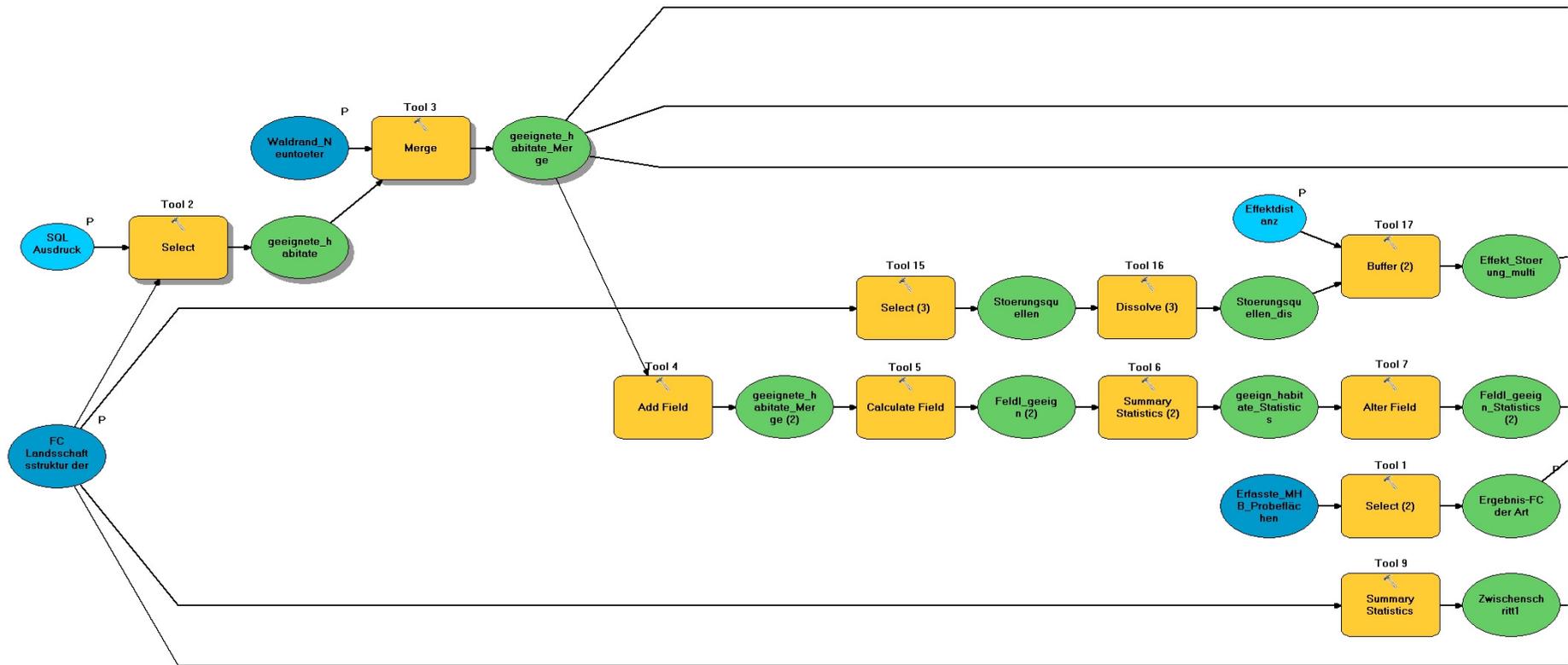


Abb. 19: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 1

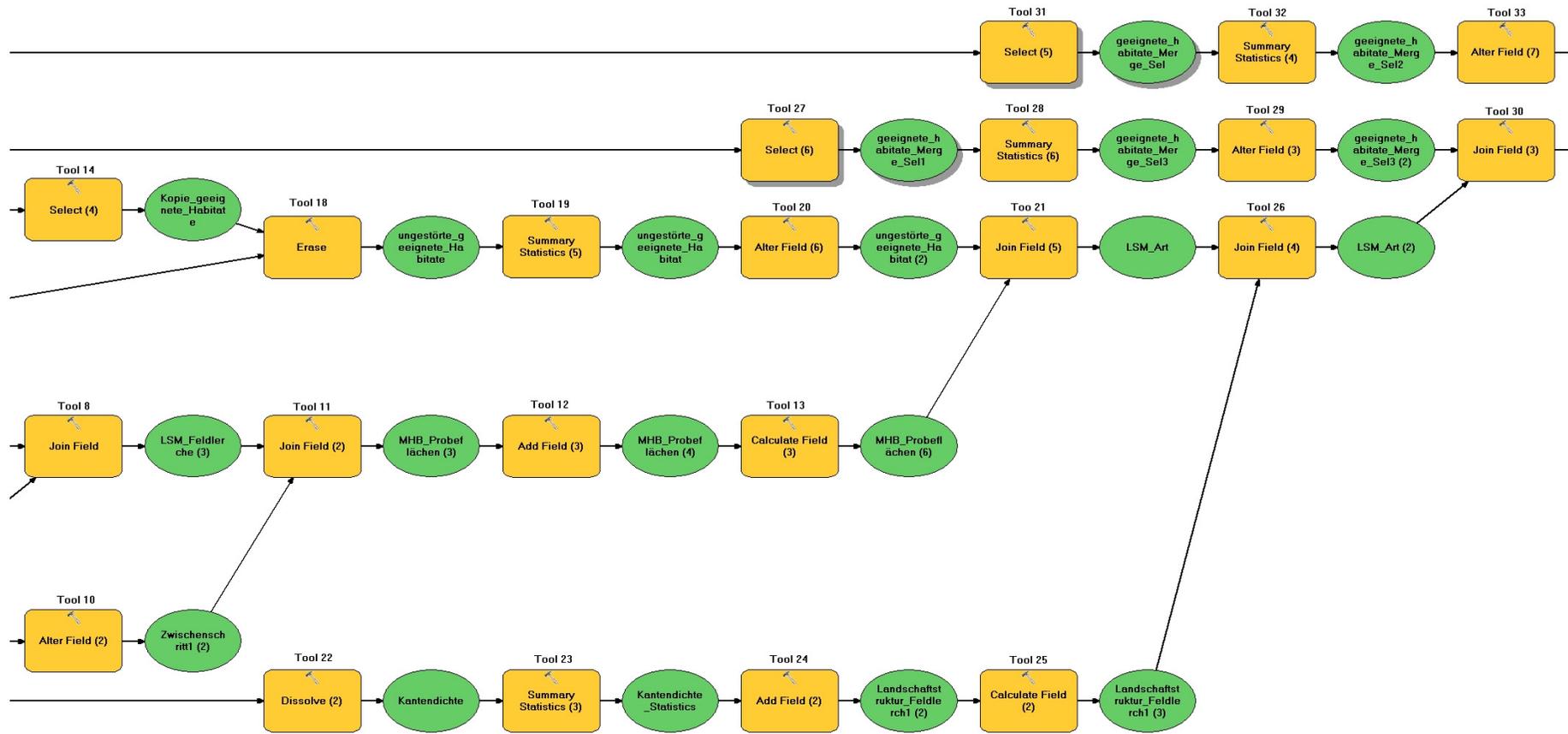


Abb. 20: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 2

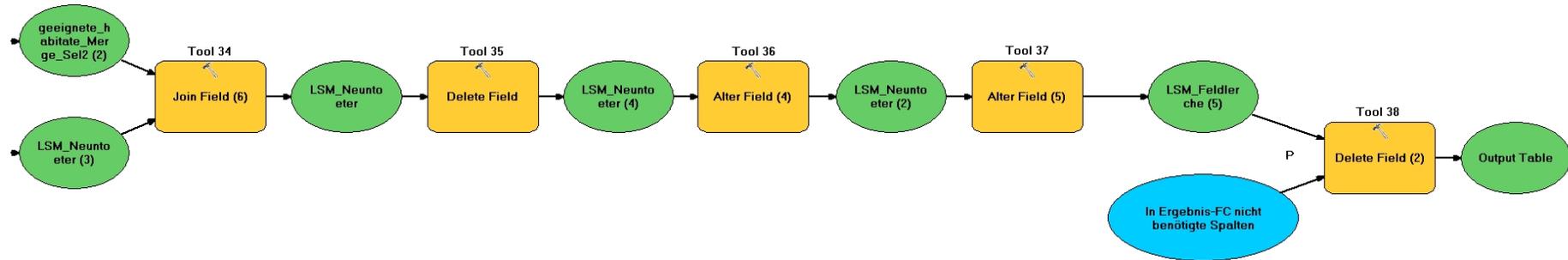


Abb. 21: Darstellung des Gis-Modells 5b Teil 3

Dokumentation des Gis-Modells 6: Export der Daten in Excel-Tabellen

Das Modell kann in Stapelverarbeitung für die drei Arten gleichzeitig ausgeführt werden

Tab. 47: Dokumentation des Gis-Modells 6

Schritt	Tool Name	Einstellungen	Bemerkung
1	Table to Excel	Eingabe-Tabelle: \Bachelorarbeit.gdb\Ergebnis_LSM_nach_Arten\LSM_Art (Modellparameter, vom Nutzer einstellbar) Ausgabe-Excel-Datei: \Ergebnisdaten\LSM_Art.xls	Erzeugt aus den Attributtabelle der Ergebnis-Feature-Classes Excel-Tabellen (*.xls), die mit MS Excel oder SPSS einladbar sind.

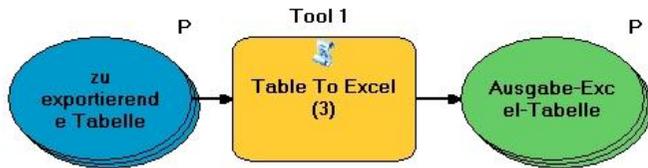


Abb. 22: Darstellung des Gis-Modells 6

Anhang 4: Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Feldlerche

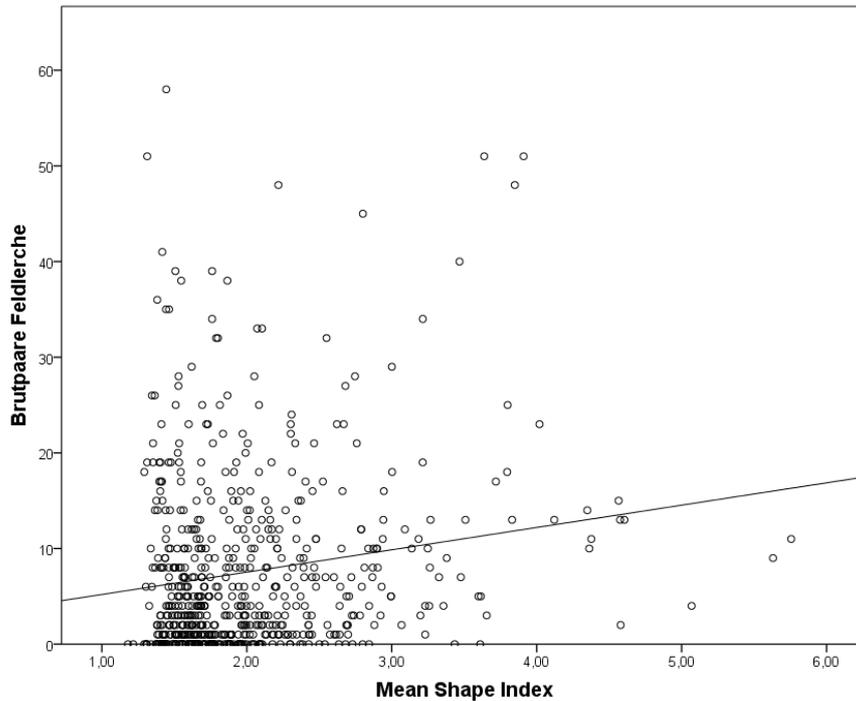


Abb. 23: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare der Feldlerche

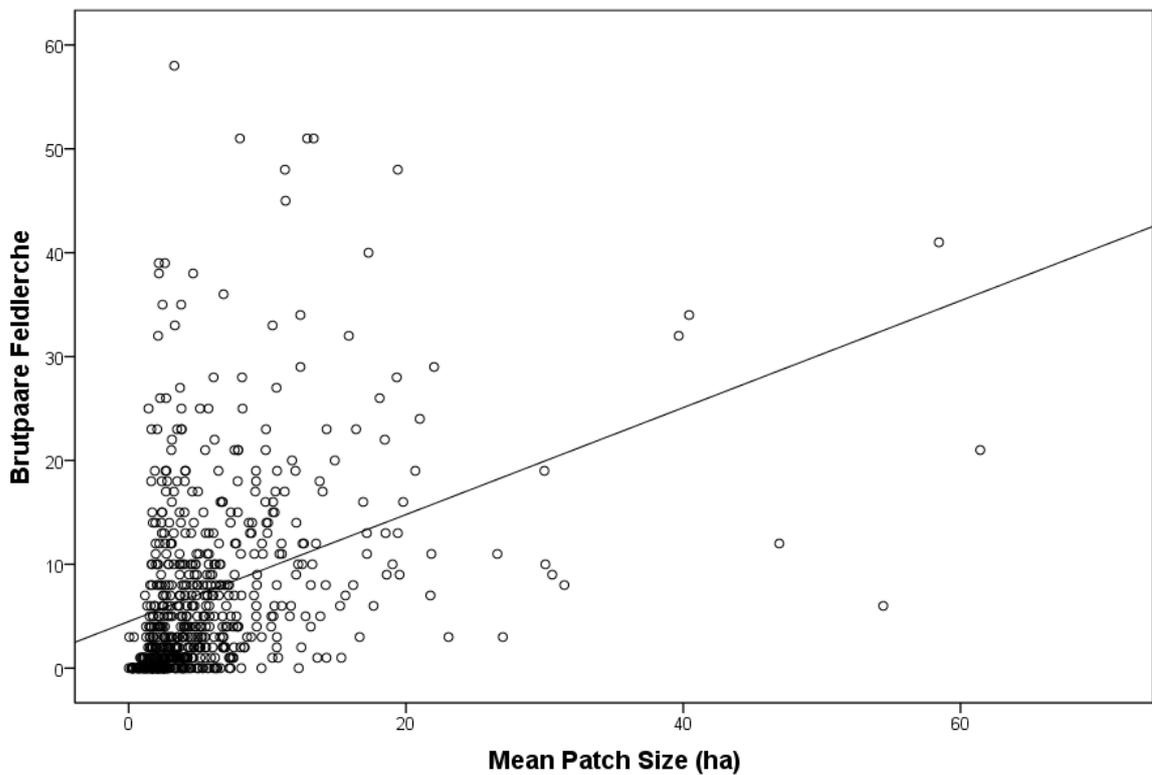


Abb. 24: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare der Feldlerche

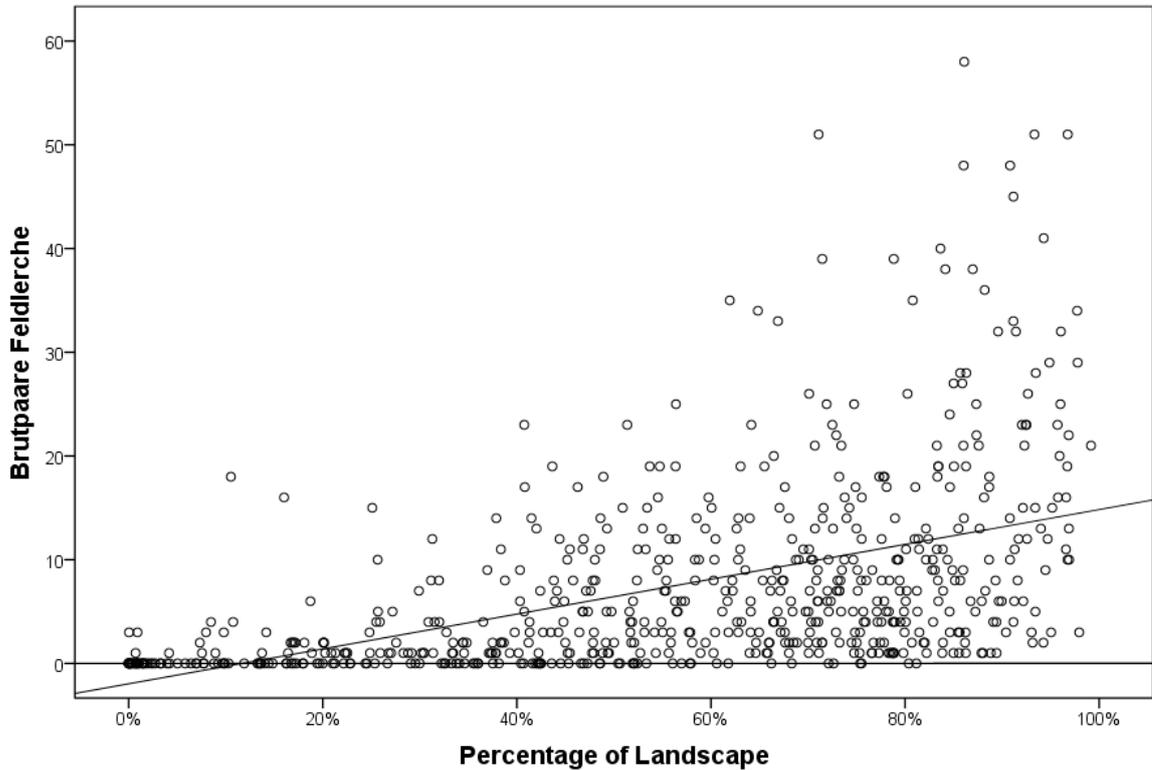


Abb. 25: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen dem Anteil der geeigneten Habitate und Zahl der Brutpaare der Feldlerche

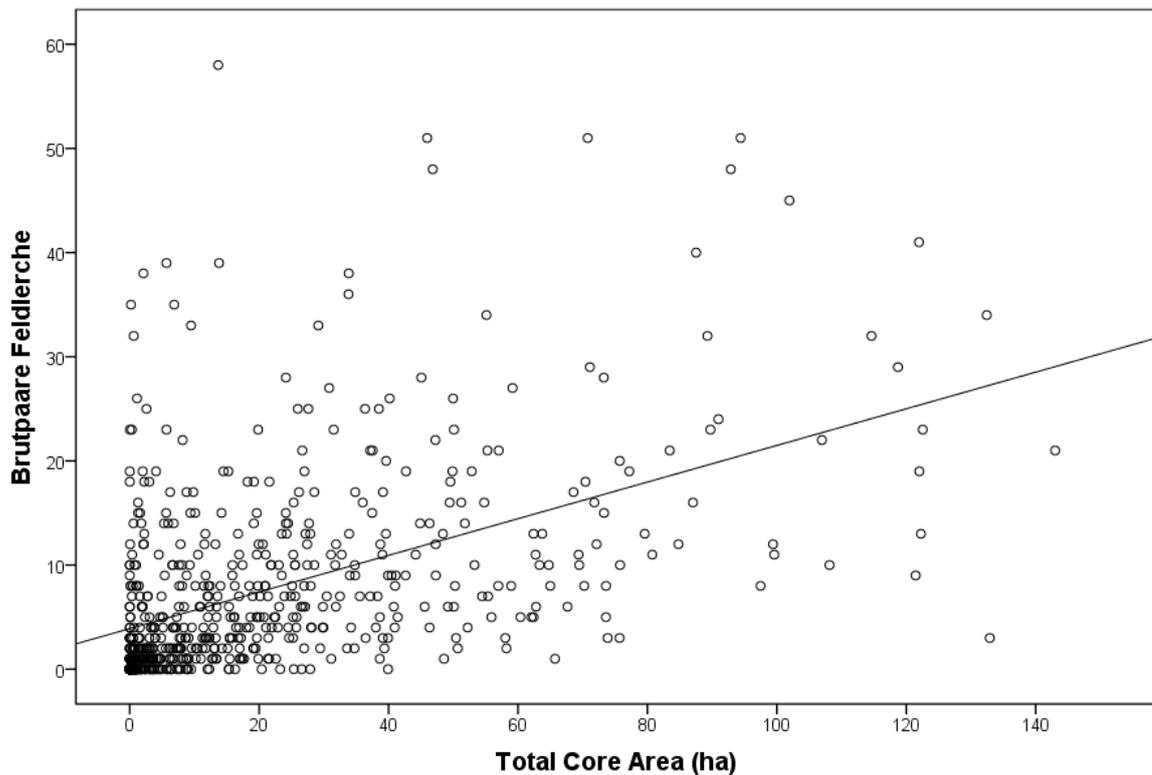


Abb. 26: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Total Core Area und Zahl der Brutpaare der Feldlerche

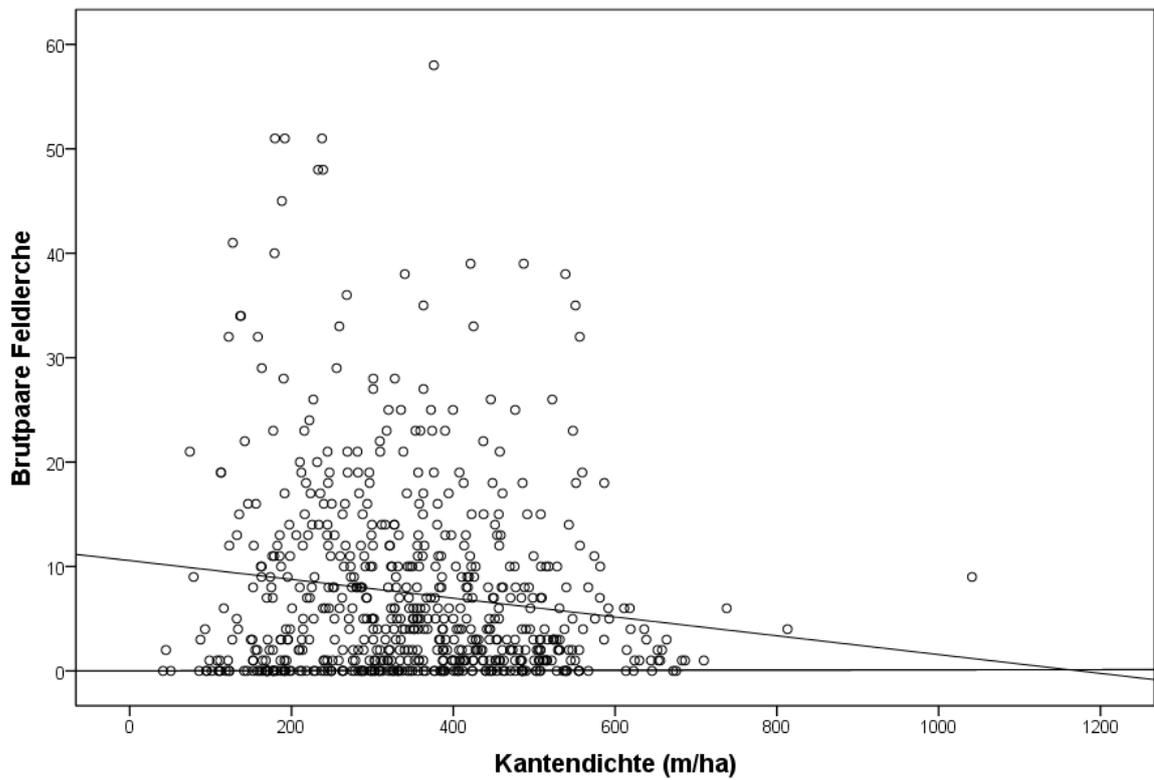


Abb. 27: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare der Feldlerche

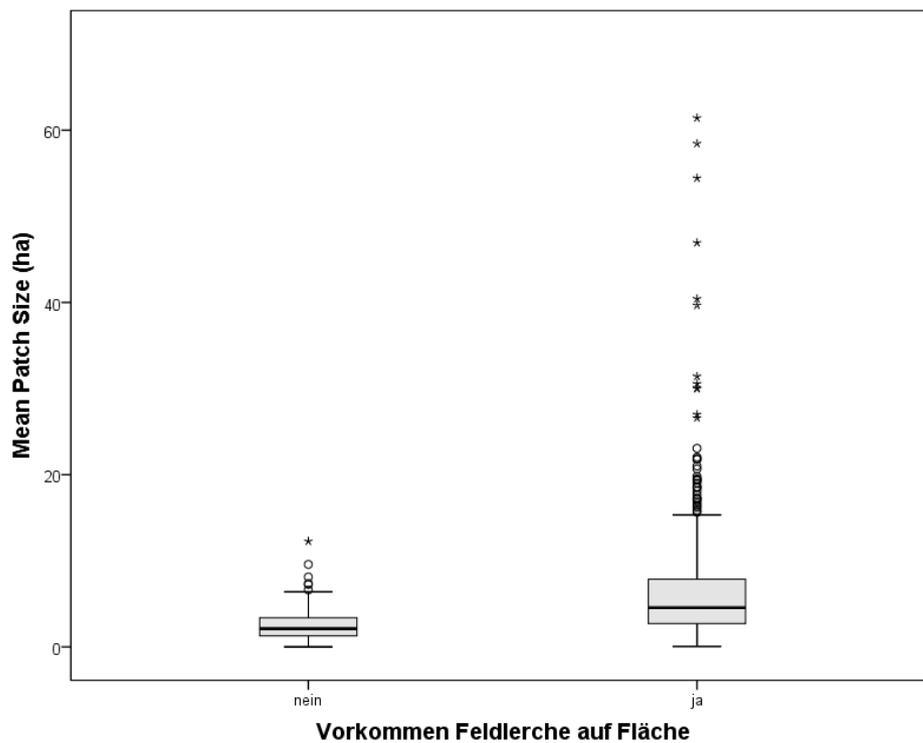


Abb. 28: Verteilung der Werte der Mean Patch Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche

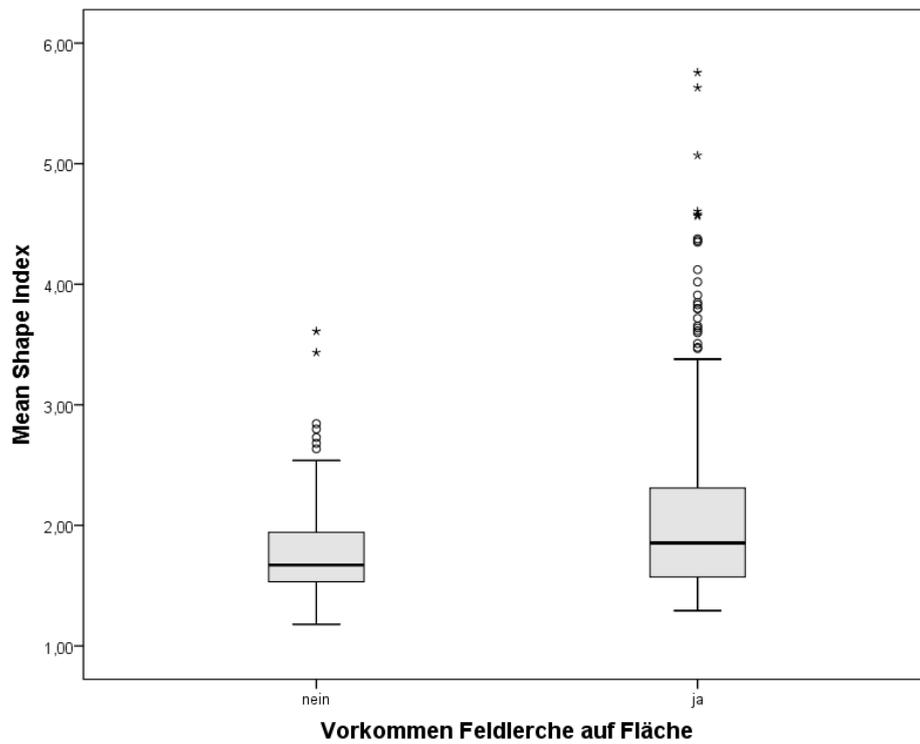


Abb. 29: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche

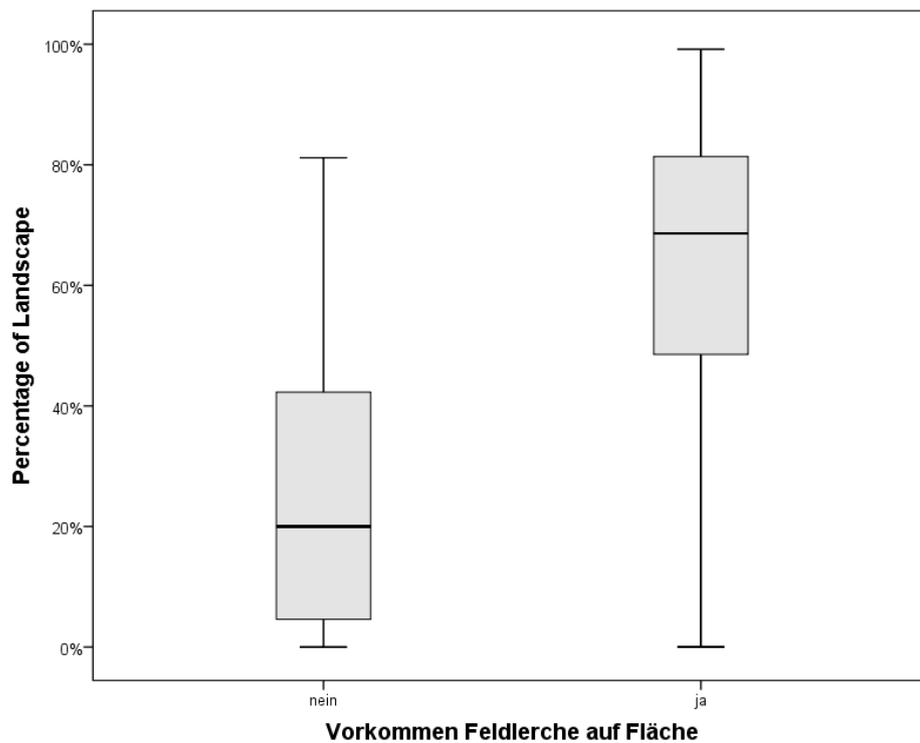
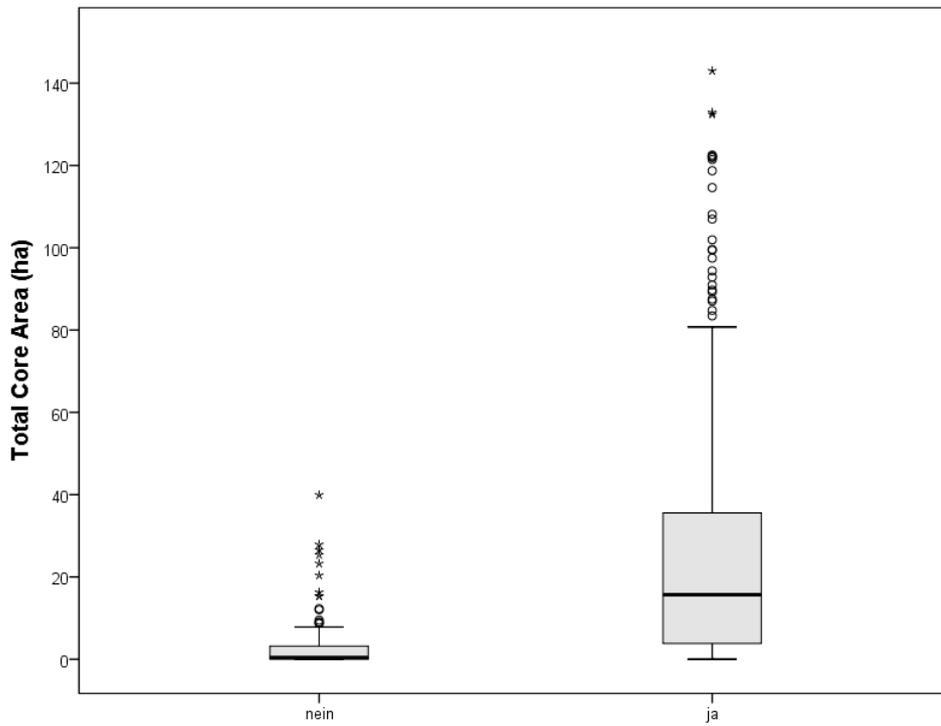
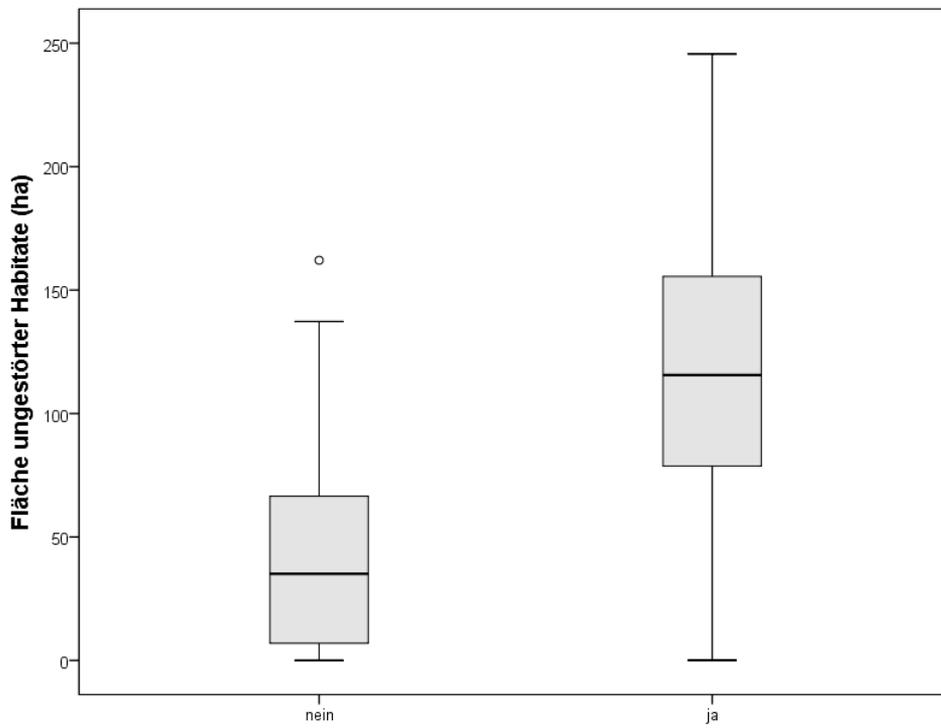


Abb. 30: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche



Vorkommen Feldlerche auf Fläche

Abb. 31: Verteilung der Werte der Total Core Area auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche



Vorkommen Feldlerche auf Fläche

Abb. 32: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitate auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche

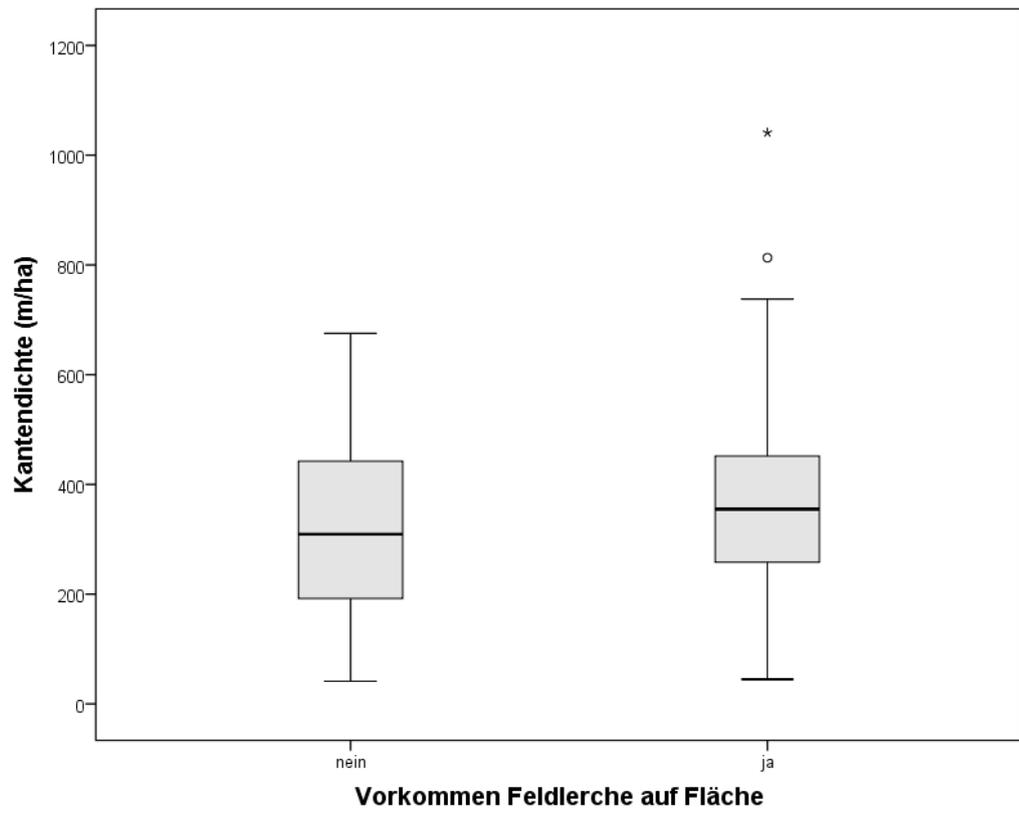


Abb. 33: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen der Feldlerche

Anhang 5: Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Neuntöters

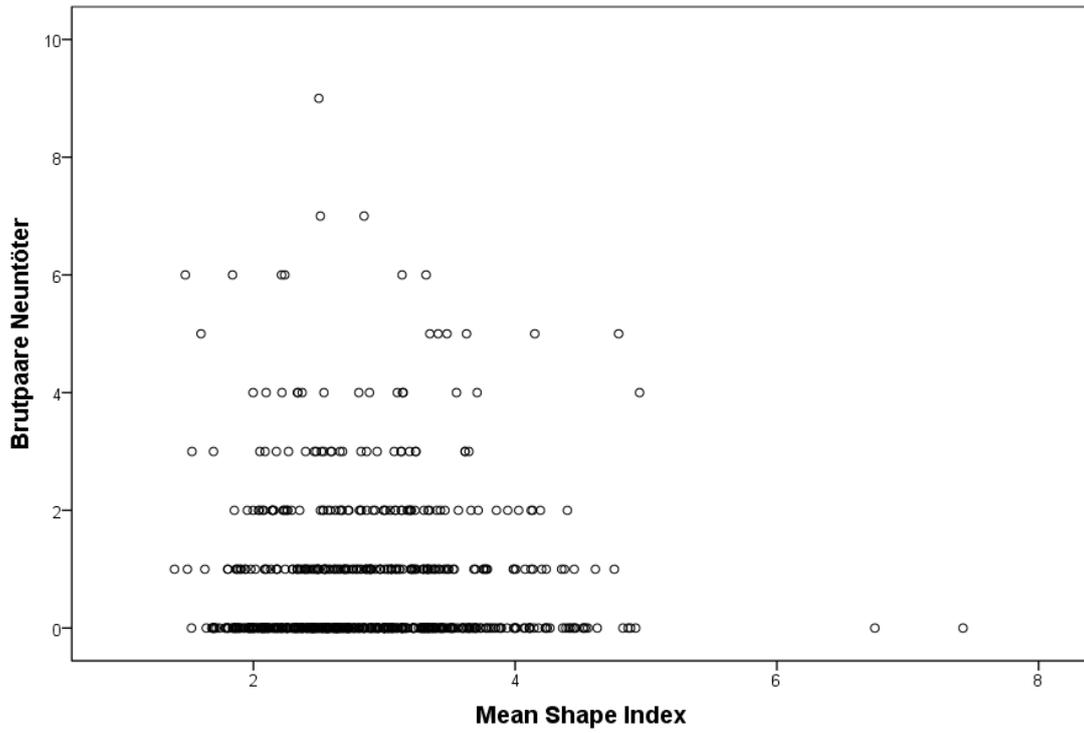


Abb. 34: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

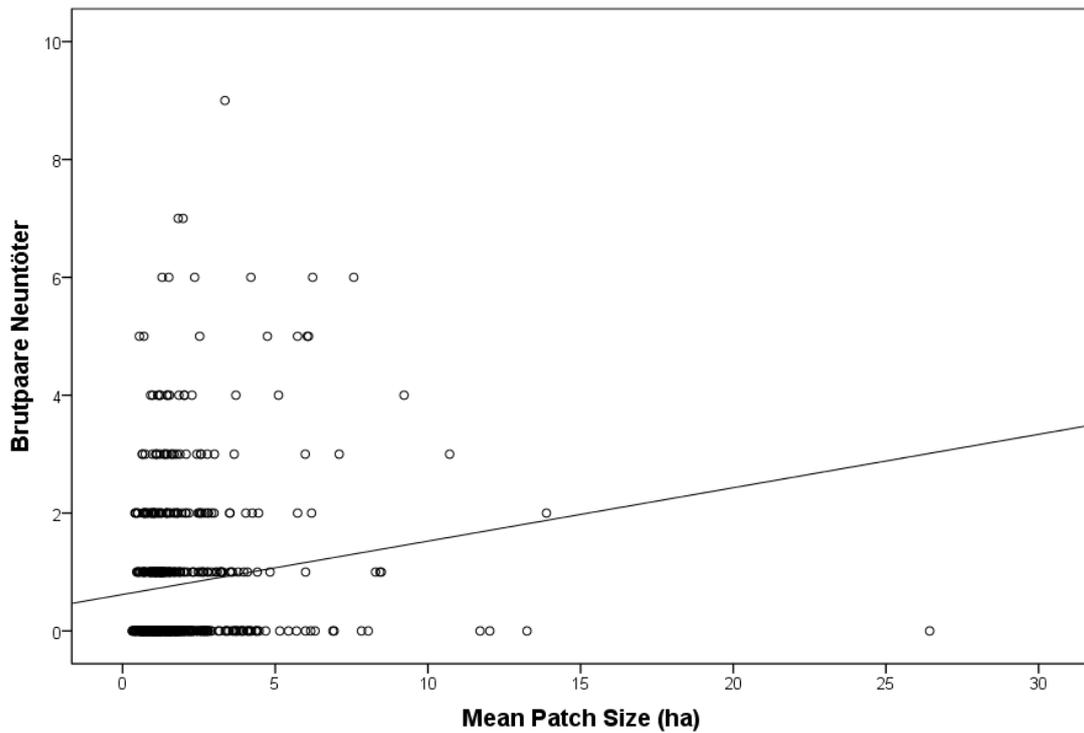


Abb. 35: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

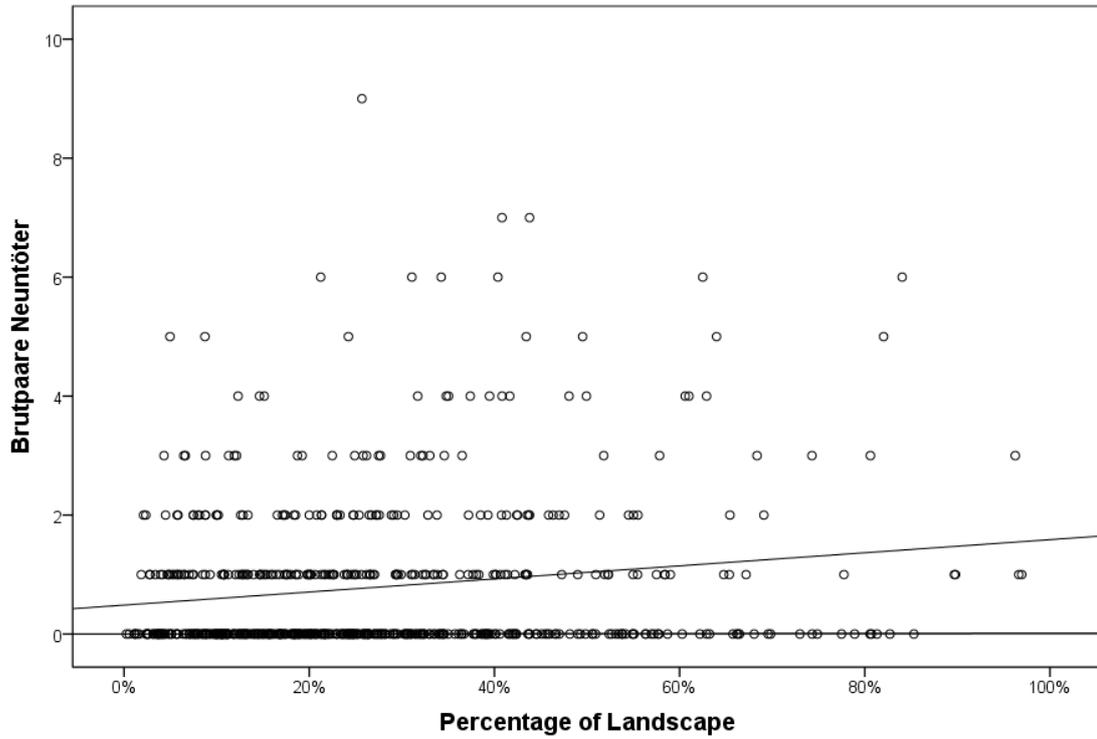


Abb. 36: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen P_Land und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

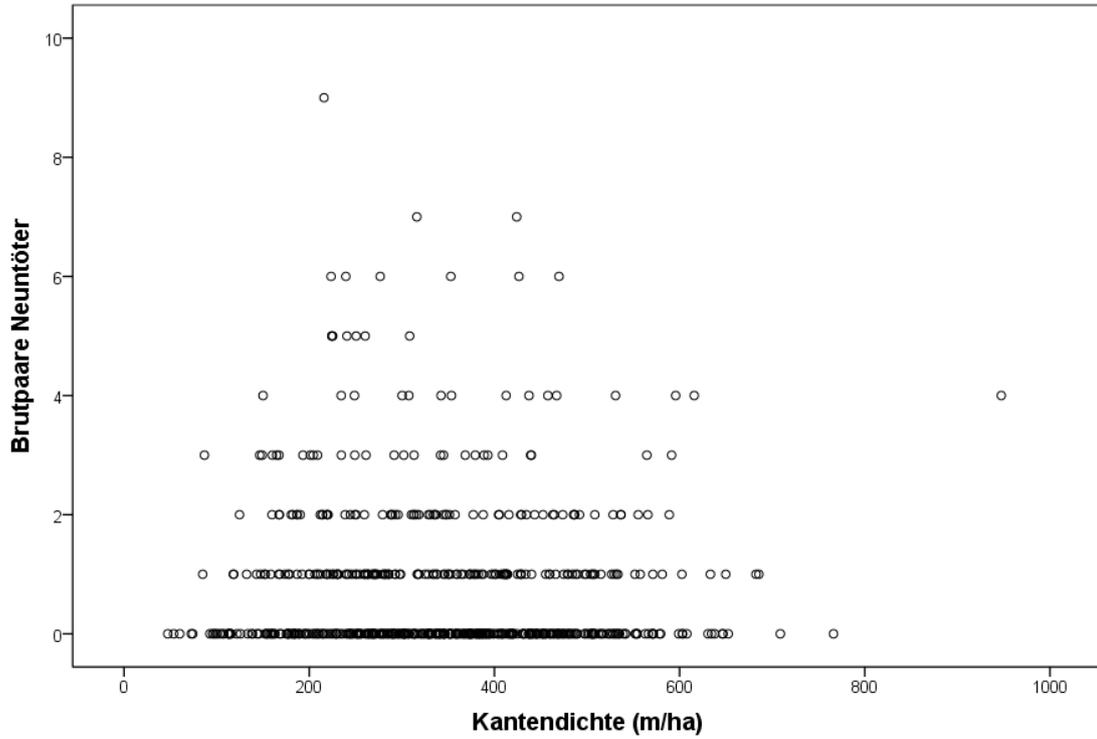


Abb. 37: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

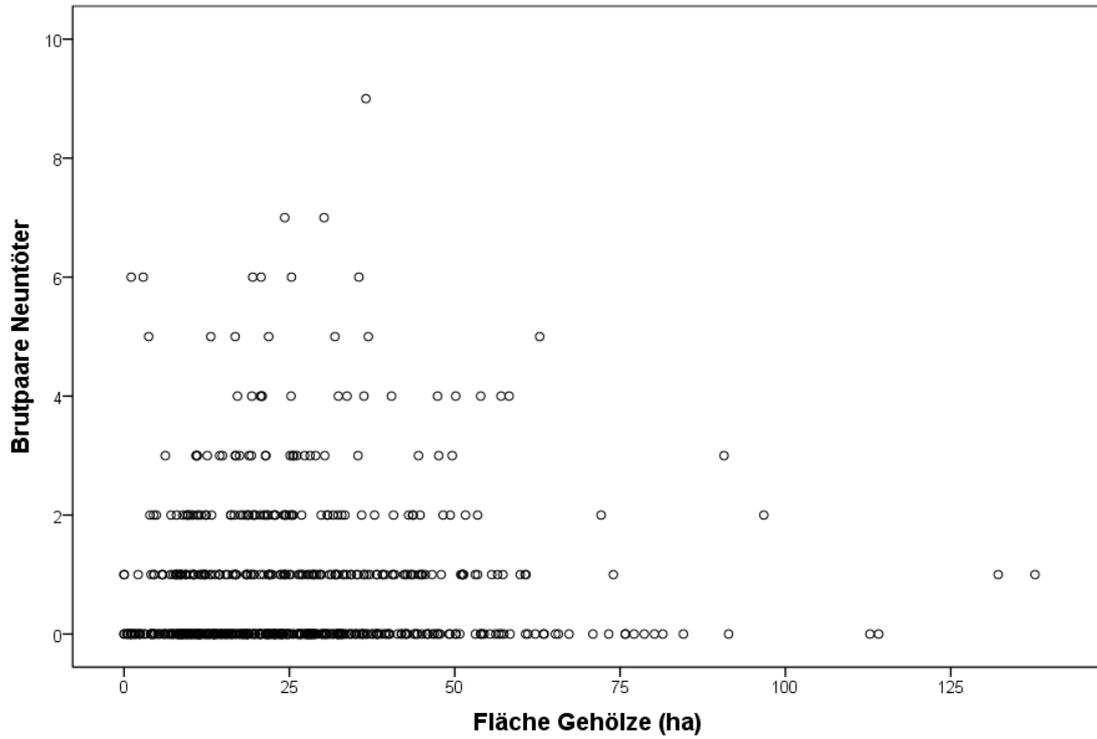


Abb. 38: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Fläche der Gehölze und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

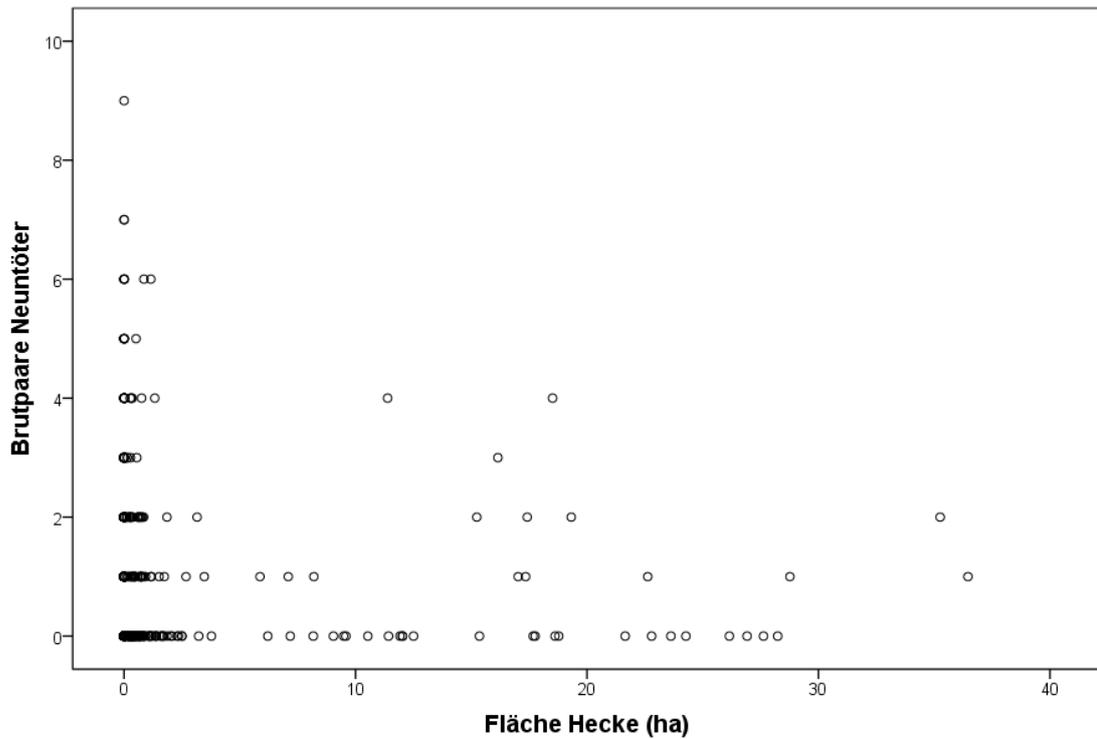


Abb. 39: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen der Heckenfläche und Zahl der Brutpaare des Neuntöters

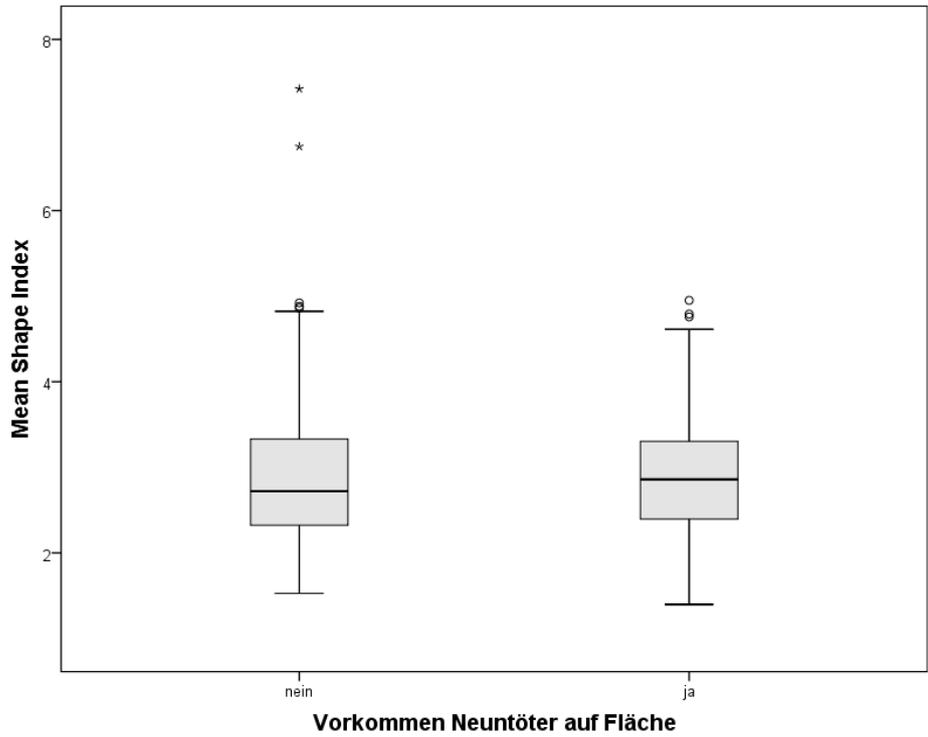


Abb. 40: Verteilung der Werte des Mean Shape Index auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

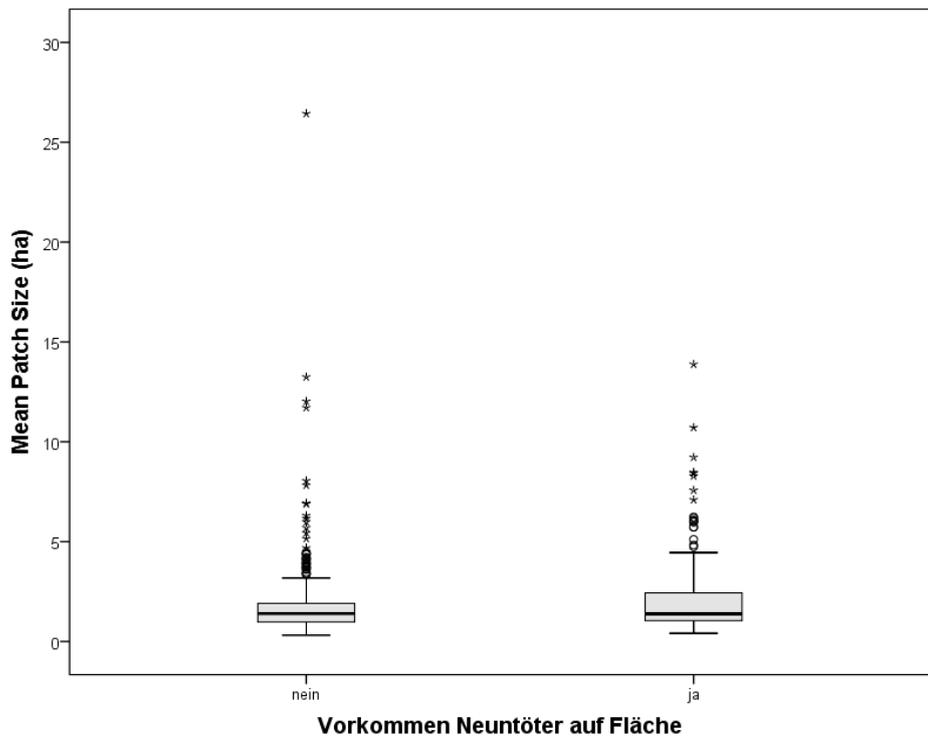


Abb. 41: Verteilung der Werte der Mean Patch-Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

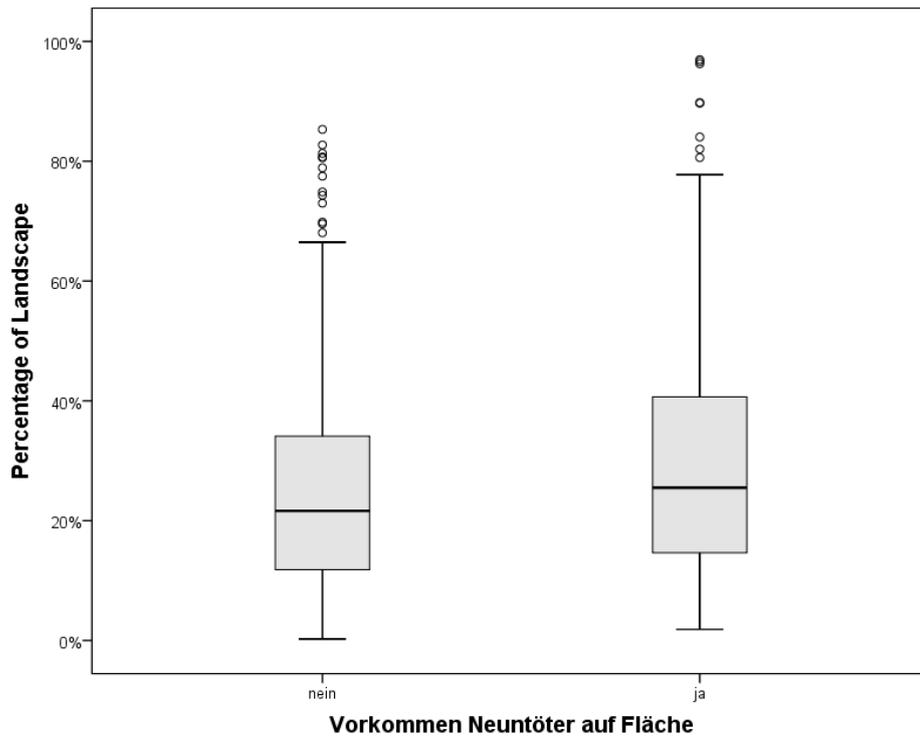


Abb. 42: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

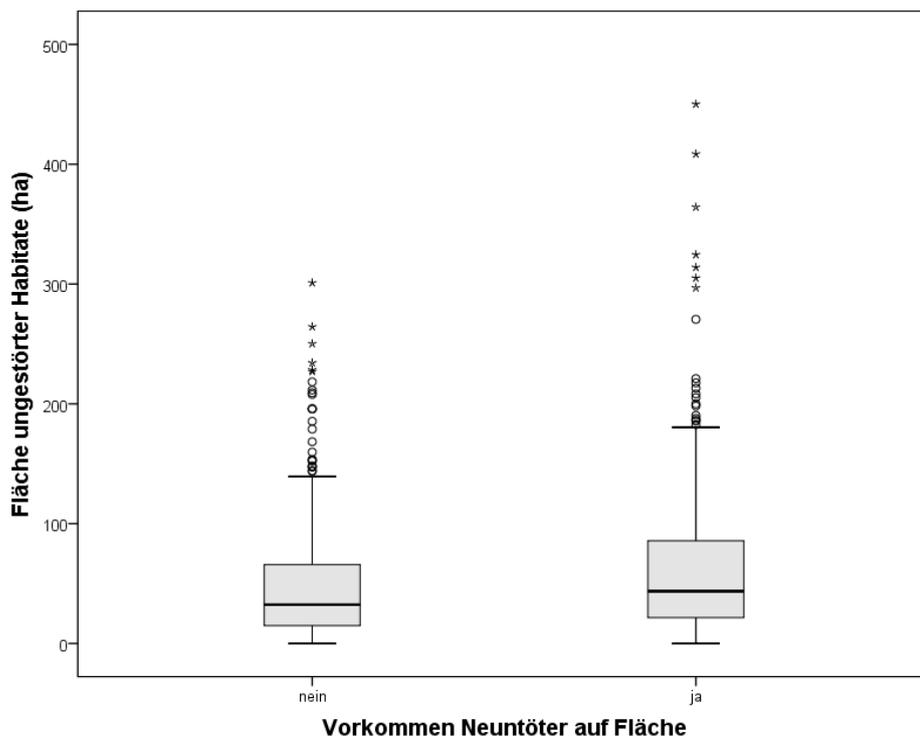


Abb. 43: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitate auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

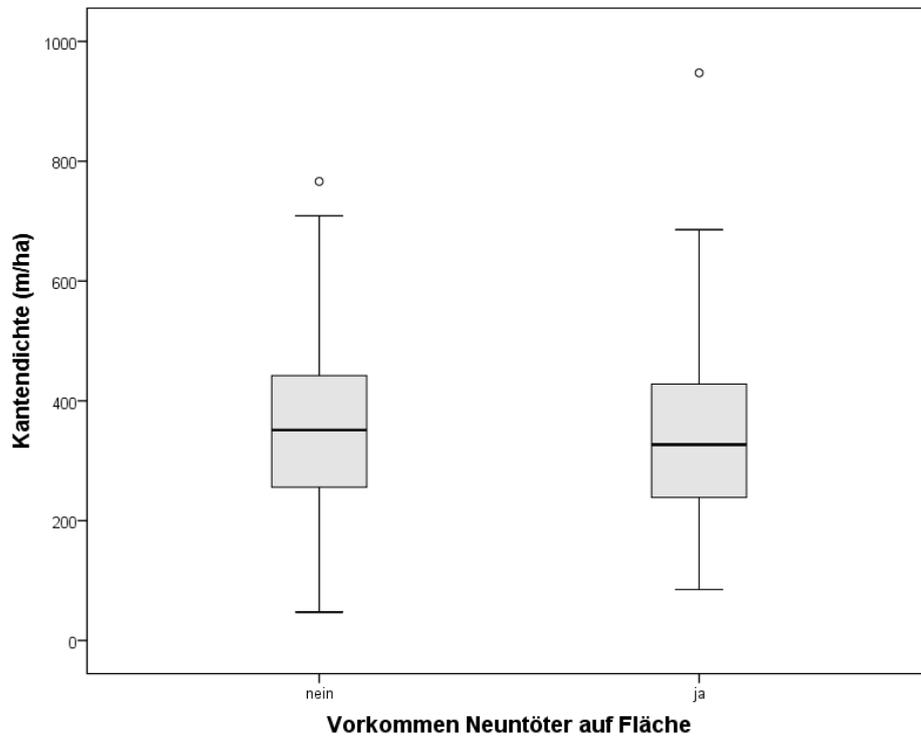


Abb. 44: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

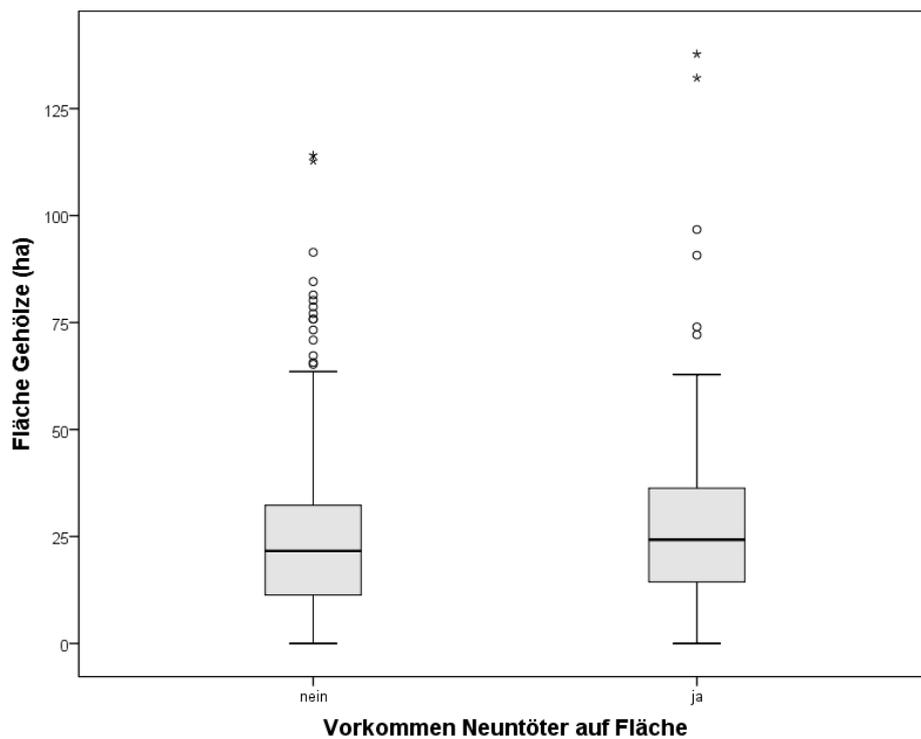


Abb. 45: Verteilung der Werte der Fläche der Gehölze auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

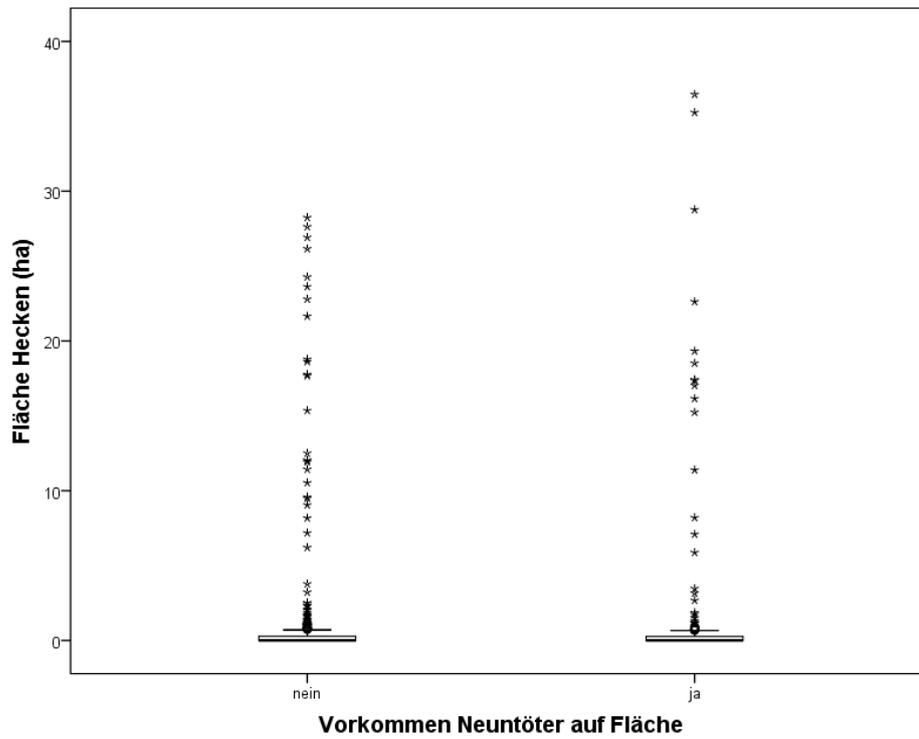


Abb. 46: Verteilung der Werte der Fläche der Hecken auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Neuntöters

Anhang 6: Grafiken zu den Zusammenhängen zwischen den Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen des Schwarzspechts

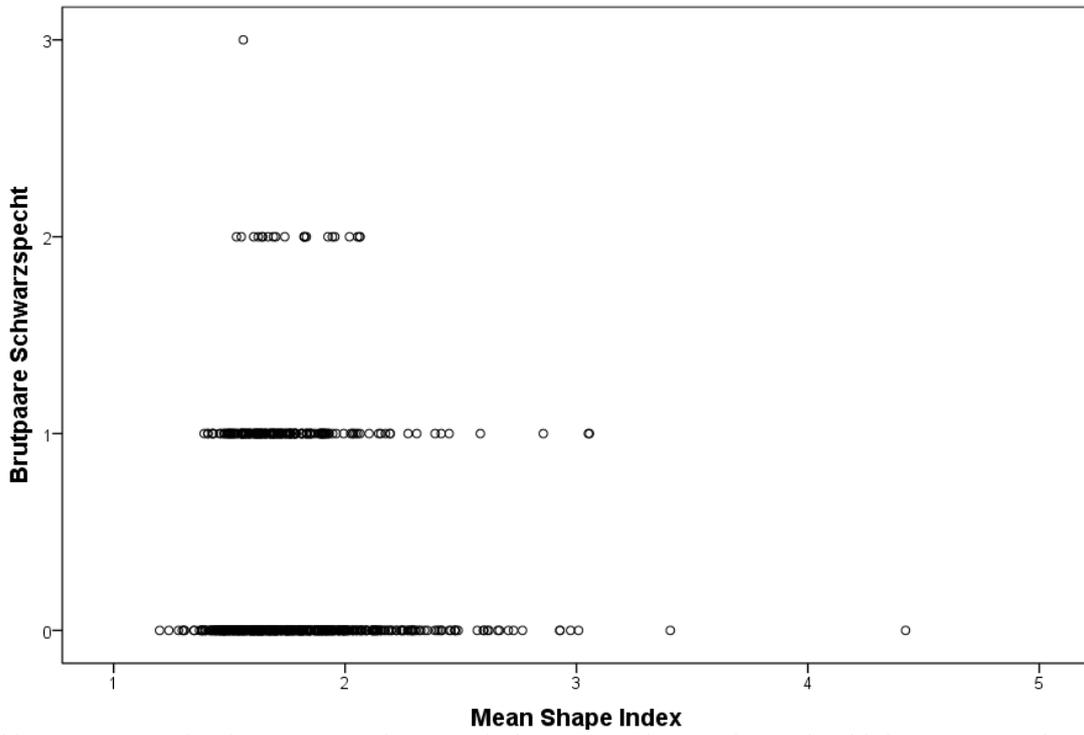


Abb. 47: Scatterplot des Zusammenhangs zwischen Mean Shape Index und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts

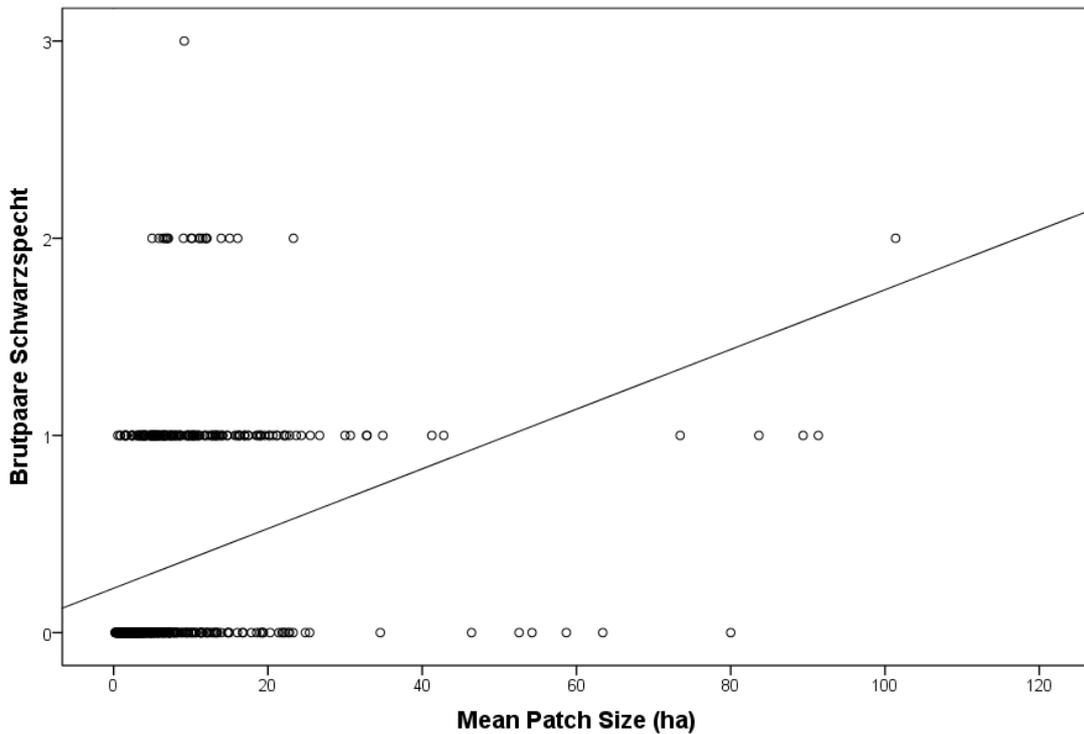


Abb. 48: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Mean Patch Size und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts

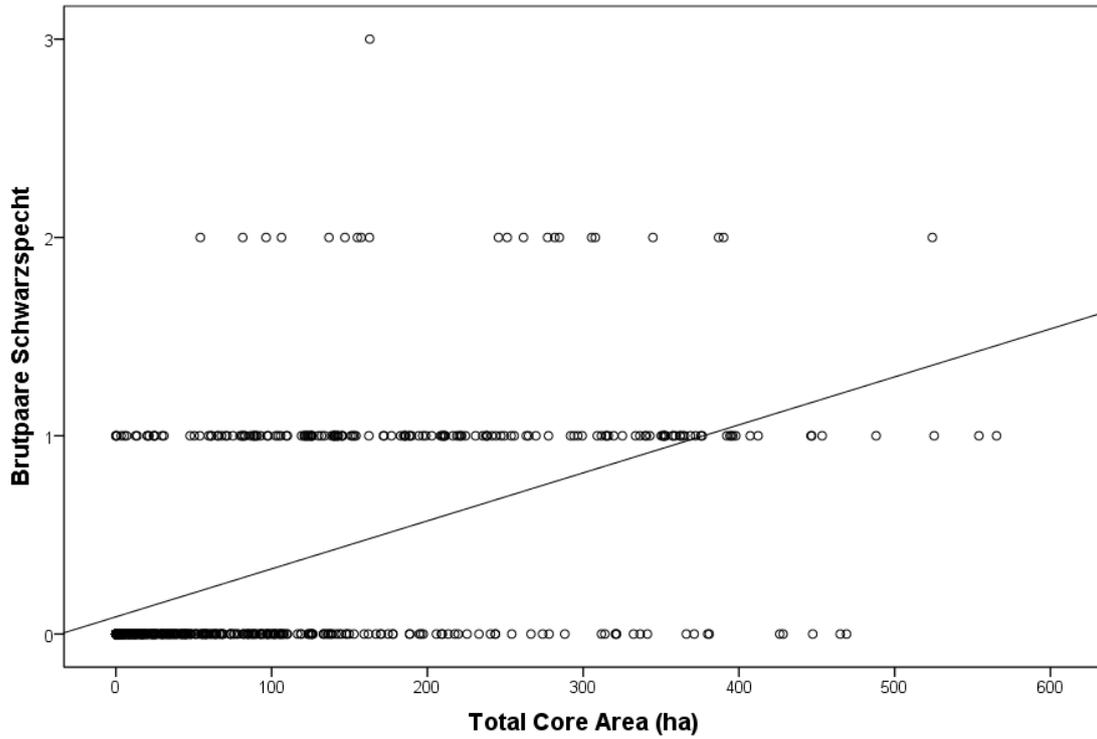


Abb. 49: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Total Core Area und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts

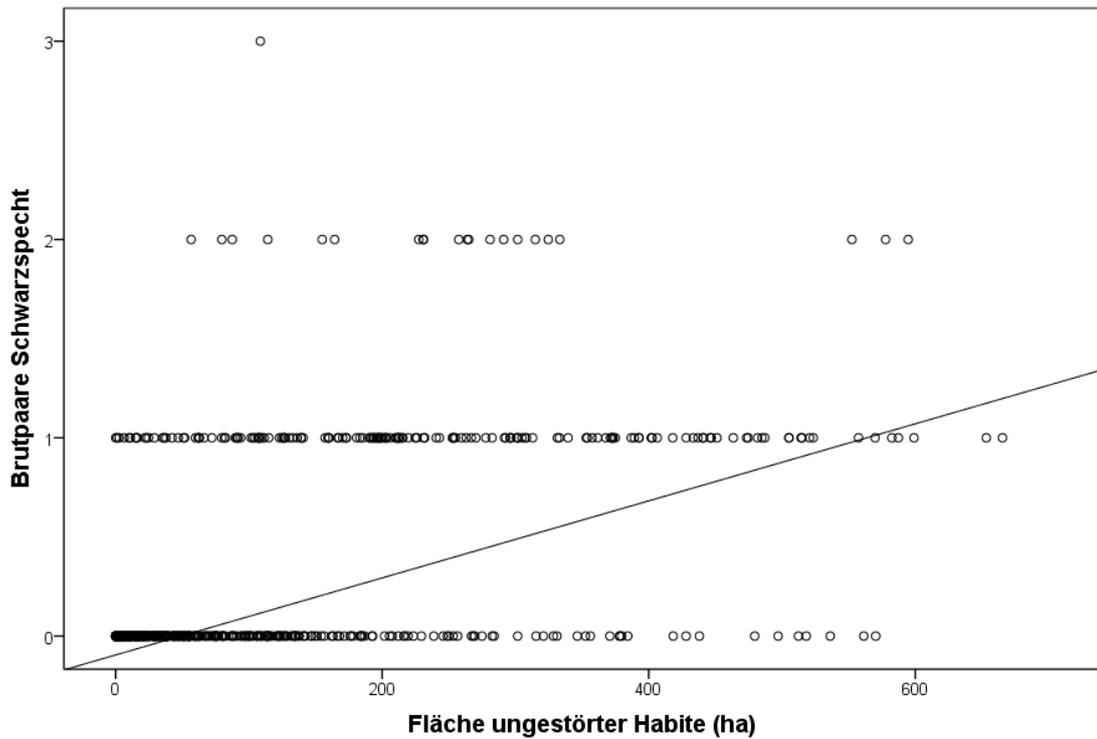


Abb. 50: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Fläche ungestörter Habitate und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts

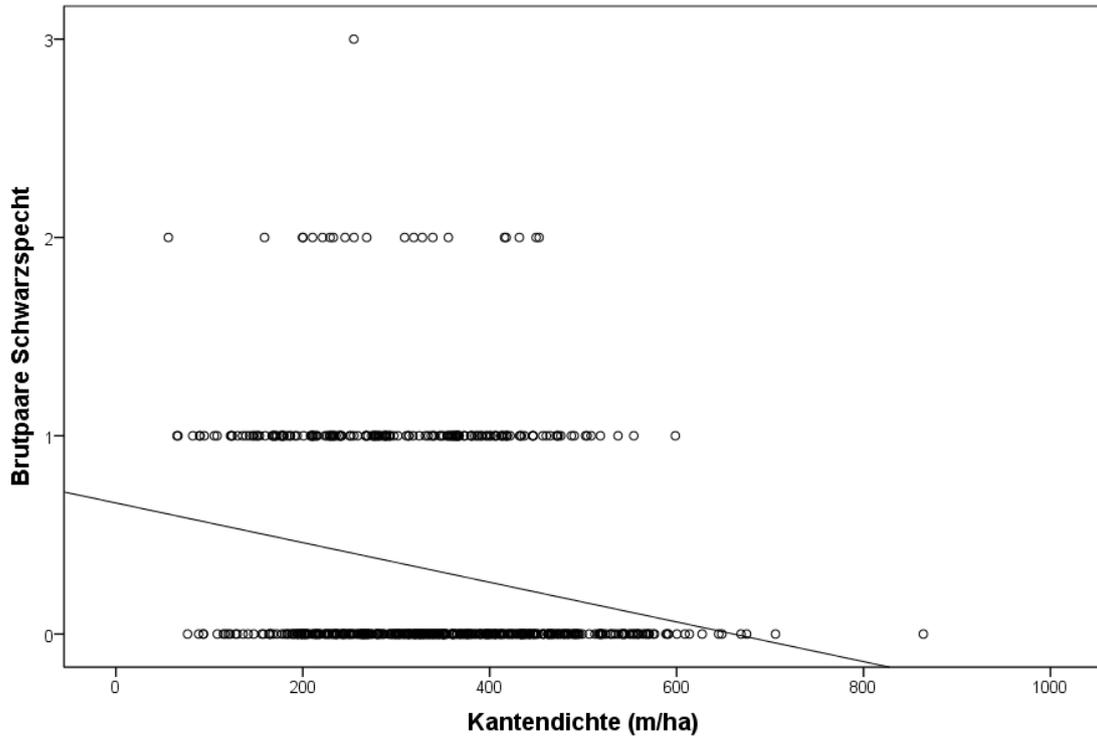


Abb. 51: Scatterplot mit Regressionsgerade zum Zusammenhang zwischen Kantendichte und Zahl der Brutpaare des Schwarzspechts

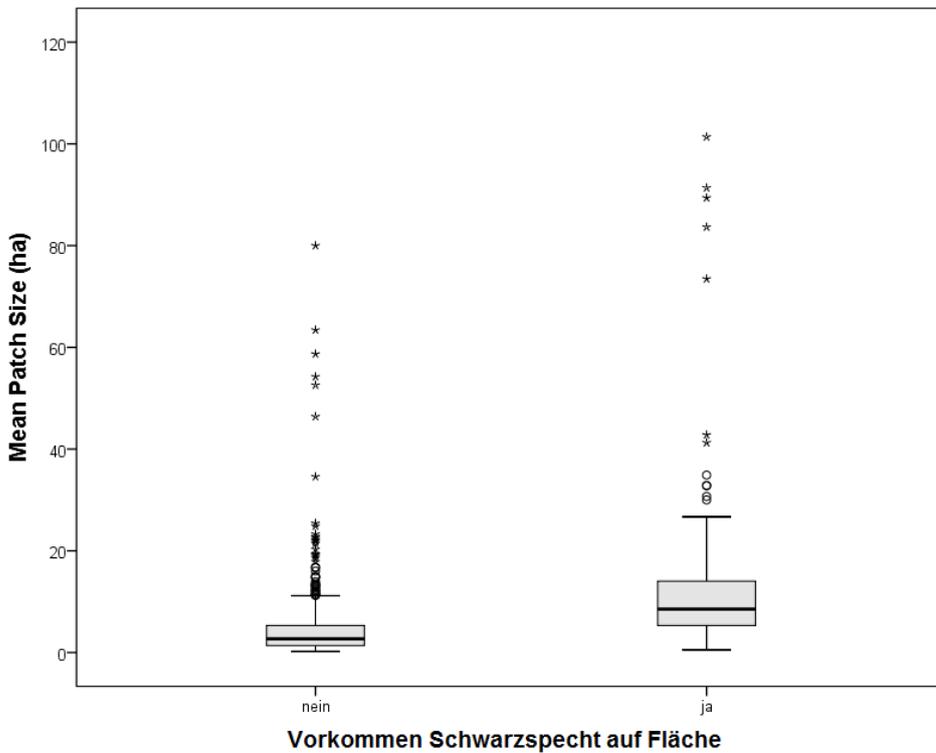


Abb. 52: Verteilung der Werte der Mean Patch Size auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts

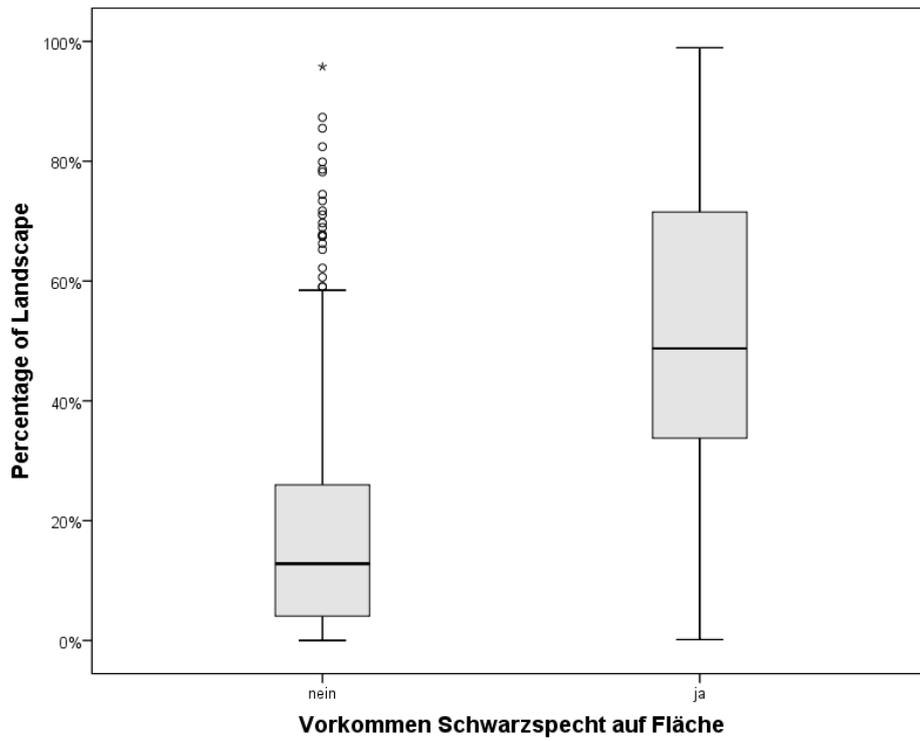


Abb. 53: Verteilung der Werte von PLand auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts

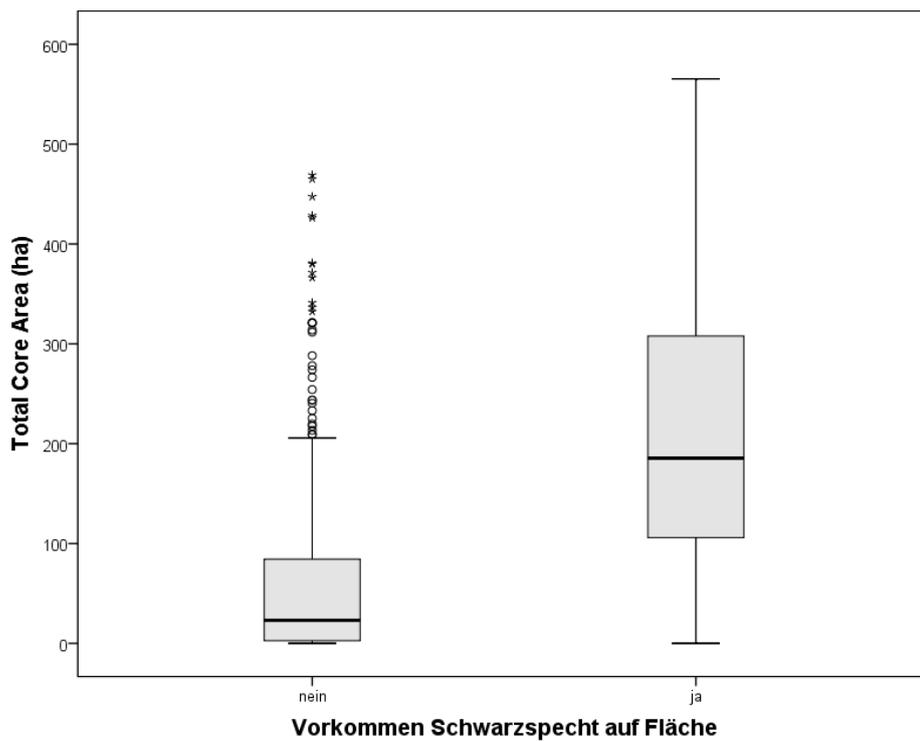


Abb. 54: Verteilung der Werte der Total Core Area auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts

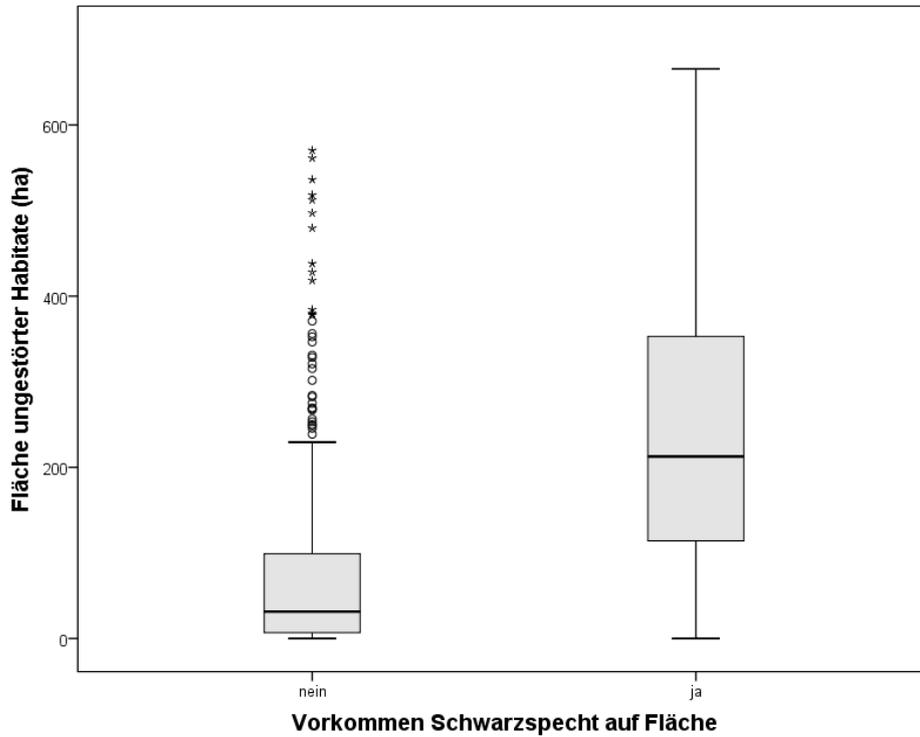


Abb. 55: Verteilung der Werte der Fläche ungestörter Habitate auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts

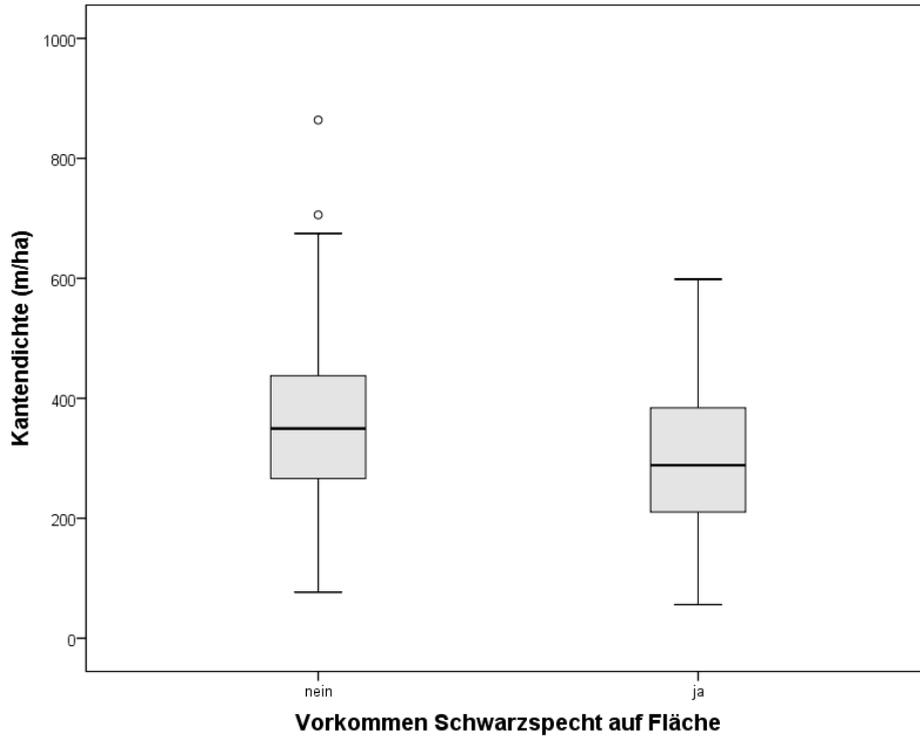


Abb. 56: Verteilung der Werte der Kantendichte auf Flächen mit und ohne Vorkommen des Schwarzspechts