

# **FAKULTÄT AGRARWISSENSCHAFTEN**

**(Dr. sc. agr.)**

Aus dem Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der  
Universität Hohenheim

Fachgebiet: Landschaftsökologie und Vegetationskunde

Prof. Dr. Klaus Schmieder

(Betreuer)

## **Fernerkundungsgestützte Analyse und Bewertung ökologischer Auswirkungen des Anbaus von Bioenergiepflanzen auf die Agro-Biodiversität anhand der Modellierung der Habitatansprüche der Feldlerche (*Alauda arvensis*)**

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors

der Agrarwissenschaften

vorgelegt

der Fakultät Agrarwissenschaften

von

Patric Schlager

aus Freiburg

2016

Die vorliegende Arbeit wurde am 3.3.2016 von der Fakultät  
Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als "Dissertation zur Erlangung  
des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften" angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 8.11.2016

Leiter/in der Prüfung: Prof. Dr. Jens Wünsche

Berichterstatter/in 1. Prüfer/in: Prof. Dr. Klaus Schmieder

Mitberichterstatter/in, 2. Prüfer/in: Prof. Dr. Volker Hochschild

weitere Berichter/in bzw. Prüfer/in: Prof. Dr. Stefan Böttinger

## Danksagung

Die Möglichkeit, vier Jahre intensiv eigenen Forschungsinteressen nachzugehen, habe ich als großen professionellen und persönlichen Gewinn erlebt. Das wissenschaftliche Umfeld, in dem ich forschen konnte, war von einer ausgewogenen Mischung aus Exploration und Ergebnisorientierung geprägt, was zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Meine Dissertation ist im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanzierten Forschungsprojektes „Erneuerbare Energie Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung“ (EE-Regionen) entstanden, für dessen Finanzierung ich dankbar bin. Mein Dank richtet sich im Besonderen an die Projektleiterin Dr. Chantal-Ruppert Winkel sowie an Dr. Astrid Aretz und Prof. Dr. Klaus Schmieder, ohne deren exzellente Vorarbeiten und Professionalität das Projekt nicht zustande gekommen und vor allem nicht so erfolgreich verlaufen wäre.

Das Projektteam des EE-Regionen-Projekts hat meine wissenschaftliche Arbeit durch Neugier, Offenheit und konstruktive Kritik bereichert; insbesondere das „über den Tellerrand“ der eigenen Fachdisziplin Blicken und die vernetzenden Fachdiskussionen waren sehr gewinnbringend, wofür ich mich an dieser Stelle sehr herzlich bei meinen Projektkollegen Järmo Stablo, Dr. Jürgen Hauber, Michael Kress, Steven Salecki, Timo Böther, Markus Trommler und Sophia Noz bedanken möchte. Mein Blick auf Fragen der Nachhaltigkeit, der Landnutzungspolitik und der Regionalentwicklung im Kontext der Energiewende sind dadurch nachhaltig geschärft worden und haben meine fachliche Entwicklung seither entscheidend geprägt.

Mit Prof. Dr. Klaus Schmieder stand mir ein fachlich exzellenter wie persönlich schätzenswerter Mentor zur Seite, der mich in allen Phasen, sowohl den mühsamen, als auch den beflügelnden, mit fachlicher Expertise, persönlichem Interesse und konstruktiver Kritik begleitet, ermutigt und unterstützt hat. Für diese weitsichtige Betreuung meiner Forschung bedanke ich mich herzlich.

Bedanken möchte ich mich auch bei Prof. Dr. Volker Hochschild, der mich vor allem in Fragen zur Fernerkundung fachlich geprägt hat. Vornehmlich die gemeinsame Forschung zur fernerkundlichen Erfassung von Habitaten hatte einen gewinnbringenden Einfluss auf meine Dissertation und hat dazu beigetragen, Expertise zum Einsatz von Fernerkundungsmethoden im Naturschutz- und Landnutzungsmanagement zu erwerben.

Mein Dank gilt auch den engagierten Menschen in Schwäbisch Hall, Lüchow-Dannenberg, Morbach und Wolpertshausen (den Partnerregionen des EE-Regionen-Projekts), die mit großer Professionalität und Begeisterung die Energiewende auf regionaler Ebene vorantreiben. Ihr fachlicher Input im Rahmen von gemeinsamen Fachveranstaltungen, Workshops und Tagungen haben

insbesondere die Erstellung des Bioenergieszenarios in der vorliegenden Arbeit beeinflusst und dazu beigetragen, dass die Ergebnisse der Dissertation in der Praxis anschlussfähig sind.

Das Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN Singen) hat durch die Bereitstellung der Vogeldaten meine Dissertation in dieser Form erst möglich gemacht, wofür ich mich herzlich bedanken möchte. Dieser Dank richtet sich besonders an Alfons Krismann, der bei ornithologischen und IT-Fachfragen stets ein kompetenter Ansprechpartner war.

Schließlich richtet sich mein Dank an meine Frau Sheila. Ihr scharfer Blick und kluger Rat haben mich als Wissenschaftler ebenso geprägt wie die Ausarbeitung der Dissertation selbst. Letztlich hat meine Frau jede Phase dieser Arbeit mitgetragen und mir „den Rücken frei gehalten“, wann immer es notwendig war. Dass die Arbeit nun, im Februar 2016, nahezu druckreif ist, verdanke ich ihrem professionellen Lektorat und guten Gespür für den textlichen und argumentativen Aufbau.

Patric Schlager

Yerevan, den 12. Februar 2016

# Inhaltsverzeichnis

<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>7</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS .....</b>	<b>12</b>
<b>ABKÜRZUNGEN .....</b>	<b>14</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>17</b>
<b>SUMMARY .....</b>	<b>20</b>
<b>1. EINLEITUNG .....</b>	<b>23</b>
1.1 DER ANBAU VON BIOENERGIEPFLANZEN UND DIE FOLGEN FÜR DIE AGRO-BIODIVERSITÄT .....	24
1.2 FRAGESTELLUNG.....	26
1.3 EINBETTUNG DER VORLIEGENDEN ARBEIT .....	28
1.4 AUFBAU DER ARBEIT .....	29
<b>2 STAND DER FORSCHUNG .....</b>	<b>33</b>
2.1 DER BIODIVERSITÄTSBEGRIFF.....	33
2.1.1 Biodiversitätsmonitoring in Deutschland .....	34
2.2 SITUATION DER FELDVÖGEL IN AGRARLANDSCHAFTEN.....	37
2.3 AUSWIRKUNGEN DER BIOMASSENUTZUNG AUF DIE FELDVÖGEL DER AGRARLANDSCHAFT.....	40
2.4 EINSATZ VON HABITATMODELLEN BEI DER UNTERSUCHUNG UND BEWERTUNG VON LEBENSÄUMEN DER FELDVÖGEL .....	44
2.5 ERFASSUNG VON HABITATEN MIT FERNERKUNDUNGSVERFAHREN .....	46
2.6 HABITATANSPRÜCHE DER FELDLERCHE ( <i>ALAUDA ARVENSIS</i> ).....	49
<b>3 MATERIAL UND METHODEN.....</b>	<b>51</b>
3.1 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	51
3.2 DARSTELLUNG DES <i>WORKFLOW</i> .....	51
3.3 DATENGRUNDLAGEN.....	53
3.3.1 Vogeldaten.....	53
3.3.2 GIS-Daten.....	56
3.3.3 Fernerkundungsdaten .....	56
3.4 HABITATMODELLIERUNG .....	59
3.4.1 Methoden der Habitatmodellierung.....	59
3.4.2 Die Poissonverteilung.....	62
3.4.3 Die negative Binomialverteilung .....	62
3.4.4 Beurteilung der Modellgüte.....	63
3.4.5 Habitatmodellierung der Feldlerche .....	65
3.5 LANDSCHAFTSANALYSE.....	66
3.5.1 Quantitative Analyse und Bewertung von Landschaften .....	66
3.5.2 Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen als Prädiktorvariablen für die Habitatmodellierung.....	68
3.6 FERNERKUNDUNGSANALYSE.....	73
3.6.1 Theoretische und methodische Grundlagen der Erzeugung von Orthophotos .....	73
3.6.2 Prozessierung der Orthophotos .....	76
3.6.3 Theoretische und methodische Grundlagen der objektbasierten Bildanalyse .....	80
3.6.4 Bildsegmentierung .....	81
3.6.5 Klassifikationsmethoden.....	83
3.6.6 Methoden der Fehlerbewertung.....	85
3.6.7 Objektbasierte Klassifikation der Landnutzung von Schwäbisch Hall .....	87
3.6.8 Analyse der Landschaftsstruktur von Schwäbisch Hall auf Grundlage der Landnutzungsklassifikation.....	100
3.7 FLÄCHENPOTENTIALE FÜR DIE BIOMASSENUTZUNG IN SCHWÄBISCH HALL.....	101
3.7.1 Flächenbedarf für Ernährung, Futtermittel und Energieproduktion.....	102

3.8	SCHÄTZUNG DER FELDLERCHENREVIERE IN SCHWÄBISCH HALL .....	103
3.9	ANALYSE DER REVIERVERTEILUNG IN DEN NATURRÄUMLICHEN HAUPT EINHEITEN SCHWÄBISCH HALLS .....	105
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE .....</b>	<b>106</b>
4.1	HABITATMODELLIERUNG .....	106
4.1.1	<i>Analyse der Prädiktorvariablen</i> .....	106
4.1.2	<i>Das Poissonmodell</i> .....	106
4.1.3	<i>Das negative Binomialmodell</i> .....	107
4.2	FERNERKUNDUNGSANALYSE.....	111
4.2.1	<i>Berechnung der Orthophotos</i> .....	111
4.2.2	<i>Segmentierung der Luftbilder</i> .....	112
4.2.3	<i>Klassifikation der Luftbilder</i> .....	117
4.2.4	<i>Fehlerbewertung der Klassifikation</i> .....	123
4.3	LANDSCHAFTSSTRUKTURANALYSE DER LANDNUTZUNGSKARTIERUNG VON 2011 .....	125
4.3.1	<i>Landschaftsstrukturanalyse auf Grundlage der Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls</i> .....	126
4.4	BIOENERGIEPOTENTIALE IN SCHWÄBISCH HALL .....	129
4.5	VORHERGESAGTE FELDLERCHENREVIERE UNTER ZUGRUNDELEGUNG DER LANDNUTZUNG VON 2011 .....	131
4.5.1	<i>Berechnung der Standardfehler für die Vorhersagen auf Grundlage der Landnutzung von 2011</i> .....	136
4.5.2	<i>Schätzung der Feldlerchenreviere für Schwäbisch Hall auf Grundlage der Landnutzung von 2011</i> .....	137
4.6	VORHERGESAGTE FELDLERCHENREVIERE BEI ERWEITERTEM ANBAU VON BIOENERGIEPFLANZEN ...	137
4.6.1	<i>Berechnung der Standardfehler für die Vorhersagen auf Grundlage des Biomassesszenarios</i> .....	140
4.6.2	<i>Schätzung der Feldlerchenreviere für Schwäbisch Hall auf Grundlage des Bioenergieszenarios</i> .....	141
4.7	SCHÄTZUNG DER REVIERABNAHME .....	141
4.8	GEGENÜBERSTELLUNG DER STANDARDFEHLER .....	141
4.9	VERTEILUNG DER FELDLERCHENREVIERE IN DEN NATURRÄUMLICHEN HAUPT EINHEITEN SCHWÄBISCH HALLS .....	142
4.10	FEHLERBEWERTUNG DER VORHERGESAGTEN FELDLERCHENREVIERE.....	144
<b>5</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>147</b>
5.1	HABITATMODELLIERUNG .....	148
5.2	FERNERKUNDUNGSANALYSE.....	158
5.3	SZENARIENBETRACHTUNG .....	168
<b>6</b>	<b>SCHLUSSFOLGERUNGEN .....</b>	<b>172</b>
	<b>LITERATUR.....</b>	<b>175</b>
	<b>ANHANG.....</b>	<b>192</b>
	ANHANG A: NUTZUNGSKÜRZEL DER KARTIERANLEITUNG ZUR ERHEBUNG DER VOGELDATEN (DIE NACHFOLGENDE TABELLE ZEIGT LEDIGLICH DIE IN ABB. 7 VORKOMMENDEN KÜRZEL). ....	192
	ANHANG B: KARTIERBLATT DER TRAININGSDATEN.....	193
	ANHANG C: PYTHONSCRIPT ZUM ZUSAMMENFÜGEN (APPEND) DER DATEN DES DIGITALEN LANDSCHAFTSMODELLS .....	194
	ANHANG D: <i>MEMBERSHIP FUNCTIONS</i> DER KLASSE „MAIS_HELL“ .....	195
	ANHANG E: <i>MEMBERSHIP FUNCTIONS</i> DER KLASSE „MAIS_MITTELEHLL“ .....	196
	ANHANG F: <i>MEMBERSHIP FUNCTIONS</i> ZUR KLASSIFIKATION VON GERSTENFLÄCHEN.....	197
	ANHANG G: <i>MEMBERSHIP FUNCTIONS</i> ZUR KLASSIFIKATION BEERNTETER WINTERGETREIDEFLÄCHEN.....	198

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	<i>Structural, functional and compositional diversity</i> nach NOSS 1990. ....	34
Abb. 2	Das Driving forces-Pressures-State-Impacts-Responses (DPSIR) Modell (GRID, abgerufen in 2016). ....	35
Abb. 3	Entwicklung typischer Vögel der Agrarlandschaft EU-weit (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, abgerufen in 2011). ....	39
Abb. 4	Entwicklung typischer Vögel der Agrarlandschaft in Zentral- und Osteuropa (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, abgerufen in 2011). ....	39
Abb. 5	Abstrahierte Darstellung des methodischen Vorgehens zur Bewertung der landschaftsstrukturellen Veränderungen durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall. ....	52
Abb. 6	Fünf aggregierte Straten auf Grundlage der Naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962). ....	54
Abb. 7	Beispielhafte Untersuchungsfläche mit Nutzungskartierung und der ID 1595. Die Nutzungstypenkürzel sind in Anhang A verzeichnet. ....	55
Abb. 8	Verteilung der Kacheln des DDA Monitorings im Untersuchungsgebiet. Für alle blauen Kacheln wurden im Rahmen dieser Arbeit Vorhersagen zu den Feldlerchenrevieren im Untersuchungsgebiet getroffen (siehe Kapitel 4.5). ....	56
Abb. 9	Die von TerraMessflug verwendete UltraCamXP von Vexcel (TERRAMESSFLUG, abgerufen in 2012). ....	57
Abb. 10	Prinzip der Gebietszonierung zur Aufnahme mehrerer Bildstreifen (TERRAMESSFLUG, abgerufen in 2012). ....	58
Abb. 11	Die vier standardmäßig verwendeten <i>link</i> -Funktionen Generalisierter Linearer Modelle (DORMANN et al. 2012). ....	61
Abb. 12	Verteilungsfunktion der Poissonverteilung (DORMANN 2013). ....	62
Abb. 13	Verteilungsfunktion der negativen Binomialverteilung (DORMANN 2013). ....	63
Abb. 14	Drei Ebenen der raumstrukturellen Analyse bei der Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen (LANG et al. 2007). ....	67
Abb. 15	Benutzeroberfläche von vLate 2.0 beta für ArcGIS 10. ....	68
Abb. 16	Formeln zur Berechnung der Shannon-Diversität, der Gleichverteilung und der Dominanz (LANG et al. 2007). ....	70
Abb. 17	Inputdaten zur Erzeugung von Orthophotos (ARONOFF et al. 2005). ....	73

Abb. 18	Darstellung der Zentralperspektive und der Parallelprojektion sowie des radialen Versatzes durch die Entfernung vom Projektionszentrum O in Abhängigkeit der Höhe der abgebildeten Objekte (ARONOFF et al. 2005).....	74
Abb. 19	Blockdatensatz in LPS, nachdem alle Luftbilder online sind und alle Parameter an die Software übergeben wurden. Die grünen und roten Spalten geben Auskunft über erfolgreich ausgeführte Schritte im Prozess der Generierung von Orthophotos.....	77
Abb. 20	Blockdatensatz in LPS nach Berechnung der Verknüpfungspunkte sowie der Berechnung der Orthophotos. ....	79
Abb. 21	Darstellung des Luftbildmosaiks. ....	80
Abb. 22	Konzept der <i>multiresolution segmentation</i> und der Objektrelationen (DEFINIENS 2007). ....	82
Abb. 23	Parameter, die die Ausbildung der Segmente einer <i>multiresolution segmentation</i> in eCognition 8.7 steuern (TRIMBLE 2011a). ....	83
Abb. 24	Beispiel einer <i>confusion / error matrix</i> (Campbell 2005). ....	86
Abb. 25	Landnutzung in Schwäbisch Hall nach ATKIS (links) und 1 km <sup>2</sup> große Landnutzungskachel zur Kartierung der Feldfrüchte und des Grünlands (rechts). ....	88
Abb. 26	Objekttyp 4101 Ackerland vor der Durchführung des <i>dissolve</i> -Befehls (links) und Objekttyp 4101 Ackerland nach der Durchführung des <i>dissolve</i> -Befehls (rechts). ....	89
Abb. 27	CIR Mosaik von Schwäbisch Hall nach Übernahme der thematischen GIS-Daten in eCognition 8.7 (gelb = Ackerland, grün = Grünland). ....	90
Abb. 28	Darstellung der <i>class hierarchy</i> (links: Zielklassen; rechts: Zielklassen mit den nachgeordneten Klassen). ....	91
Abb. 29	Signaturplot der drei Maisklassen mit unterschiedlicher phänologischer Entwicklung. ....	92
Abb. 30	Phänologisch spät entwickelte Maisfläche mit hohem Bodenanteil und einem mittleren Reflexionswert von => 235 im Infrarotkanal. ....	93
Abb. 31	Maisfläche mit lückiger Vegetationsdeckung. ....	93
Abb. 32	Klassenbeschreibung zur Klassifikation der Unterklasse „mais_hell“. ....	94
Abb. 33	Maisfläche mit bereits erkennbarer Vegetation. ....	95
Abb. 34	Klassenbeschreibung der Klasse „mais_mittelhell“. ....	95
Abb. 35	Beispielhafte Spektralsignaturen für Gersten- und abgeerntete Wintergetreideflächen. ....	96
Abb. 36	Beispiel für eine Gerstenfläche mit sichtbarem Bodenanteil. ....	97



Abb. 37	Klassenbeschreibung zur Klassifikation von Gerstenflächen.....	97
Abb. 38	Beerntete Wintergetreideflächen. ....	98
Abb. 39	<i>Class description</i> zur Klassifikation von geernteten Wintergetreideflächen. ....	98
Abb. 40	Darstellung von Segmenten mit einem <i>border index</i> > 3,5 (links als transparente Darstellung, rechts als farblich deckende Darstellung). Die <i>feature view</i> in eCognition erlaubt nicht die Darstellung von zwei Schwellenwerten, daher sind in der Darstellung teilweise auch Felder farblich eingefärbt, deren Entfernen in der Klassifikation jedoch durch den Größenschwellenwert verhindert wurde. ....	99
Abb. 41	Konzept zur Ermittlung von Potentialen erneuerbarer Energien nach KALTSCHMITT et al. (1997). ....	101
Abb. 42	Lage der Naturräumlichen Haupteinheiten und der Kacheln mit Reviervorhersagen. ....	105
Abb. 43	Darstellung der <i>pearson residuals</i> , <i>deviance residuals</i> und <i>studentised residuals</i> auf der <i>response</i> (oben) und <i>link</i> (unten) Skala. ....	108
Abb. 44	Grafische Darstellung des <i>predicted</i> negativen Binomialmodells auf der <i>response scale</i> mit Standardfehlern (95 % Konfidenzintervall). MPS_Plot = <i>mean patch size</i> . ....	109
Abb. 45	Negatives Binomialmodell nur mit dem Prädiktor Wintergetreide (blaue Linie). Die schwarzen Kreise zeigen den bei der Modellentwicklung verwendeten Datensatz.....	110
Abb. 46	Negatives Binomialmodell nur mit dem Prädiktor MPS (blaue Linie). Die schwarzen Kreise zeigen den bei der Modellentwicklung verwendeten Datensatz.....	110
Abb. 47	Oben: Grenzverlauf zweier Luftbilder nach dem Mosaikieren (schwer erkennbar in der Mitte des schwarzen Kastens). Unten: Vergrößerter Ausschnitt der Bildmitte. ....	111
Abb. 48	Leichter Versatz an den Bäumen entlang des Gewässers (vergrößerter Ausschnitt aus dem linken Bildteil der vorangegangenen Abbildung). ....	112
Abb. 49	Darstellung der Segmentierung auf <i>level 1</i> mit großräumiger Abgrenzung von Acker- und Grünlandbereichen. ....	113
Abb. 50	Darstellung der Segmentierung auf <i>level 2</i> mit Adressierung der <i>geons</i> . ....	114
Abb. 51	Detaillierte Darstellung des Segmentierungsergebnisses mit kleineren Segmentierungsfehlern (siehe Text; der Flächenausschnitt befindet sich westlich von Ilshofen). ....	115
Abb. 52	Detaillierte Darstellung der begradigten Segmentgrenzen. ....	116
Abb. 53	Geometrie der Untersuchungsfläche mit der ID 4147 (Geländekartierung der Vogeldaten von 2006) in Gelb und Geometrie der Segmentierung mit eCognition (2011) in schwarz.....	117
Abb. 54	<i>Ruleset</i> zur Klassifikation des Luftbildmosaik gegliedert in drei Bereiche: Segmentierung von <i>level 1</i> und Zuweisung thematischer Klassen anhand eines	

	Shapefiles (gelb hinterlegt), Segmentierung von <i>level 2</i> und Durchführung der Klassifikation (grün hinterlegt), Überführung in relevante Zielklassen und Bereinigung von Fehlern (blau hinterlegt).....	118
Abb. 55	Übersicht des Klassifikationsergebnisses mit hinterlegtem Luftbildmosaik. ....	120
Abb. 56	Darstellung der Überlagerung des Klassifikationsergebnisses mit den sechs Naturräumlichen Haupteinheiten, die Schwäbisch Hall überlagern. Die schwarzen Rechtecke zeigen die Flächenausschnitte der detaillierten Abbildungen (57, 58, 59) der Klassifikationsergebnisse. ....	121
Abb. 57	Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Hohenloher-Haller-Ebene. ....	121
Abb. 58	Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Schwäbisch-Fränkische Waldberge. ....	122
Abb. 59	Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Frankenhöhe. ....	123
Abb. 60	Verfügbare Flächenpotentiale für die Biomassenutzung in Schwäbisch Hall. ....	131
Abb. 61	Darstellung der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 für alle 1283 Kacheln mit 10 Klassen, Jenks als Brake-Methode. ....	132
Abb. 62	Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren auf Grundlage der Landnutzung von 2011. ....	133
Abb. 63	Kacheln, deren Anteil an Wintergetreide mehr als 58,8 ha aufweist.....	133
Abb. 64	Vorhergesagte Feldlerchenreviere unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die ein vergleichbares Wertespektrum der Prädiktorvariablen haben, wie sie bei der Berechnung des Modells zur Verfügung standen (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen, die Klasse „NA“ vergeben). ....	134
Abb. 65	Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren auf Grundlage der Landnutzung von 2011 unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die ein vergleichbares Wertespektrum der Prädiktorvariablen haben, wie sie bei der Berechnung des Modells zur Verfügung standen. ....	135
Abb. 66	Fehlerverteilung zu der Vorhersage der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 für alle 1283 Kacheln (95 % Konfidenzintervall).....	136
Abb. 67	Fehlerverteilung zur Vorhersage der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 lediglich für die Kacheln, deren Anteil an Wintergetreide unter 58,8 ha liegt (95 % Konfidenzintervall). ....	137
Abb. 68	Vorhergesagte Feldlerchenreviere auf Grundlage des Biomasseszenarios (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben). ....	138

Abb. 69	Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren für das Biomassesszenario unter Berücksichtigung aller 1283 Kacheln. ....	139
Abb. 70	Vorhergesagte Feldlerchenreviere unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die bei der Landnutzung von 2011 einen Wintergetreideanteil von unter 58,8 ha hatten (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben). ....	139
Abb. 71	Fehlerverteilung zu der Vorhersage des Feldlerchenvorkommens auf Grundlage des Biomassesszenarios (95 % Konfidenzintervall) (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen, die Klasse „NA“ vergeben). ....	140
Abb. 72	Fehlerverteilung zu der Vorhersage des Feldlerchenvorkommens auf Grundlage des Biomassesszenarios (95 % Konfidenzintervall) unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die bei der Landnutzung von 2011 einen Wintergetreideanteil von unter 58,8 ha hatten (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben). ....	141
Abb. 73	Räumliche Überschneidung der DDA-Vogelmonitoringfläche mit dem <i>grid</i> (schwarzer Pfeil) auf dessen Grundlage die Vorhersagen der Feldlerchenreviere getroffen wurden. ....	145
Abb. 74	Räumliche Überschneidung der zweiten DDA-Vogelmonitoringfläche mit dem <i>grid</i> (schwarzer Pfeil), auf dessen Grundlage die Vorhersagen der Feldlerchenreviere getroffen wurden. ....	146

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Indikatoren der „Nationalen Strategie zu biologischen Vielfalt“ (BMU 2007).....	36
Tab. 2	Auszug aus dem Kalibrierungsprotokoll der Kamera (eigene Darstellung; weitere Erläuterungen siehe 3.6.1). ....	58
Tab. 3	Prädiktorvariablen zur Untersuchung des Feldlerchenvorkommens. ....	72
Tab. 4	Pixelgröße unterschiedlicher Fernerkundungssensoren (multispektral: oben, panchromatisch: unten) (eigene Darstellung). ....	81
Tab. 5	Ergebnis des <i>summary outputs</i> für das Poissonmodell. ....	107
Tab. 6	Ergebnis des <i>summary outputs</i> für das negative Binomialmodell. ....	107
Tab. 7	Ergebnis der Berechnung einer ANOVA für die Prädiktorvariablen WGE und MPS_Plot. ....	108
Tab. 8	Übersicht zu den verwendeten Schwellenwerten der <i>membership functions</i> bei der Klassifikation (Abbildungen der <i>membership functions</i> finden sich in den Anhängen D-G).....	119
Tab. 9	Klassifikationsergebnis nach Klassen. ....	120
Tab. 10	Übersicht der Fehlerbewertung der Klassifikation. ....	124
Tab. 11	Gegenüberstellung der Agrarstatistik von 2010 und der Ergebnisse der Fernerkundungsanalyse sowie der möglichen Abweichungen aufgrund der gemittelten Fehler der <i>user's</i> und <i>producer's accuracy</i> . ....	125
Tab. 12	Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse der Landschaft in Schwäbisch Hall. ....	126
Tab. 13	Flächendeckung der Naturräumlichen Haupteinheiten mit dem Landkreis Schwäbisch Hall .....	126
Tab. 14	Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse in den Naturräumlichen Haupteinheiten, die sich großflächig mit dem Landkreis Schwäbisch Halls decken. ....	128
Tab. 15	Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse in den Naturräumlichen Haupteinheiten, die sich nur in geringem Umfang mit dem Landkreis Schwäbisch Hall decken. ....	129
Tab. 16	Futtermittelbedarf der Rinder in Schwäbisch Hall. ....	130
Tab. 17	Futtermittelbedarf der Mastschweine in Schwäbisch Hall. ....	130
Tab. 18	Futtermittelbedarf der Zuchtsauen in Schwäbsich Hall. ....	130
Tab. 19	Gegenüberstellung unterschiedlicher Verteilungsparameter zu den Feldlerchenrevieren der empirischen Geländedaten, der Vorhersagen für alle	

	Kacheln und der Vorhersagen der Kacheln mit einem kleineren Anteil an Wintergetreide als 58,8 ha. ....	135
Tab. 20	Gegenüberstellung wichtiger Verteilungsparameter der unterschiedlichen möglichen Fehlerverteilungen. ....	142
Tab. 21	Verteilung der Feldlerchenreviere in den Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls bei Betrachtung der Landnutzung von 2011 (linke Spalte zu den Revieren, der Mittleren Revieranzahl je Kachel und der Standardabweichung) und bei Betrachtung des Biomasseszenarios (rechte Spalte zu den Revieren, der Mittleren Revieranzahl je Kachel und der Standardabweichung). ....	144
Tab. 22	Reviere der DDA-Vogelmonitoringfläche, die für die Validierung verwendet wurde, von 2011-2014. ....	145
Tab. 23	Reviere der DDA-Vogelmonitoringfläche, die für die Validierung zur Extrapolation des Modells verwendet wurde, von 2011-2013. ....	146

## Abkürzungen

AIC	Akaike Information Criterion
ALM	Allgemeines Lineares Modell
ANCOVA	Analysis of Co-Variance
ANOVA	Analysis of Variance
AT	Aerial Triangulation
ATKIS	Amtlich Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
CBD	Convention on Biological Diversity
CCM	Corn-Cob-Mix
CIR	Color Infrared
CNL	Cognition Network Language
CNT	Cognition Network Technology
DDA	Dachverband Deutscher Avifaunisten
DPSIR	Driving Forces-Pressures-State-Impacts-Responses
EEA	European Environmental Agency
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EU	Europäische Union
EUNIS	European Nature Information System
FONA	Forschung für Nachhaltigkeit

GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GCP	Ground Control Points
GEOBIA	Geographic Object Based Image Analysis
GIS	Geographisches Informationssystem
GIZ	Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit
GLM	Generalized Linear Model
GPS	Global Positioning System
HSI	Hue, Saturation, Intensity
IBF	Integrierte Biodiversitätsflächen
IMU	Inertial Measurement Unit
KIS	Kernindikatorensystem Umwelt
KUP	Kurzumtriebsplantagen
LIDAR	Light Detection and Ranging
LIKI	Länderinitiative Kernindikatoren
LPS	Leica Photogrammetry Suite
LM	Lineares Modell
MAM	Minimum Adequate Model
ML	Maximum Likelihood
MPE	Mean Patch Edge
MPS	Mean Patch Size
NDVI	Normalized Differenced Vegetation Index
OBIA	Object Based Image Analysis

OLS	Ordinary Least Squares
PAN	Panchromatisch
PECBMS	Pan-European Common Bird Monitoring Scheme
PPA	Principal Point
RGB	Red, green, blue
SÖF	Sozial-ökologische Forschung
TE	Total Edge
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
TTA	Test and Training Area
UNEP	United Nations Environment Program



## Zusammenfassung

In Deutschland wurde die Energiewende von einem auf konventionellen Energieträgern beruhenden zu einem auf erneuerbaren Energiequellen basierenden System 2002 erstmalig politisch und rechtlich beschlossen. Dem politischen Beschluss des Bundes sind auf regionaler Ebene zahlreiche Gemeinden, Kommunen und Landkreise mit eigenen politischen Willensbekundungen und Beschlüssen gefolgt, den Energieverbrauch durch erneuerbare Energiequellen zu decken. Die Umsetzung geht unter anderem mit einer flächigen Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen einher, was zu einer kontroversen Diskussion um Nahrungsmittelsicherheit, Biodiversität und Landschaftsveränderungen geführt hat.

In der vorliegenden Arbeit wird vor diesem Hintergrund eine Einschätzung der zu erwartenden Veränderungen des Vorkommens der Feldlerche (*Alauda arvensis*) durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen im Landkreis Schwäbisch Hall erarbeitet. Die Feldlerche wurde aufgrund der guten Forschungslage zur Feldlerche, ihrer Gefährdung („Rote Liste der Brutvögel Deutschlands“) sowie ihrer Bedeutung als Indikatorart für offene Agrarlandschaften ausgewählt (Feldlerchen meiden vertikale Strukturen (Feldhecken, Waldränder etc.) in der Landschaft). Damit steht sie stellvertretend auch für andere Arten, die von Veränderungen offener Agrarlandschaften durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen betroffen sind.

Die Arbeit basiert auf der Entwicklung eines Generalisierten Linearen Modells anhand eines stratifizierten Vogelmonitorings von Baden-Württemberg, das zur Entwicklung eines Artenvielfaltsindikators der Agrarlandschaft in einem Forschungsprojekt des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) entwickelt wurde. Aus dem Vogelmonitoring wurden die Daten des Stratum ausgewählt, indem der Landkreis Schwäbisch Hall liegt und für die Erstellung des Habitatmodells der Feldlerche verwendet.

Um zu einer Einschätzung der zu erwartenden Veränderungen der Feldlerchenbestände bei einem ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen zu kommen, wurde die Landnutzung in Schwäbisch Hall im Jahr 2011 mit einer flugzeuggestützten Fernerkundungsmethode kartiert. Aus den daraus entstandenen Bilddaten wurden Orthophotos erstellt, die die Grundlage für eine objektorientierte Bildanalyse der agrarischen Landnutzung in Schwäbisch Hall darstellten.

Mittels des Habitatmodells wurden die Feldlerchenreviere in Schwäbisch Hall auf der Grundlage der Landnutzungskartierung für 1 km<sup>2</sup> große Kacheln vorhergesagt.

Um zu einer Einschätzung der zu erwartenden Veränderungen der Feldlerchenreviere bei einer Ausweitung des Biomasseanbaus zu kommen wurde ein Biomassescenario unter Beachtung der Guten

Fachlichen Praxis (§ 17 BBodSchG) sowie der regionalen Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln erstellt. Anschließend wurden die Feldlerchenreviere für das Szenario mittels des Habitatmodells auf 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln vorhergesagt.

Das beste Habitatmodell konnte mit einem Generalisierten Linearen Modell und der Annahme einer negativen Binomialverteilung erstellt werden und resultierte in einem *minimum adequate model* mit den Prädiktoren Flächenanteil an Wintergetreide und mittlere Flächengröße je Untersuchungsplot. Die Modellgüte wurde anhand der Parameter der Modellausgabe (Signifikanzen der Prädiktoren, ANOVA, erklärte Varianz, Theta, Residuen, AIC) sowie mit einem Vergleich unabhängiger Geländedaten beurteilt. Da vergleichbare Geländedaten nur für eine Kachel vorlagen, handelt es sich bei diesem Vergleich lediglich um eine Einschätzung der Modellgüte. Der Vergleich der unabhängigen Kachel und der Kachel mit den Vorhersagen mittels des Modells resultierte in einer Genauigkeit von 92,21%.

Die Fernerkundungsanalyse resultierte in den fünf Klassen Wintergetreide (33985,78 ha), Mais (9621,36 ha), Raps (2952,36 ha), unbekannte Ackerkulturen (7244,18 ha) und Grünland (30720,88 ha). Wobei die Klasse Grünland nicht mit Fernerkundungsmethoden abgeleitet wurde sondern aus dem Digitalen Landschaftsmodell übernommen wurde. Das *accuracy assessment* ergab eine *overall accuracy* von 89,16% und eine Kappa-Statistik von 0,78.

Die Abschätzung der Feldlerchenreviere für die fernerkundlich erfasste Landnutzung in 2011 ergab 46269 Reviere, was einer mittleren Revierdichte von 8,4 Revieren je 10 ha entspricht, wenn lediglich die Ackerfläche berücksichtigt wird und 5,4 Revieren je 10 ha wenn Acker- und Grünland berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Szenarienbetrachtung wurde von einer dreigliedrigen Fruchtfolge (Mais, Raps, Wintergetreide) und einem durchschnittlichen Flächenbedarf für die Ernährungssicherung von 0,17 ha je Einwohner ausgegangen. Zusätzlich wurden die benötigten Flächen für die Produktion von Futtermitteln ermittelt und mit den Flächen für den Ernährungsbedarf verrechnet, da in Schwäbisch Hall viele Viehzuchtbetriebe angesiedelt sind und keine Flächen als potentielle Bioenergieflächen ausgewiesen werden sollten, die für den Futtermittelanbau benötigt werden.

Unter Berücksichtigung der beschriebenen Annahmen verfügt Schwäbisch Hall über ein Biomassepotential von 5955 ha für den Maisanbau und 15033 ha für den Rapsanbau.

Die Ergebnisse der Szenarienbetrachtung wurden nach einem randomisierten Verfahren auf die fernerkundlich gestützte Landnutzungskartierung verteilt. Dadurch war es möglich mittels des Habitatmodells die Feldlerchenreviere für die Szenarienbetrachtung zu schätzen.

Für das Biomass Szenario wurden 36472 Feldlerchenreviere geschätzt. Dies entspricht einer mittleren Revierdichte von 6,8 Revieren je 10 ha, wenn lediglich die Ackerfläche berücksichtigt wird und 4,3 Revieren je 10 ha, wenn Acker- und Grünland berücksichtigt werden. Dadurch ergibt sich eine absolute Revierabnahme von 8797 bzw. von 19,43 %.

Neben der Betrachtung der Gesamtlandschaft wurden zusätzlich die Landschaftsstruktur und die Revierverteilung in den sechs Naturräumlichen Haupteinheiten, die sich mit dem Landkreis Schwäbisch Hall decken, ermittelt. Dabei zeigte sich, dass Schwäbisch Hall in einen ackerbaulich dominierten nordwestlichen Teil mit hohen absoluten und mittleren Revierzahlen und einen stärker Grünland- und Waldgeprägten südöstlichen Teil mit geringeren absoluten und mittleren Revierzahlen gegliedert werden kann. Die relative Abnahme der Revierzahlen zwischen den beiden Landnutzungsvarianten in den Naturräumlichen Haupteinheiten liegt in dem nordwestlichen Teil bei ca. 22 % und im südöstlichen Teil bei ca. 11-15 %.

Die Abschätzung der Revierveränderungen bei einer Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen hat gezeigt, dass zukünftig mit einer weiteren Verschlechterung der Situation von Brutvögeln der offenen Agrarlandschaft gerechnet werden kann. Die Veränderungen gegenüber dem IST-Zustand liegen dabei bei ca. 20%. Es ist allerdings davon auszugehen, dass auch der IST-Zustand bereits einen „degradierten“ Zustand in Bezug auf die Revierausstattung der offenen Agrarlandschaft darstellt, wenn man die Ergebnisse des Indikatorenberichts zum Biodiversitätsmonitoring (BMU 2010) und die Monitoringergebnisse des *European Bird Census Council* beachtet.

## Summary

For the first time in 2002, the transformation of the conventional energy system into a system based on renewable energies was politically and legally decided in Germany. On the regional level numerous communities and municipalities followed this decision by voicing their own political resolutions, addressing the coverage of energy consumption with renewable energies. Their implementation is accompanied by a spatial expansion of bioenergy crops which lead to a controversial discussion about food safety, biodiversity and landscape change.

Framed by the above mentioned discussion, this study assesses potential changes of skylark (*Alauda arvensis*) occurrence caused by a spatial expansion of bioenergy crops in the municipality of Schwäbisch Hall, Germany. The skylark was selected due to the comprehensive state of research about skylarks, their endangerment (“Red list of German breeding birds”), and the status as umbrella species for open agricultural landscapes (skylarks typically avoid vertical structures like hedges or edges of forests). The latter emphasizes their role as representatives for other species which are potentially affected by an expansion of bioenergy crops.

This study is based on a stratified bird monitoring scheme of Baden-Württemberg, which was developed during a project that aimed to set up an indicator for species richness and was financed by the *Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz* (BMELV). From the bird monitoring scheme, the stratum, which covers the municipality of Schwäbisch Hall, was extracted and served as a base for the development of a Generalized Linear Habitat Model of the skylark.

In order to assess potential habitat changes caused by an expansion of bioenergy crops, Schwäbisch Hall was mapped with an airborne remote sensing technology in 2011. The resulting aerial images were transformed into orthophotos and later classified (focusing on agricultural areas) with an object oriented image analysis approach.

Based on the outcomes of the habitat association model and the land use classification, skylark territories were predicted for 1 km<sup>2</sup> plots covering Schwäbisch Hall.

For an in-depth understanding of ecological impacts from expanded bioenergy cropping, a bioenergy scenario was developed considering § 17 BBodSchG (national soil protection act) and regional food security. Based on the scenario, skylark territories were predicted for 1 km<sup>2</sup> plots covering Schwäbisch Hall.

The most reasonable habitat association model resulted in a negative binomial Generalized Linear Model with the predictors winter sown crops and mean patch size per plot. Model performance was assessed by Wald z-statistics with p-values, ANOVA, explained variance, theta, residuals, AIC, and

independent field data. Field data was only available for one plot. Therefore, the field data only indicate model performance. The comparison of the model predictions with the field data resulted in an accuracy of 92.21%.

The land use classification resulted in the following five classes: 1. winter sown crops (33985.78 ha), 2. maize (9621.36 ha), rapeseed (2952.36 ha), unidentified crops (7244.18 ha), and grassland (30720.88 ha). Grasslands were not mapped by remote sensing techniques, but taken from a digital landscape model. Accuracy assessment showed an overall accuracy of 89.16 % and 0.78 kappa statistics.

Prediction of skylark territories based on the land use classification of 2011 resulted in 46269 territories, or a mean density of 8.4 territories per 10 ha on agricultural areas and 5.4 territories per 10 ha on agricultural and grassland combined areas.

The scenario assumed a three partite crop rotation (maize, rapeseed, winter sown crops) and a mean value of 0.17 ha per inhabitant for food security. Areas for fodder production were considered in course of the calculation of food security because Schwäbisch Hall is characterized by many livestock farms, which made it necessary to avoid conflicts between potential bioenergy sites and areas for fodder production.

Considering the above mentioned assumptions, Schwäbisch Hall has a bioenergy potential of 5955 ha for maize and 15033 ha for rapeseed cropping.

The results of the bioenergy scenario were randomly distributed to the land use polygons which resulted from the remote sensing analysis. With that, prediction of skylark territories based on the bioenergy scenario was feasible.

Skylark territories for the bioenergy scenario resulted in 36472 territories, or a mean value of 6.8 territories per 10 ha on agricultural areas and 4.3 territories per 10 ha on agricultural and grassland combined areas. Considering both land use options, skylark territories declined by 8797 in total numbers or by 19.43 % in relative numbers.

In addition to the land use options described above, landscape structure and territory distribution were analyzed based on six landscape units (*Naturräumliche Haupteinheiten*) covering the municipality of Schwäbisch Hall. The analysis revealed an agriculturally dominated northwestern part, with high numbers and mean values of skylark territories, and a grassland/forest dominated southeastern part, with lower numbers and mean values of skylark territories. The relative decline of these territories between the two land use options within the landscape units resulted approximately in 22 % in the northwestern and approximately 11-15 % in the southeastern part.

The results indicate that an expansion of bioenergy crops will have negative effects on breeding birds in open agricultural landscapes which already suffer from degraded habitat conditions. Based on the assumptions of this study, skylark territories will decline by approximately 20 % in comparison to 2011. Yet, considering the results of the indicator report of the German National Strategy on Biodiversity (BMU 2010) and the *European Bird Census Council* the baseline of 2011 already represents a degraded situation in terms of habitat quality for agricultural breeding birds.

## 1. Einleitung

Die vorliegende Arbeit untersucht die Auswirkungen eines ausgeweiteten Anbaus von Bioenergiepflanzen auf die Agro-Biodiversität im Landkreis Schwäbisch Hall. Sie stützt sich dabei auf die Ableitung eines empirischen Habitatmodells für die Feldlerche (*Alauda arvensis*), die als Indikatorart stellvertretend Habitatveränderungen offener Agrarlandschaften anzeigt. Die Arbeit ist damit im Kontext der Energiewende in Deutschland angesiedelt und geht der Frage nach, welche Veränderungen für die Biodiversität durch die Umsetzung politischer Strategien im Rahmen der Energiewende auf regionaler Ebene erwartet werden können.

In Deutschland wurde die Energiewende von einem auf konventionellen Energieträgern (Kohle, Atomstrom, Gas) beruhenden zu einem auf erneuerbaren Energiequellen basierenden System 2002 erstmalig politisch und rechtlich beschlossen. Flankiert wurde dieser Beschluss von der Novellierung des Erneuerbaren Energien Gesetzes (EEG) in 2004, das für Investitionen in erneuerbare Energiequellen durch eine erhöhte finanzielle Vergütung des produzierten Stroms und der Wärme Anreize setzt.

Dem politischen Beschluss des Bundes sind auf regionaler Ebene zahlreiche Gemeinden, Kommunen und Landkreise mit eigenen politischen Willensbekundungen und Beschlüssen gefolgt, den Energieverbrauch durch erneuerbare Energiequellen zu decken. Auf der Website <http://www.100-ee.de/> kann verfolgt werden, wie die Entwicklung in Deutschland seither verlaufen ist und welche Kommunen und Landkreise mit der Umsetzung bereits fortgeschritten sind.

Mit der Umsetzung der politischen Beschlüsse ist auf regionaler Ebene zu beobachten, dass ein Bemühen besteht, die Energieversorgung dezentral aufzubauen, die Bürger bei der Energieerzeugung einzubinden und (regionale) Wertschöpfung zu generieren. Dadurch stellt sich vor Ort die Frage nach den geeignetsten Standorten und den natürlichen Potentialen. Diese müssen einerseits nachhaltig erschlossen werden (Baden-Württemberg verfolgt beispielsweise mit der in 2013 verabschiedeten Naturschutzstrategie das Ziel den Artenrückgang bis 2020 zu stoppen) und andererseits den politischen Zielsetzungen in Bezug auf den Ausbau der erneuerbaren Energien Rechnung tragen. Außerdem wird die Frage aufgeworfen, ob die ambitionierten Zielsetzungen auf Bundes- und EU-Ebene überhaupt nachhaltig erreicht werden können. Ein besonderes Konfliktpotential bergen in diesem Zusammenhang der Anbau und die Nutzung von Biomasse.

Biomasse nimmt unter den erneuerbaren Energieträgern eine besondere Stellung ein, die sich einerseits durch die vielfältigen Rohstoffquellen der Biomasse (Holz, Ackerkulturen, Grünschnitt, Reststoffe etc.) und andererseits durch die Einsatzmöglichkeiten der Biomasse zur Strom-, Wärme- und Kraftstofferzeugung begründet. Darüber hinaus bietet die Biomasse den Vorteil, dass die aus ihr

erzeugte Energie potentiell gespeichert werden kann, z. B. in Form des aus Biomasse erzeugten Methans – ein Vorteil im Stromnetz gegenüber den bislang kaum speicherbaren erneuerbaren Energien Wind und Solar. Hinzu kommt der hohe Anteil, den die Biomasse bereits zur Energieerzeugung aus erneuerbaren Energien beiträgt. Nach Einschätzung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit lag der Anteil der Energieerzeugung aus erneuerbaren Energien deutschlandweit 2013 bei 12,7 %. Davon entfielen 7,9 % auf die Erzeugung aus Biomasse. Bis 2020 soll der Anteil der Biomasse am Primärenergieverbrauch auf 11 % ansteigen. 2004 lag er noch bei 4,9 % (BMU, abgerufen in 2012).

Den positiven Eigenschaften und Nutzungsmöglichkeiten der Biomasse stehen Konfliktpotentiale gegenüber, die sich aus der Konkurrenz um die Anbaufläche mit anderen Landnutzungsformen ergeben. Dazu zählen die Nahrungsmittelversorgung, der Naturschutz und der Klimaschutz. Dementsprechend finden Diskussionen zu Fragen der Nachhaltigkeit (z. B. Regenwaldrodung für Palmölplantagen) und der Verteilungsgerechtigkeit (z. B. Tank-Teller-Diskussion) statt. Die „Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina“ hat sich in diesem Zusammenhang 2012 so positioniert, dass Deutschland keinen weiteren Anbau der Bioenergie anstreben sollte und sich stattdessen auf Wind- und Sonnenenergie fokussieren sollte, welche eine höhere Effizienz und eine geringere Umweltbelastung aufweisen (LEOPOLDINA 2012).

Während sich die angesprochenen Diskussionen um Fragen der Verteilungsgerechtigkeit zwischen Industrienationen und Entwicklungsländern im weitesten Sinne drehen und vor dem Hintergrund endlicher landwirtschaftlicher Flächen, einer steigenden Weltbevölkerung, eines steigenden Energieverbrauchs und stagnierender Erträge auf landwirtschaftlichen Nutzflächen zu beurteilen sind, kann in Deutschland eine kontroverse öffentliche und wissenschaftliche Diskussion um die im nationalen Rahmen erzeugte Biomasse beobachtet werden. Im Mittelpunkt dieser Diskussion steht die Erzeugung von Bioenergiepflanzen auf landwirtschaftlichen Flächen (Acker und Grünland).

## 1.1 Der Anbau von Bioenergiepflanzen und die Folgen für die Agro-Biodiversität

Die Novellierung des EEG in 2004 hat in Deutschland zu einem Boom der Biomasseerzeugung auf landwirtschaftlichen Flächen geführt. Seit 2005 kam es zu einer Zunahme von rund 900 000 ha Ackerfläche, die mit Biomassekulturen bewirtschaftet werden, auf zwischenzeitlich ca. 2,5 Mio. ha (FNR, abgerufen in 2016). Die wichtigsten Biomassekulturen stellen Raps und Mais. Im Zusammenhang mit dieser Ausweitung der Flächen zur Energieproduktion kann auch ein Trend zur Verknappung und Intensivierung landwirtschaftlicher Fläche beobachtet werden, der regional sehr unterschiedlich ausfällt.



Dies lässt sich beispielsweise an der Rücknahme der Flächenstilllegung durch die EU 2009 verdeutlichen. Die Flächenstilllegungsprämie wurde von der EU als marktpolitisches Instrument eingeführt, um Überkapazitäten der Nahrungsmittelproduktion abzubauen. Als in den Jahren 2007 und 2008 die Nahrungsmittelpreise weltweit explodierten, was zu einer Nahrungsmittelkrise (LIESE 2009) führte, reagierte die EU 2009 mit der Abschaffung der Prämie, um ungenutzte Flächen wieder in die Produktionskette zu integrieren. Ein Nebeneffekt dieser Entscheidung war, dass die für viele Arten der Agrarlandschaft besonders wertvollen Brachflächen durch intensive Produktionsflächen ersetzt wurden (STUBBE 2005, DZIEWIATY et al. 2007, WRETENBERG et al. 2007).

In Regionen mit hoher Biogasanlagendichte und Viehwirtschaft lassen sich Intensivierungseffekte an der hohen Konzentration von Mais (teilweise über 50 % Anteil an der Ackerfläche) beobachten (NML / NMU 2010, DEUTSCHES MAISKOMITEE 2010). Ein Begleiteffekt dieser Entwicklung ist der Anstieg von Pachtpreisen für Ackerflächen (THEUVSEN et al. ohne Jahresangabe). Im Wettbewerb um Flächen sind Biogasanlagenbetreiber aufgrund der doppelten Vergütung aus den Geldern der ersten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und aus der Vergütung für nachwachsende Rohstoffe des EEGs sehr gut aufgestellt. Im Umkehrschluss geraten ökologisch wirtschaftende Betriebe unter Druck, was bei Aufgabe der Bewirtschaftungsform zu einem Verschwinden wertvoller Lebensräume führt (vgl. zur Bedeutung ökologische bewirtschafteter Flächen z.B. BRUST et al. 2011).

Beim Grünland lässt sich auf regionaler Ebene ein heterogenes Bild der Flächennutzung und -knappheit zeichnen. Einerseits gibt es zahlreiche Regionen, die von der Aufgabe von Milchviehbetrieben betroffen sind; beispielsweise wird in Bayern und Baden-Württemberg mit einem Freisetzen von Grünland von ca. 20 % gerechnet (THUMM 2011). Andererseits wird Grünland in großem Stil für die Bioenergienutzung intensiviert und umgebrochen (THUMM 2011, SUDFELDT et al. 2007). In manchen Bundesländern hat diese Praxis bereits zu einem Umbruchverbot von Grünlandstandorten geführt (LWK, abgerufen in 2013).

Mit Blick auf nationale und EU-weite Biodiversitätsmonitoringansätze sowie auf die Forschungslage zu Indikatorarten der Agrarlandschaft kann als gesichert gelten, dass landwirtschaftliche Intensivierung mit einem Verlust von Lebensräumen und einem Rückgang charakteristischer Arten der Agrarlandschaft einhergeht (s.u.). Wie diese allerdings regional ausfällt, lässt sich bislang nur vereinzelt beantworten, so dass Schutzbemühungen lediglich im Rahmen klassischer naturschutzfachlicher Ansätze, wie z. B. Agrarumweltmaßnahmen, durchgeführt werden können. Eine quantifizierbare Einschätzung der Intensivierungsfolgen für die Agro-Biodiversität birgt hingegen das Potential einer plausiblen (weil belastbaren) Integration von Maßnahmen und Grenzen des Anbaus von Bioenergiepflanzen in politische Strategien auf regionaler Ebene.

## 1.2 Fragestellung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsprojektes „Erneuerbare Energie Regionen: Sozialökologie der Selbstversorgung. Erfolgsbedingungen und Diffusion von Konzepten zur vollständigen Energieversorgung von Kommunen und Regionen auf der Basis erneuerbarer Energien – Schwerpunkt Bioenergie“ ([www.ee-regionen.de](http://www.ee-regionen.de)) an der Universität Hohenheim am Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie. Wissenschaftliche Partner des Projektes waren das Zentrum für Erneuerbare Energien der Universität Freiburg (Projektleitung) und Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung in Berlin und Heidelberg. Das Forschungsprojekt ist in das am BMBF angelegte Rahmenprogramm „Forschung für Nachhaltigkeit“ (FONA) sowie den Förderschwerpunkt „Sozial-ökologische Forschung“ eingebettet. Ziel dieses Förderschwerpunktes ist eine akteurs- und problemorientierte Forschung zu Nachhaltigkeitsproblemen an der Schnittstelle von Gesellschaft und Natur.

Im Rahmen des Projektes „Erneuerbare Energie Regionen“ wurden Fragen zur Transformation des Energiesystems auf regionaler Ebene bearbeitet. Dabei arbeitete das Projektteam mit einem inter- und transdisziplinären Forschungszugang zu sozial- und naturwissenschaftlichen Aspekten der Energiewende. Dazu zählen Bürgerbeteiligung, Akteursnetzwerke, regionale Wertschöpfung und Wertschöpfungsketten, technische Systeme zur Bioenergiegewinnung, Energieeffizienz und -suffizienz und Biodiversität (RUPPERT-WINKEL et al. 2013). Partnerregionen des Projektes sind die Landkreise Schwäbisch Hall und Lüchow-Dannenberg sowie die Kommunen Morbach und Wolpertshausen. Die Partnerregionen des Projekts zeichnen sich dadurch aus, dass es auf politischer Ebene einen Konsens zur Transformation des Energiesystems in der Partnerregion gibt und dass die Umstellung in der Praxis bereits fortgeschritten ist.

Der an der Universität Hohenheim angelegte Baustein des Gesamtprojektes beschäftigte sich mit den ökologischen Auswirkungen des Anbaus von Bioenergiepflanzen in den Partnerregionen. Einen Teilbereich dieser Auswirkungen stellen die Veränderungen durch den Anbau von Bioenergiepflanzen auf der Landschaftsebene und die damit zusammenhängenden Effekte auf die Agro-Biodiversität dar. Diese werden im Rahmen dieser Arbeit für den Landkreis Schwäbisch Hall näher betrachtet.

Dabei werden folgende Hypothesen untersucht:

1. Der Anbau von Energiepflanzen im Zusammenhang mit der Transformation des Energiesystems führt zu landschaftsstrukturellen Veränderungen auf regionaler Ebene (in Schwäbisch Hall).
2. Die landschaftsstrukturellen Veränderungen führen zu einer Beeinträchtigung offener Agrarlandschaften als Lebensraum.

3. Die Beeinträchtigungen lassen sich mittels der Modellierung der Habitatansprüche der Feldlerche als Indikatorart untersuchen und im Hinblick auf die Reviere quantifizieren. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Verbindung Plot basierter empirischer Habitatmodellierung und fernerkundungsgestützter Habitatkartierung eine effektive Methode darstellt, Revierv Veränderungen großräumig zu untersuchen.
4. Die Quantifizierung möglicher Revierv Veränderungen im Zusammenhang mit der landschaftsstrukturellen Veränderung kann als belastbare Grundlage zur politischen und gesellschaftlichen Entscheidungsfindung im Hinblick auf einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall herangezogen werden.

Die Arbeit stützt sich auf den in der Biodiversitätsforschung verbreiteten Ansatz der Auswahl von Indikatorarten für bestimmte Lebensräume. In der vorliegenden Arbeit werden die Habitatansprüche der Feldlerche als Indikatorart für offene Agrarlandschaften mittels eines Generalisierten Linearen Modells anhand von Untersuchungsflächen in Baden-Württemberg untersucht. Ausgehend von den Ergebnissen der statistischen Habitatanalyse wird das Vorkommen der Feldlerche im Landkreis Schwäbisch Hall vorhergesagt. Dazu wird eine fernerkundungsgestützte Analyse der Landnutzung von 2011 und Landschaftsstruktur in Schwäbisch Hall durchgeführt und zur Habitatanalyse in Beziehung gesetzt.

Ferner wird der Frage nachgegangen, ob von einer räumlichen Ausweitung des derzeitigen Anbaus von Bioenergiepflanzen für die Strom- und Wärmeerzeugung negative Effekte auf den Lebensraum der Feldlerche zu erwarten sind. Dazu werden die vorhandenen Biomassepotentiale unter Berücksichtigung unterschiedlicher Nachhaltigkeitsansätze räumlich explizit ermittelt und ebenfalls bezüglich des zu erwartenden Vorkommens von Feldlerchen untersucht.

Die Arbeit leistet damit einen Beitrag zum Verständnis der Habitatansprüche von Feldlerchen in offenen Agrarlandschaften und gibt darüber hinaus einen Einblick in die zu erwartenden Biodiversitätseffekte durch einen steigenden Anbau von Bioenergiepflanzen im Landkreis Schwäbisch Hall.

Methodisch wird ein innovatives Vorgehen verfolgt, das den Ansatz der Plot basierten empirischen Habitatmodellierung mit der fernerkundungsgestützten Kartierung von Habitaten verbindet und so die Möglichkeit schafft, eine räumlich explizite Bewertung der Revierv Veränderungen von Feldlerchen vorzunehmen.

Ferner trägt die Arbeit dazu bei, die ökologischen Folgen einer weiteren Intensivierung in der Landwirtschaft auf regionaler Ebene zu quantifizieren, womit die Ergebnisse als Grundlage integrierter Landnutzungskonzepte herangezogen werden können. Mit Bezug zu den Ergebnissen

nationaler und transnationaler Biodiversitätsmonitoringansätze stellt die Arbeit eine Verbindung zwischen den im Rahmen der Monitoringansätze dargestellten Verschlechterungen von Habitaten im offenen Agrarland und den landschaftsstrukturellen Veränderungen auf regionaler Ebene her.

### 1.3 Einbettung der vorliegenden Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist im Kontext eines sozial-ökologischen Forschungsansatzes entstanden, in dessen Rahmen eine inter- und transdisziplinäre Begleitforschung von Regionen und Kommunen in Deutschland stattfand, die das Ziel der Transformation des regionalen Energiesystems verfolgen.

Durch diese Einbettung der Arbeit fand zwischen den Akteuren auf der regionalen Ebene und den Mitarbeitern des Forschungsprojektes ein fortlaufender Austausch im Rahmen von Fachveranstaltungen, Workshops und Tagungen statt, die dazu dienten, Problemstellungen „der Praxis“ in den Forschungsprozess zu integrieren und gemeinsam wissenschaftlich fundierte Lösungsansätze zu erarbeiten. Die Zielsetzungen der vorliegenden Arbeit sind von dieser Kooperation beeinflusst etwa im Hinblick auf die Möglichkeiten einer Quantifizierung potentieller Habitatveränderungen durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen, was auf regionaler Ebene als Grundlage für politische/gesellschaftliche Entscheidungsprozesse gefordert wurde. Bei der Erstellung des Bioenergieszenarios wird diese transdisziplinäre Vorgehensweise ebenfalls sichtbar, indem die regionale Besonderheit eines sehr hohen Anteils der Viehwirtschaft in der agrarischen Produktion berücksichtigt wurde, da im Rahmen einer Fachdiskussion herausgearbeitet wurde, dass keine Flächen als potentielle Bioenergieflächen ausgewiesen werden sollten, die für die Produktion von Futtermitteln benötigt werden.

Als projektübergreifendes Ergebnis ist in diesem Zusammenhang ein Leitfaden entstanden, der Handlungsempfehlungen für kommunale und regionale Akteure der Energiewende aufzeigt und von der wechselseitigen Befruchtung zwischen Forschung und Praxis lebt (RUPPERT-WINKEL et al. 2013). Darin werden auch die institutionellen Steuerungsmöglichkeiten des Transformationsprozesses im Energiesystem dargestellt, die sich nicht nur im Hinblick auf umweltpolitische Fragen stellen.

Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse sind im Kern klassische Forschungsergebnisse ökologischer Forschung; in ihrer Reichweite gehen sie durch den sozial-ökologischen Forschungsansatz des Gesamtprojekts jedoch über diese hinaus.

## 1.4 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Frage, welche Folgen für das Vorkommen der Feldlerche von einem ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen im Landkreis Schwäbisch Hall zu erwarten sind. Dieser Fragestellung wird in 6 Hauptkapiteln nachgegangen, die hier überblicksartig vorgestellt werden sollen.

Kapitel 1 führt das Thema des Anbaus und der Nutzung von Bioenergiepflanzen im Zusammenhang mit der Energiewende ein. Dabei wird einerseits auf die Bedeutung von Biomasse als Energieträger eingegangen und andererseits auf die Kontroversen, die sich aus dem Anbau von Energiepflanzen von der lokalen bis zur globalen Ebene ergeben. Aufbauend darauf wird in Kapitel 1.1 erläutert, welche Folgen für die Agro-Biodiversität durch den Bioenergiepflanzenanbau entstehen, womit der Rahmen zur Formulierung der Forschungsfragen (Kapitel 1.2) dieser Untersuchung aufgezeigt ist. In Kapitel 1.3 wird die Einbettung der vorliegenden Arbeit in das Forschungsprojekt, in dessen Rahmen die Arbeit entstanden ist, erläutert.

In Kapitel 2 ist der aktuelle Forschungsstand zusammengefasst. Das Kapitel beginnt mit einer Einführung zum Biodiversitätsbegriff (2.1) und dem Biodiversitätsmonitoring in Deutschland (2.1.1) mit einem Fokus auf das Monitoring von Arten der Agrarlandschaft, da die vorliegende Arbeit sich vornehmlich mit diesem Landschaftstyp beschäftigt. Kapitel 2.2 zeigt den Forschungsstand zu den Vögeln der Agrarlandschaft auf, was in Kapitel 2.3 im Hinblick auf den Anbau von Bioenergiepflanzen konkretisiert wird. Den übergeordneten Spannungsbogen stellen dabei die auf Langzeitbeobachtungen angelegten Vogelmonitoringsysteme dar, die übereinstimmend Intensivierungsphasen in der Landwirtschaft mit dem Rückgang der Artenvielfalt in Verbindung bringen. Anhand von eher regional und lokal angelegten Studien wird darauf aufbauend der Frage nachgegangen, welche Arten von einer weiteren Intensivierung durch die Nutzung von Bioenergiepflanzen betroffen sind.

Kapitel 2.4 und 2.5 geben Auskunft zum Einsatz von Habitatmodellen in der ökologischen Forschung und zur Erfassung von Habitaten mit Fernerkundungsverfahren. Dabei wird herausgearbeitet, dass die Verbindung klassischer ökologischer Modellansätze mit flächendeckenden Habitatcharakterisierungen auf der Grundlage von Fernerkundungsmethoden ein unzureichend bearbeitetes Forschungsfeld ist. In Kapitel 2.6 werden die Habitatansprüche der Feldlerche genauer betrachtet. Verkürzt gesagt, stellt das „optimale“ Feldlerchenhabitat eine offene, barrierefreie Agrarlandschaft mit hohem Anteil an Getreide, Brachen und ökologisch bewirtschafteten Flächen dar.

In Kapitel 3 werden die verwendeten Daten und Methoden erläutert. Das Untersuchungsgebiet Schwäbisch Hall wird in Kapitel 3.1 vorgestellt. Eine graphische Übersicht des methodischen

Vorgehens, in der alle wichtigen Arbeitsschritte abgebildet sind, findet sich in Kapitel 3.2. Die verwendeten Plot basierten Vogeldaten für die Habitatmodellierung, die Fernerkundungsdaten für die Landnutzungskartierung von Schwäbisch Hall und die GIS-Daten zur Naturräumlichen Gliederung und Landnutzung Schwäbisch Halls werden in den drei Unterkapiteln von 3.3 vorgestellt. Kapitel 3.4 enthält eine methodische Einführung zur Habitatmodellierung. Dabei wird im Detail auf Lineare Modelle, Allgemeine Lineare Modelle und Generalisierte Lineare Modelle eingegangen. Daran schließt sich in den Kapitel 3.4.1 und 3.4.2 eine Betrachtung der Poissonverteilung und der negativen Binomialverteilung an, da diese in der vorliegenden Arbeit als Verteilungsannahmen den Modellansätzen zugrunde gelegt wurden. 3.4.4 gibt einen Überblick zu den Möglichkeiten der Modellbeurteilung im Hinblick auf die Gültigkeit eines Modells. 3.4.5 zeigt schließlich auf, wie bei der Modellierung der Plot basierten Vogeldaten vorgegangen wurde. Der übergeordnete Bogen von Kapitel 3.4 kann so beschrieben werden, dass aufgezeigt wird, unter welchen Gesichtspunkten die Modellwahl und Verteilungsannahme für die in dieser Studie modellierten Vogeldaten zustande kam. Darauf aufbauend wird aufgezeigt, woran sich erkennen lässt, ob ein Modell Gültigkeit in Bezug zu den Eingangsdaten hat und woran wichtige von unwichtigen Prädiktoren unterschieden werden können. Ferner wird der Frage nachgegangen, nach welchen Gesichtspunkten aus unterschiedlichen Modellen das geeignetste identifiziert werden kann.

Kapitel 3.5 wendet sich mit einer Einführung zur quantitativen Landschaftsbewertung einem etwas anderen Thema zu, schlägt in Kapitel 3.5.2 jedoch den Bogen zur Habitatmodellierung, da Landschaftsstrukturmaße klassische Prädiktoren ökologischer Modelle darstellen, und das Kapitel erläutert, welche Strukturmaße als Prädiktoren für die Habitatmodellierung berechnet wurden.

Da Landschaftsstrukturmaße auf der Grundlage von Landnutzungsinformationen berechnet werden müssen, kann der Bezug zu Kapitel 3.6 so hergestellt werden, dass sich diese Informationen aus Fernerkundungsdaten gewinnen lassen. In Schwäbisch Hall wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Landnutzungskartierung auf der Grundlage von Luftbildern durchgeführt. Die Luftbilder mussten zunächst zu Orthophotos prozessiert werden, was in den Kapiteln 3.6.1 und 3.6.2 näher erläutert wird. Daran schließt sich die Darstellung des methodischen Rahmens der Klassifikation (3.6.3), der Fernerkundungsdaten unterteilt nach Segmentierung (3.6.4) und Klassifikation (3.6.5 und Unterkapitel) an. Bevor in Kapitel 3.6.7 detailliert erläutert wird, wie die Landnutzungskartierung in Schwäbisch Hall durchgeführt wurde, gibt Kapitel 3.6.6 Auskunft zur Bewertung des Klassifikationsergebnisses anhand von unabhängigen Geländedaten.

Die Landnutzungskartierung stellt die Grundlage für die in der vorliegenden Arbeit angestrebte räumlich explizite Abschätzung der Feldlerchenreviere dar. Um zu räumlich expliziten Revierschätzungen mittels des unter 3.4 erläuterten empirischen Habitatmodells zu kommen, wird eine

landschaftsstrukturelle Charakterisierung des Untersuchungsgebiets benötigt, die auf Grundlage der Landnutzungskartierung vorgenommen wurde und in Kapitel 3.6.8 erläutert ist.

Bis zu diesem Punkt ist in der vorliegenden Arbeit beschrieben, welche Daten- und Modellgrundlagen erarbeitet werden mussten, damit eine räumlich explizite Schätzung der Verteilung der Feldlerchenreviere bei Zugrundelegung der Landnutzung von 2011 in Schwäbisch Hall vorgenommen werden kann. Mit Blick auf die Fragestellung der vorliegenden Arbeit fehlt dabei bislang jedoch die Möglichkeit einer Beurteilung der Auswirkungen auf die Feldlerchenhabitate durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen.

Daher wird in Kapitel 3.7 im Rahmen einer Szenarienbetrachtung der Frage nachgegangen, wie ein ausgeweiteter Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall aussehen könnte und welche Anforderungen dabei berücksichtigt werden sollten. Aufbauend auf die in Kapitel 3.7.1 dargelegten Annahmen, stellt das Szenario die Grundlage für eine räumliche Verteilung der ermittelten Potentiale auf die Polygone der Landnutzungskartierung.

Die beiden räumlich dargestellten Landnutzungsvarianten dienen schließlich dazu, mittels des empirischen Habitatmodells räumlich explizite Vorhersagen der Reviere der Feldlerche vorzunehmen, was in Kapitel 3.8 dargelegt wird.

Neben der Betrachtung der Unterschiede zwischen den Landnutzungsvarianten, stellen die bislang vorgestellten Daten der Landnutzungskartierung und der landschaftsstrukturellen Analyse ferner die Möglichkeit, Unterschiede der Revierzahlen zwischen den Naturräumlichen Haupteinheiten in Schwäbisch Hall zu analysieren, was in Kapitel 3.9 näher erläutert ist.

Die Darstellung der Ergebnisse, die ab Kapitel 4 beginnt, folgt weitgehend der Logik, wie sie in Kapitel 3 vorgestellt wurde.

Zunächst werden die Ergebnisse der Entwicklung des Habitatmodells (4.1 mit Unterkapiteln) dargelegt, an die sich die Fernerkundungsergebnisse (4.2), gegliedert in die Orthophotoerstellung, die Segmentation, die Klassifikation und die Fehlerbewertung, anschließen (Kapitel 4.2.1 – 4.2.4). Aufbauend darauf wird aufgezeigt, wie die Landschaft im Gesamtuntersuchungsraum (4.3) und in den Naturräumlichen Haupteinheiten (4.3.1) strukturiert ist.

Kapitel 4.4 stellt die Ergebnisse der Ermittlung des Bioenergieszenarios vor, womit die Darstellung aller notwendigen Grundlagendaten für die Ermittlung der Revierzahlen abgeschlossen ist.

Die Revierschätzung und die Darstellung der korrespondierenden Fehlerverteilung gliedert sich in die Vorhersagen auf Grundlage der Landnutzungskartierung von 2011 (4.4 mit Unterkapiteln) und in

die Vorhersagen auf Grundlage des Biomassesszenarios (4.6 mit Unterkapiteln). Kapitel 4.7 zeigt auf, welche Revierv Veränderungen zwischen den beiden Landnutzungsvarianten stattfinden, und Kapitel 4.8 stellt die Verteilung der Standardfehler beider Landnutzungsvarianten gegenüber.

Die Ergebnisse der Revierverteilung in den Naturräumlichen Haupteinheiten in Schwäbisch Hall sind in Kapitel 4.9 zusammengefasst.

Der Ergebnisteil schließt in Kapitel 4.10 mit einer Einschätzung der Gültigkeit des Modells anhand unabhängiger Geländedaten.

Die Diskussion (Kapitel 5) ist in drei Teile gegliedert. Im ersten Teil (5.1) wird das Ergebnis der Habitatmodellierung in einen größeren Forschungszusammenhang eingeordnet. Dabei werden die Güte der Anpassung des Modells und die Modellvorhersagen betrachtet, ebenso wie die Wahl des Modells. Die Beurteilung der Prädiktoren des Modells sowie der Zusammenhänge zwischen der Landschaftsstruktur und dem Vorkommen der Feldlerche ist auf der Grundlage einer umfangreichen Forschung zur Modellierung der Habitatansprüche der Feldlerche insbesondere aus Großbritannien möglich.

Im zweiten Teil (5.2) werden die Ergebnisse der Fernerkundungsanalyse besprochen. Dabei wird zunächst auf Fragen der Herausbildung von Segmenten im Zusammenhang mit der Kartierung von Landnutzungsdaten eingegangen, und darauf aufbauend wird herausgearbeitet, unter welchen Voraussetzungen mit monotemporalen Daten eine verlässliche Landnutzungsklassifikation mit einer hohen thematischen Auflösung möglich ist.

Im dritten Teil (5.3) werden die Landnutzungsszenarien näher beleuchtet. Zum einen wird der Frage nach den in der vorliegenden Arbeit vorgenommenen Annahmen im Hinblick auf den Anbau von Bioenergiepflanzen nachgegangen, zum anderen wird näher betrachtet, ob die Revierv Veränderungen als realistisch gelten können.

Kapitel 6 führt schließlich die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit unter dem Gesichtspunkt der Anschlussfähigkeit an politische und gesellschaftliche Entscheidungsprozesse im Zusammenhang mit der Energiewende zusammen.



## 2 Stand der Forschung

### 2.1 Der Biodiversitätsbegriff

Seit der *United Nations Conference on Environment and Development* 1992 in Rio de Janeiro ist Biodiversitätspolitik zu einem integralen Bestandteil auch der deutschen und europäischen Umweltpolitik geworden. Biodiversität bezieht sich dabei auf den Schutz und den Erhalt von Genen, Arten und Ökosystemen (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010).

Die Wurzeln des Biodiversitätsbegriffs lassen sich in den biologischen Wissenschaften der 1980er Jahre finden, wo mit dem Begriff *diversity* die Artenvielfalt beschrieben wurde. WHITTAKER unterschied 1972  $\alpha$ -Diversität (Artenreichtum eines einzelnen Patches),  $\beta$ -Diversität (z. B. die Veränderung der Artenvielfalt entlang eines Gradienten) und  $\gamma$ -Diversität (Artenvielfalt innerhalb eines bestimmten Untersuchungsraums oberhalb des Patchlevels). Dieser Diversitätsbegriff wurde 1980 von LOVEJOY erweitert, der die gesamte biotische Vielfalt als Teil der Diversität sah und damit auch die Ökosystemebene in die Begriffsdefinition einbezog.<sup>1</sup> Der heute gebräuchliche, abgekürzte Begriff für biologische Vielfalt (*BioDiversity*) geht auf ROSEN zurück, der den Begriff auf dem *National Forum on Biodiversity* (Washington D.C.) prägte (GIZ 2011).

Ein analytisches Konzept des Biodiversitätsbegriffs stammt von NOSS (1990). NOSS unterschied die drei Sphären der *structural, functional and compositional biodiversity*, die er als ineinander verwoben und hierarchisch geschachtelt darstellte (vgl. Abb. 1).

---

<sup>1</sup> Dieser Begriffsdefinition folgt auch die CBD.

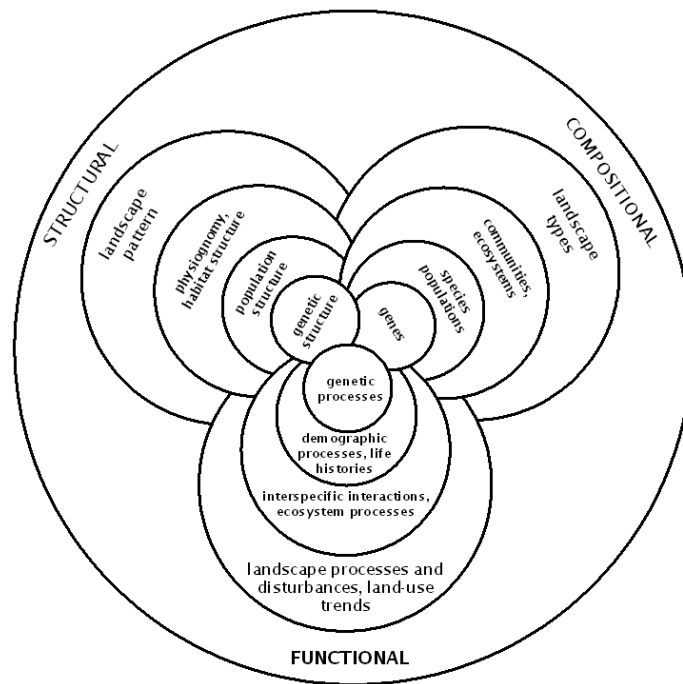


Abb. 1 *Structural, functional and compositional diversity* nach NOSS 1990.

NOSS' analytisches Konzept stellt die Grundlage heute etablierter Monitoringansätze und Biodiversitätsindikatoren dar, die auf unterschiedlichen Ebenen (EU, national, subnational) angesiedelt sind und Auskunft über den Zustand von Ökosystemen geben (BOCK et al. 2005, EUROPEAN COMMUNITY BIODIVERSITY CLEARING HOUSE MECHANISM, abgerufen in 2009).

### 2.1.1 Biodiversitätsmonitoring in Deutschland

Deutschland verfolgt seit 2007 im Rahmen einer gebündelten Strategie („Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“, BMU 2007) den Schutz und Erhalt der Biodiversität. Laut BMU werden in der Strategie 330 Ziele und 430 Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität benannt (BMU, abgerufen in 2013). Die Strategie beruht auf dem in internationalen Organisationen (European Environmental Agency EEA, United Nations Development Program UNEP) verwendeten konzeptionellen DPSIR-Modell (*Driving Force, Pressures, State, Impacts and Responses*), mit dem Ursache-Wirkungskomplexe sowie Rückkopplungseffekte in sozial-ökologischen Systemen beschrieben und analysiert werden (Abb. 2).

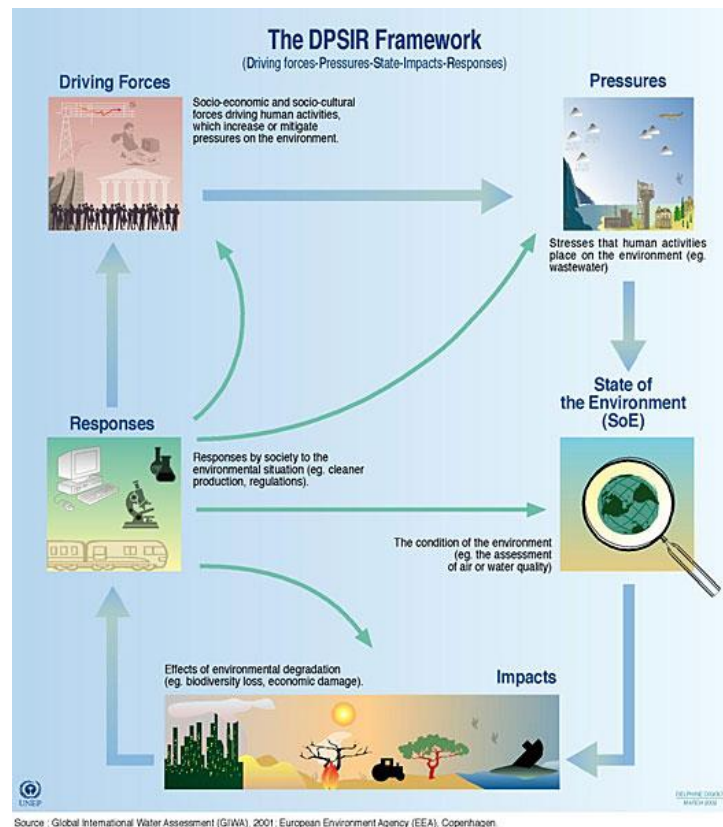


Abb. 2 Das Driving forces-Pressures-State-Impacts-Responses (DPSIR) Modell (GRID, abgerufen in 2016).

*Driving forces* (beschreibt alle sozio-ökonomischen und sozio-kulturellen Handlungen wie Mobilität, Energieverbrauch, Landnutzung etc.) aus denen sich *pressures* (Verschmutzung, Landnutzungswandel etc.) auf die Umwelt ergeben. *State* bezieht sich auf den Status des Ökosystems zum Zeitpunkt einer Einwirkung. Der Begriff der *impacts* umfasst alle Effekte, die sich aus den *pressures* ergeben, etwa den Verlust an Biodiversität. *Responses* analysiert die menschlichen Reaktionen (z. B. Umweltgesetzgebung) auf die *impacts*. (EEA 1999)

Bezogen auf den Verlust an Biodiversität werden im Rahmen des DPSIR-Ansatzes sechs *pressures* definiert (GIBBONS ET AL. 2003):

1. Habitatverlust und -degradation
2. Die Einführung invasiver Arten
3. Umweltverschmutzung
4. Krankheiten und Parasiten
5. Nichtnachhaltige Landnutzungspraktiken
6. Klimawandel

Die Analysekategorien des DPSIR-Modells werden in der „Nationalen Strategie zu biologischen Vielfalt“ mit Indikatoren verknüpft, mittels derer die Entwicklung der biologischen Vielfalt in Deutschland überwacht wird. (Tabelle 1).

Tab. 1 Indikatoren der „Nationalen Strategie zu biologischen Vielfalt“ (BMU 2007).

<b>Tab. H 1: Indikatoren der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt</b>			
Indikator	DPSIR-Aussage 7	Indikatorensystem	Verfügbarkeit auf Bundesebene
Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt	state	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Gefährdete Arten	impact	KIS	2009
Erhaltungszustand der FFH-Lebensraumtypen und -arten	state	LIKI geplant	ab 2008
Anzahl gebietsfremder Tier- und Pflanzenarten in Deutschland	pressure	KIS	verfügbar
Fläche der streng geschützten Gebiete	response	KIS, LIKI	verfügbar
Natura-2000-Gebietsmeldungen	response	KIS	verfügbar
Flächeninanspruchnahme: Zunahme Siedlungs- und Verkehrsfläche	pressure	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Landschaftszerschneidung	pressure	KIS, LIKI	verfügbar
Zersiedelung der Landschaft	pressure	-	2008
Agrarumweltförderung (geförderte Fläche)	response	KIS	verfügbar
Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche	response	NHS, KIS, LIKI	verfügbar
Flächenanteil zertifizierter Waldflächen in Deutschland	response		verfügbar
Stickstoffüberschuss (Gesamtbilanz)	pressure	NHS, KIS	verfügbar
Gentechnik in der Landwirtschaft	pressure/ response	-	2007
Gewässergüte - Anteil Gewässer mit mindestens Güte-klasse II	impact	LIKI	verfügbar
Marine Trophic Index	pressure	CBD	verfügbar
Bestände ausgewählter, kommerziell genutzter Meerestarten	impact	-	ab 2010
Blütezeitpunkt von Zeigerpflanzen	impact	KIS	verfügbar
Bedeutsamkeit umweltpolitischer Ziele und Aufgaben	response	-	ab 2008

Das Indikatorenset der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ baut auf bereits bestehende nationale und internationale Indikatorensysteme auf. Beispielsweise wurden Vorschläge der 8.

Vertragsstaatenkonferenz zur CBD aufgenommen. National besteht eine enge Anbindung an das Indikatorensystem der „Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie“ (Kernindikatorensystem Umwelt KIS, Länderinitiative Kernindikatoren LIKI) (BMU 2007). Mit 19 Indikatoren (die aus Teilindikatoren aufgebaut sind) werden die fünf Themenfelder

- Komponenten der biologischen Vielfalt (7 Indikatoren)
- Siedlung und Verkehr (2 Indikatoren)
- Wirtschaftliche Nutzungen (8 Indikatoren)
- Klimawandel (1 Indikator)
- Gesellschaftliches Bewusstsein (1 Indikator)

überwacht (BMU 2010). Über die Entwicklung der einzelnen Indikatoren gibt der 2010 erstmals erschienene „Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ Auskunft (BMU 2010).

## 2.2 Situation der Feldvögel in Agrarlandschaften

Als Feldvögel gelten nach HÖTKER (2004) ca. 40-50 Arten, die während der Brutzeit aufgrund ihrer Neststandorte und Nahrungshabitate eng an agrarisch genutzte Landschaften gebunden sind. Typische Beispiele sind die Goldammer (*Emberiza citrinella*), die Grauammer (*Emberiza calandra*), die Heidelerche (*Lullua arborea*), die Feldlerche (*Alauda arvensis*), das Rebhuhn (*Perdix perdix*) oder die Schafstelze (*Motacilla flava*). Bei vielen dieser Arten sind in den vergangenen Jahrzehnten aufgrund von Verschlechterungen der Habitate große Bestandsrückgänge zu verzeichnen (SUDFELDT et al. 2010). Die Bestandsentwicklungen werden im Rahmen unterschiedlicher Monitoringansätze überwacht (z. B. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme PECBMS, Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA-Monitoring), „Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt“).

Im Rahmen der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ wird die Situation der Feldvögel mittels des „Nachhaltigkeitsindikators für die Artenvielfalt“ aus dem Themenfeld „Komponenten der biologischen Vielfalt“ dokumentiert. Der Indikator ist aus sechs Teilindikatoren aufgebaut, die die sechs Hauptlebensraumtypen Agrarlandschaft, Wälder, Siedlungen, Binnengewässer, Küsten/Meere und Alpen widerspiegeln (BMU 2007). Der übergeordnete Nachhaltigkeitsindikator bilanziert die Bestände von 59 Vogelarten (Schirmarten), deren Entwicklung stellvertretend für die Qualität des Lebensraumes sowie die Eignung der Landschaft als Lebensraum herangezogen wird (BMU 2007). Die Entwicklung des Indikators wird gegenüber einer geschätzten Referenzsituation der Abundanzen von 1970-1975 bewertet. Diese Referenzsituation stellt auch die Zielsetzung (Zielwert) für die Entwicklung des Indikators dar (BMU 2007).

Der Teilindikator „Agrarland“ geht mit einer Gewichtung von 50% in den „Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt“ ein. Bei den untersuchten Vogelarten handelt es sich um: Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Feldlerche (*Alauda arvensis*), Goldammer (*Emberiza citrinella*), Grauammer (*Emberiza calandra*), Heidelerche (*Lullua arborea*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Neuntöter (*Lanius collurio*), Rotmilan (*Milvus milvus*), Steinkauz (*Athene noctua*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) (BMU 2010).

Laut des „Indikatorenberichts 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ ist bei der Entwicklung des übergeordneten Artenvielfaltsindikators kein statistisch signifikanter Trend einer Verschlechterung oder Verbesserung beobachtbar. Allerdings liegt der derzeitige Wert von 69% weit vom angestrebten Zielwert (100%) entfernt. Betrachtet man lediglich den Teilindikator „Agrarland“, ist eine statistisch signifikante Verschlechterung beobachtbar (BMU 2010). Möglicherweise wird diese im Gesamtindikator durch z. B. positive Entwicklungen des Teilindikators „Wald“ aufgehoben. Auch der Teilindikator „Agrarland“ liegt mit einem aktuellen Wert von 66 % deutlich unterhalb seines Zielwertes von 100 %.

Damit spiegelt der Indikator die Ergebnisse von Forschungsarbeiten und anderen Monitoringsystemen auf nationaler und europäischer Ebene wieder, die zu einer ähnlich problematischen Einschätzung bezüglich der Situation der Feldvögel kommen (FLADE, et al. 2008, SUDMANN et al. 2008, SÜDBECK et al. 2007). Abb. 3 und Abb. 4 zeigen die Einschätzung des *European Bird Census Council* zur Entwicklung typischer Vögel der Agrarlandschaft in der EU und in Zentral- und Osteuropa. Gegenüber 1980 sind Bestandsverluste von 40-50 % zu verzeichnen. Für manche Arten wie z. B. das Rebhuhn (*P. perdix*) fällt die Entwicklung mit einem Verlust von 79 % noch drastischer aus (SUDFELDT et al. 2009).

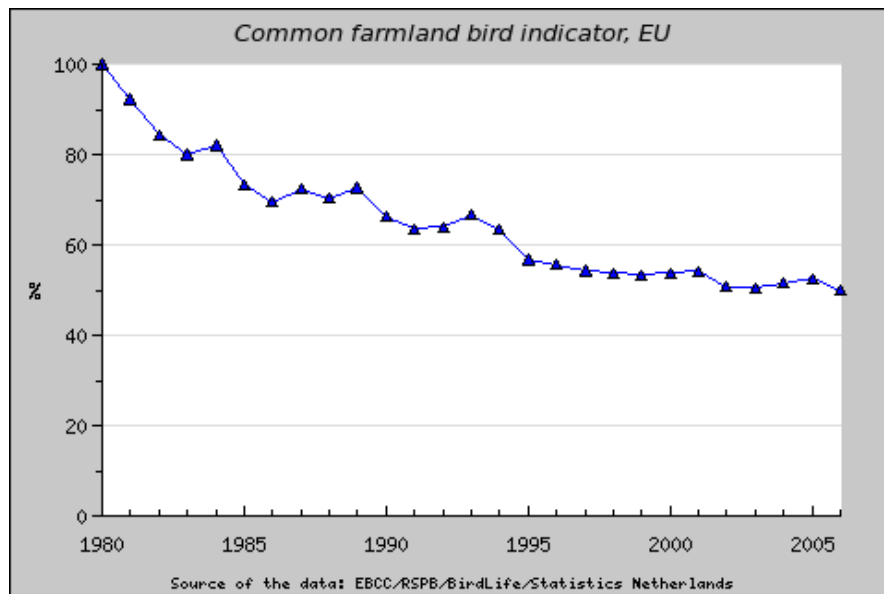


Abb. 3 Entwicklung typischer Vögel der Agrarlandschaft EU-weit (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, abgerufen in 2011).

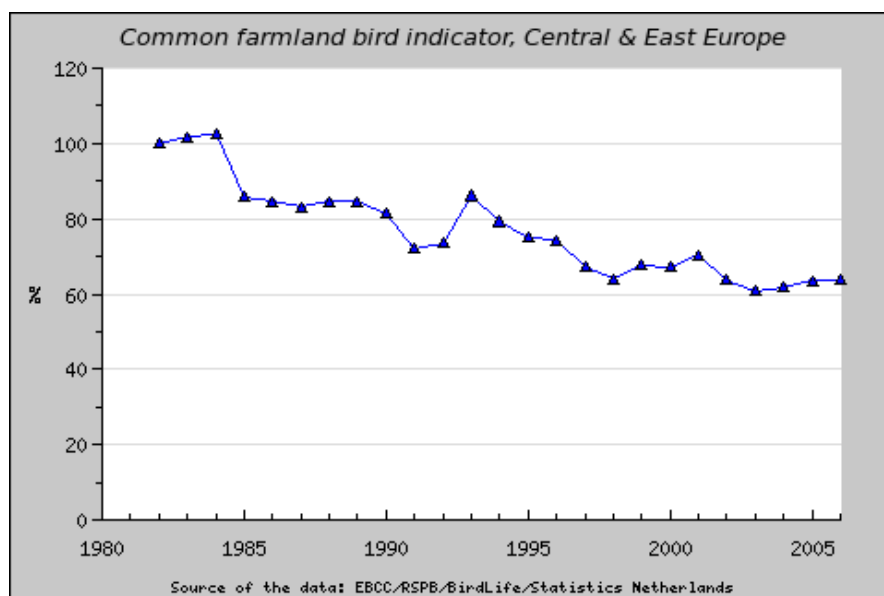


Abb. 4 Entwicklung typischer Vögel der Agrarlandschaft in Zentral- und Osteuropa (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, abgerufen in 2011).

Die negativen Bestandsentwicklungen werden im Zusammenhang mit der Intensivierung der Landwirtschaft (RÖSLER et al. 1996, HÖLZINGER 1999) und dem damit zusammenhängenden Verlust wichtiger Lebensräume sowie landschaftsstrukturellen Veränderungen gesehen (ZIESEMER 1996, HÖTKER 2004, JOEST 2008). Ein Positionspapier der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DO-G & DDA 2011) nennt unter Bezugnahme auf zahlreiche Studien unter anderem folgende Gründe, die für die Bestandsrückgänge der Vögel der Agrarlandschaft verantwortlich sind:

- Ausräumung der Agrarlandschaft (Beseitigung von Kleinstrukturen),
- Intensivierung von Grünland (Entwässerung von Feuchtgrünland, intensive Bewirtschaftung, artenarme Neuansaat, intensive Beweidung),
- intensive mechanische Bearbeitung in der Zeit wichtiger Fortpflanzungsphasen (z. B. Grünroggenernte),
- Vergrößerung der Schläge und Verringerung schlaginterner Heterogenität,
- starker Rückgang an Brachen nach Ende der obligatorischen Flächenstilllegung durch die EU,
- zunehmender Anbau von nachwachsenden Rohstoffen,
- Reduktion der Fruchtfolgen und der Kulturpflanzenvielfalt,
- Reduzierung des Nahrungsangebots als Folge des großflächigen Einsatzes chemischer Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel,
- Zunahme an Kulturpflanzen mit dichter und schnellwachsender Vegetationsstruktur.

Dass es sich dabei um ein allgemeines Phänomen handelt, zeigt u.a. CHAMBERLAIN et al. (2000), die an den historisch weit zurückreichenden Monitoringdaten in Großbritannien zeigen, dass auffällige Bestandsverluste Mitte der 1970er Jahre und Ende der 1980er Jahre mit Intensivierungsphasen in der britischen Agrarproduktion zusammenfallen.

Resultierend aus der Verschlechterung der Lebensräume sind viele typische Vögel der Agrarlandschaft (z. B. Feldlerche oder Grauammer) zwischenzeitlich in die „Rote Liste der Brutvögel Deutschlands“ aufgenommen worden. Besonders betroffen sind die bodenbrütenden Arten, da sie Agrarlandschaften nicht nur zur Nahrungssuche, sondern auch als Brutlebensraum nutzen (SÜDBECK et al. 2007).

## 2.3 Auswirkungen der Biomassenutzung auf die Feldvögel der Agrarlandschaft

Unter 1.1. und 2.3 wurde aufgezeigt, dass sowohl der Flächendruck auf Agrarland in den vergangenen Jahren deutlich zugenommen hat, als auch eine Intensivierung auf agrarisch genutzten Acker- und Grünlandstandorten beobachtet werden kann, die unter anderem auf die Nutzung von Biomasse für die Energieerzeugung zurückgeführt werden muss. Besonders problematisch ist die Situation in Regionen Deutschlands, in denen sich die Biomasseproduktion konzentriert (SCHÜMANN et al. 2010). Beispiele aus Niedersachsen (Weser-Ems-Region) zeigen, dass sich die Maisfläche bei einem hohen Anteil an Biogasproduktion und einer hohen Viehdichte in manchen Gemeinden auf über 50 % entwickelt hat (NML / NMU 2010). Die Einhaltung der Guten fachlichen Praxis nach § 17 BBodSchG sowie § 5 BNatSchG wird damit nur noch teilweise gewährleistet. Neben der räumlichen



Konzentration auf regionaler Ebene wird die Konzentration des Biomasseanbaus im direkten Umfeld von Biogasanlagen und die damit zusammenhängende Verschlechterung von Habitaten beklagt (DZIEWIATY et al. 2007, SCHLAGER et al. 2012). Im Landkreis Lüchow-Dannenberg in Niedersachsen kann eine deutliche Überlagerung von NATURA 2000 geschützten Flächen mit den Anbauflächen für Mais zur Biogasgewinnung ausgemacht werden (SCHLAGER et al. 2012). Die mit dem Maisanbau verbundenen Verschlechterungen der Habitatbedingungen, wie sie von DZIEWIATY et al. (2007) aufgezeigt werden, stehen damit in Widerspruch zu den Schutzzielen des NATURA 2000 Netzwerks.

Im Zusammenhang mit der Intensivierung in der Landwirtschaft muss befürchtet werden, dass es zu einem weiteren Verlust bzw. zu einer anhaltend negativen Entwicklung der Bestände von Vogelarten der Agrarlandschaft kommt, und dass vor allem bodenbrütende Arten wie die Feldlerche, unter einer Verschlechterung ihrer Habitate leiden werden (SÜDBECK et al. 2008). Diese Erwartung wird von Studien gestützt, die die Habitatbedingungen unterschiedlicher Biomassekulturen für Feldvögel untersuchen (DZIEWIATY et al. 2007, BOATMAN et al. 2010, BRUST et al. 2011, GEVERS et al. 2011, KRUG 2011, ENGEL et al. 2012).

DZIEWIATY et al. (2007) konnten bei einer Untersuchung bodenbrütender Feldvögel in Niedersachsen nachweisen, dass der Bruterfolg im Mais deutlich geringer ausfiel als in Referenzkulturen wie den Wintergetreiden. Als problematisch wurde der sehr schnelle Aufwuchs von Mais angegeben, der für Limikolen-Jungvögel zu einer ökologischen Falle wird. Einschränkend muss festgehalten werden, dass es sich bei der Brut von Limikolen im Mais wohl um ein lokales Phänomen handelt. Andere Wiesen- und Feldbrüter nutzen Maisäcker nach der Einsaat zur Nestanlage in der lichten Vegetation. Nach der Beikrautregulierung verlieren die Nester ihren Schutz und sind damit einer erhöhten Gefahr der Prädation ausgesetzt, so dass ebenfalls von einer ökologischen Falle gesprochen werden kann.

Die Bewirtschaftung mit sogenannten Zweikulturnutzungssystemen (Grünroggen im Winter, Mais ab Mai) wird ebenfalls als problematisch gesehen, da der Erntetermin des Grünroggens mit der Brutzeit vieler Bodenbrüter zusammenfällt, so dass es zum Gelegeverlust in Folge der Ernte kommt. Von den Autoren wurde außerdem auf die Problematik der räumlichen Dichte der Maisbestände auf der Landschaftsebene hingewiesen, die zu einem monotonen Landschaftsmosaik führen, mit schlechten Habitateigenschaften für bodenbrütende Feldvögel.

Die Beobachtungen von DZIEWIATY et al. (2007) lassen sich durch Untersuchungen von KÖNIG et al. (2011) stützen, die die Habitatpräferenzen der Feldlerche anhand der Flächen der Ökologischen Flächenstichprobe in Nordrhein-Westfalen untersucht haben und zu dem Ergebnis kommen, dass Mais von der Feldlerche als Habitat gemieden wird. Wie BRUST et al. (2011) kommen auch JEROMIN (2002)

und KÖNIG et al. (2011) zu dem Ergebnis, dass Brachflächen ein bevorzugtes Habitat der Feldlerche darstellen.

Die Ergebnisse von BRUST et al. (2011) sind weniger eindeutig. Bei der Untersuchung von Probeflächen mittels des *Electivity Index* zeigte die Feldlerche im ersten Untersuchungsjahr eine leichte Bevorzugung von Maisbeständen, im zweiten Jahr eine deutliche Meidung. Aufgrund des geringen Flächenanteils von Mais an den Probeflächen weisen die Autoren jedoch auf eine gewisse Unsicherheit des Ergebnisses hin. Herausgehoben werden die Bedeutung ökologisch bewirtschafteter Flächen sowie das Vorhandensein von Brachen. Als Grund für die Habitatpräferenz ökologisch bewirtschafteter Flächen wird das sehr gute Nahrungsangebot an Laufkäfern und anderen Wirbellosen angegeben, die auf den Flächen ebenfalls untersucht wurden. Die Bedeutung von Brachflächen wird auf die Bearbeitungsruhe sowie die Vegetationsstruktur (lichte, vielfältige Bestände) zurückgeführt. Die Einschätzungen zur Bedeutung ökologisch bewirtschafteter Flächen wird auch von NEUMANN et al. (2004) gestützt, die höhere Besiedlungsdichten der Feldlerche auf ökologisch bewirtschafteten Flächen nachweisen konnten (untersucht wurden zwei ökologisch wirtschaftende Betriebe in Schleswig-Holstein).

KRUG (2011) führte 2009 und 2010 Untersuchungen in der Niedersächsischen Börde und der Lüneburger Heide durch. Verglichen wurden Gebiete mit Mais- und ohne Maisanbau. Neben der Feldlerche wurden Schafstelze (*Motacilla flava*) und Goldammer (*Emberiza citrinella*) untersucht. KRUG (2011) kommt zu dem Ergebnis, dass Maisflächen erst ab 20 % Anteil an der Gesamtackerfläche von der Feldlerche gemieden werden. Bei geringen Maisanteilen (< 10 %) brütet die Feldlerche nach KRUG (2011) auch im Mais. Aufgewertet wurden Maisschläge durch Begleitstrukturen wie Altgrasstreifen oder angrenzende Nachbarflächen ohne Bewirtschaftung. Bei der Betrachtung der Reviere aller der drei untersuchten Arten wurden deutlich mehr Reviere in den Gebieten ohne Maisanbau nachgewiesen.

Eine Untersuchung von TILLMANN (2011) zur ökologischen Bedeutung von Mais als Lebensraum für das Rebhuhn kommt zu dem Schluss, dass ein räumlich konzentrierter Maisanbau ohne Fruchtfolgewechsel negative Auswirkungen auf die Bestände hat, da Rebhühner eher die Randstrukturen des Mais nutzen, während die Innenbereiche der Felder gemieden werden und somit der Lebensraum schwindet, wenn es keinen vielfältigen Wechsel der Ackerkulturen gibt. Mit Sukzession- und Ansaatschneisen konnte der Lebensraum bei bestehenden Populationen aufgewertet werden. Als Maßnahmen zur nachhaltigen Sicherung des Lebensraums werden diese vom Autor allerdings nicht gesehen.

Auswirkungen auf die Bestände der Feldlerche durch landschaftsstrukturelle Veränderungen infolge des Anbaus von Biomassekulturen wurden von BOATMAN et al. (2010), GEVERS et al. (2011) und ENGEL et al. (2012) untersucht. BOATMAN et al. (2010) nutzten die Vorhersageergebnisse eines an Vogeldaten aus Großbritannien entwickelten, empirischen Generalisierten Linearen Gemischten Modells bei Zugrundelegung unterschiedlicher Entwicklungsszenarien des Biomasseanbaus, um die Bestandsentwicklungen zu schätzen. Dabei wird vor allem von einer Fruchtartenverschiebung zu mehr Raps und Kurzumtriebsplantagen ausgegangen. Vor allem die eher intensiv ausgelegten Entwicklungsszenarien mit einem erhöhten Anteil an Biomasse führen nach Schätzungen der Studie zu einer mittleren Abnahme der Feldlerche von 11-14 %. ENGEL et al. (2012) arbeiten mit einem wissensbasierten Habitatmodell und einem IT-basierten Landschaftsgenerator, das in einem GIS umgesetzt wird und mittels dessen das Vorkommen der Feldlerche in Norddeutschland geschätzt wird. Dabei wird ebenfalls ein Entwicklungsszenario mit einem erhöhten Anteil an Biomassekulturen angenommen. Mais wird bis zu einem Anteil von 45 % berücksichtigt. Zusätzlich werden Vorhersagen für unterschiedliche Anteile (3-10 %) an integrierten Biodiversitätsflächen vorgenommen. Wie BOATMAN et al. (2010) kommen auch ENGEL et al. (2012) zu dem Ergebnis, dass sich bei einem fortschreitenden Anbau von Bioenergiepflanzen ohne zusätzliche Schutzanstrengungen die Habitatbedingungen der Feldlerche weiter verschlechtern werden. Diese Ergebnisse werden auch von GEVERS et al. (2011) gestützt, die neben der Feldlerche fünf weitere Arten untersuchen und für die Feldlerche bei einer weiteren Zunahme des Biomasseanbaus ebenfalls negative Bestandsentwicklungen prognostizieren.

Die vorgestellten Studien geben einen guten Überblick zu den Veränderungen, die im Zusammenhang mit einem ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen zu erwarten sind, und lassen sich im Bezug zu den Ergebnissen großräumiger Monitoringansätze ebenfalls gut einordnen. Somit stellen sie eine geeignete Grundlage qualitativer Handlungsempfehlungen für regionale Akteure dar. Eine quantitative Bewertung der Folgen für die Agro-Biodiversität in anderen Untersuchungsräumen lassen sich daraus jedoch lediglich unter Vorbehalt ableiten (vgl. z.B. WHITTINGHAM et al. 2003 zur Übertragbarkeit von empirischen Modellansätzen der Feldlerche). Für regional ausgerichtete Strategien im Zusammenhang mit der Transformation des Energiesystems, die Biodiversitätsaspekte fachlich fundiert berücksichtigen, sind regional qualifizierte Modelle und quantifizierbare Ergebnisse jedoch unerlässlich. Die vorliegende Arbeit setzt an dieser Frage an, indem im Rahmen eines empirischen Modellansatzes quantifizierbare Ergebnisse für regionale Entscheidungsprozesse herausgearbeitet werden.

## 2.4 Einsatz von Habitatmodellen bei der Untersuchung und Bewertung von Lebensräumen der Feldvögel

Habitatmodelle sind in den letzten Jahren zu einer unverzichtbaren Methode ökologischer Forschung geworden (SCHRÖDER 2004), mittels derer Art-Umweltbeziehungen quantifiziert und formalisiert werden (RUDNER et al. 2004). Grundsätzlich lassen sich nach SCHRÖDER (2004) zwei Fragestellungen unterscheiden, die mit Habitatmodellen untersucht werden: „i. die Analyse der Bedeutung verschiedener Umwelteigenschaften für die Erklärung der raumzeitlichen Verteilung von Organismen und ii. die Prognose der Verteilung in nicht untersuchten Gebieten oder für zukünftige, veränderte abiotische und biotische Verhältnisse auf der Basis der im Modell berücksichtigten Umweltparameter“. Habitatmodelle bilden somit die realisierte ökologische Nische ab (SCHRÖDER 2004). Methodisch kommen vor allem die Regressionsanalyse sowie ihre Erweiterungen, das Allgemeine Lineare Modell und das Verallgemeinerte Lineare Modell (*generalized linear model*, GLM), zum Einsatz (SCHRÖDER 2004, DORMANN et al. 2012, DORMANN 2013). Weitere Verfahren entstammen dem Datamining und der Künstlichen Intelligenz (SCHRÖDER 2004, DORMANN et al. 2012, DORMANN 2013).

Habitatmodelle werden überwiegend anhand von Daten eines einzelnen Zeitabschnitts entwickelt, der somit weder die zeitliche Variabilität des Artvorkommens noch eine sich verändernde Landschaftsstruktur berücksichtigt (DORMAN et al. 2004). Das hat vor allem mit der Verfügbarkeit von Daten zu tun, die häufig nur für einzelne Jahre zur Verfügung stehen bzw. erhoben werden können. Zwar wäre eine eher theoriegeleitete Forschung wünschenswert, in der Praxis wird jedoch eher datengeleitet geforscht (BLASCHKE 2004).

Die Entwicklung von Habitatmodellen für Feldvögel ist ein weit verbreiteter Forschungsgegenstand ökologischer Forschung. Das hat einerseits mit der verhältnismäßig guten Datenlage zu tun (beispielsweise basieren wie unter 2.2 gezeigt zahlreiche europäische Monitoringprogramme auf der Untersuchung von Vogeldaten), andererseits mit dem Vorhandensein weit zurückreichender Datenbestände (vor allem in Großbritannien) über das Vorkommen und die Verbreitung von Feldvögeln.

Bei der Auswahl an Prädiktorvariablen wird in der überwiegenden Anzahl von Studien auf Biotoptypen, Vegetationsstrukturen sowie auf unterschiedliche landschaftsstrukturelle Indizes zurückgegriffen (z. B. CHAMBERLAIN et al. 1999a, DONALD et al. 2001, JENTSCH 2002, KÜSTER 2003, WHITTINGHAM et al. 2003, SWETNAM et al. 2005, BOATMAN et al. 2010, ENGEL et al. 2012). Die Auswahl dieser Variablen spiegeln die Lebensraumansprüche von Feldvögeln wieder, die als mobile Artengruppe mit eher großräumigen Raumansprüchen nicht ausschließlich an kleinflächige Strukturen

gebunden sind, sondern deren Vorkommen mit der strukturellen Ausstattung und der Verteilung der Biotopstrukturen in der Landschaft zusammenhängt (KAULE 1991, LENTNER et al. 1994).

Fragestellungen, die im Rahmen von Modellansätzen untersucht werden, lassen sich in drei Gruppen gliedern. Die erste Gruppe untersucht im Rahmen unterschiedlicher Modellansätze die Habitatansprüche von Feldvögeln. Der Fokus dieser Ansätze liegt in der formalisierten Analyse des Zusammenhangs von Umweltvariablen und dem Vorkommen von Arten mit dem Ziel, den Lebensraum auf statistischer Grundlage beschreiben und erfassen zu können (z. B. CHAMBERLAIN et al. 1999a, DONALD et al. 2001, JENTSCH 2002, KÜSTER 2003, LAIOLO 2005, NIEMUTH et al. 2005, BAUER 2008).

Die zweite Gruppe geht bei der Modellierung wie die erste Gruppe vor. Auch hier wird anhand empirisch entwickelter Modelle die Beziehung von Artvorkommen und korrelierten Umweltvariablen formalisiert. Darüber hinaus geht es in der Beurteilung der Modelle jedoch nicht nur um die Frage der Validierung, sondern vor allem um die Frage der Übertragbarkeit auf unterschiedliche Regionen. Sie lassen sich damit eher der nach SCHRÖDER (2004) aufgeführten 2. Fragestellung (s.o.) nach der Übertragbarkeit von Modellansätzen zuordnen. Arbeiten dazu finden sich bei FIELDING et al. 1995, WHITTINGHAM et al. 2003, GRAF et al. 2006 oder DZIALAK et al. 2013.

Die dritte Gruppe lässt sich dem Bereich angewandter Forschung zuordnen. In den vorgestellten Modellansätzen geht es neben dem methodischen Vorgehen sowie der Analyse von Art-Umweltbeziehungen vor allem um die Frage der Entwicklung von Feldvögelbeständen unter sich veränderten politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen. Dazu zählt beispielsweise die Analyse der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU oder auch die Analyse politischer Zielsetzungen, beispielsweise zur Nutzung von Bioenergie im Rahmen des Ausbaus erneuerbarer Energien (z. B. SWETNAM et al. 2005, WHITTINGHAM et al. 2007, WRETENBERG et al. 2007, DIEBOLD 2009, BOATMAN et al. 2010, ENGEL et al. 2012).

Während in Großbritannien die Untersuchung der Habitatansprüche der Feldlerche mittels empirischer Modellansätze ein gängiges Forschungsinteresse sind, das zu einem vielschichtigen Verständnis wichtiger Habitatparameter geführt hat, fehlt in Deutschland eine vergleichbare Fachdiskussion bzw. ist stärker auf die deskriptive Untersuchung empirischer Daten beschränkt (z.B. LUTZE et al. 2007, DZIEWIATY et al. 2007, KÖNIG et al. 2011).

Die Ergebnisse aus Großbritannien legen nahe, dass Feldlerchenhabitate stratifiziert in Abhängigkeit landschaftsstruktureller/naturräumlicher Einheiten besetzt werden (z.B. WHITTINGHAM et al. 2003), so dass beispielsweise die von ENGEL et al. (2012) in Norddeutschland erzielten Ergebnisse nicht bzw. nur bedingt auf Süddeutschland übertragbar sind.

Die vorliegende Arbeit schließt in dieser Hinsicht eine Forschungslücke, indem aufbauend auf ein stratifiziertes Monitoringdesign (vgl. 3.3.1) ein empirisches Generalisiertes Lineares Habitatmodell der Feldlerche für eine naturräumlich charakterisierte Agrarlandschaft in Süddeutschland entwickelt wird. Ähnlich wie bei ENGEL et al. (2012) dient das Modell dazu, die Auswirkungen eines ausgeweiteten Anbaus von Bioenergiepflanzen zu bewerten. Allerdings wird dabei keine Landschaft simuliert, sondern die Landschaft fernerkundlich kartiert, was eine räumlich explizite Verteilung der Feldlerchenreviere (unter Einschränkung der Modellierung auf 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln) zulässt. Gleiches gilt für die Veränderungsanalyse bei Betrachtung eines Szenarios mit einem erhöhten Anteil an Bioenergiepflanzen. Insofern schließt die Arbeit auch eine Erkenntnislücke hinsichtlich der Verbindung fernerkundlich kartierter Habitatparameter mit den Ergebnissen statistischer Habitatmodellierung zur Bewertung von Landnutzungs- und Landschaftsstrukturänderungen.

## 2.5 Erfassung von Habitaten mit Fernerkundungsverfahren

Unter 2.2 und 2.3 wurde aufgezeigt, dass das Vorkommen von Feldvögeln mit der landschaftsstrukturellen Ausstattung und Zusammensetzung an geeigneten Lebensräumen zusammenhängt. Empirische Modelle, die die Art-Umweltbeziehungen von Feldvögeln formalisieren, werden daher häufig auf der Grundlage von Monitoringprogrammen oder eigens erstellten Untersuchungsdesigns entwickelt, bei denen neben dem Vorkommen der Feldvögel auch die Landnutzung einer festgelegten Plotgröße (häufig 1 km<sup>2</sup>) kartiert wird, aus der sich wiederum landschaftsstrukturelle Indizes ableiten lassen.

Soll die Verbreitung von Arten in einem größeren landschaftlichen Kontext abgeschätzt werden, bedarf es an Informationen über die räumlich explizite Lage und Verbreitung von Lebensräumen sowie die landschaftsstrukturelle Komposition des Untersuchungsgebiets. Zur Gewinnung dieser Daten werden Fernerkundungsverfahren eingesetzt. Aus diesen lassen sich sowohl Lebensräume extrahieren als auch deren Lage im landschaftlichen Kontext sowie die strukturellen Eigenschaften von Lebensräumen (Größe, Form etc.) (WALZ 1999, LANG et al. 2007). Nach LEYEQUIEN et al. 2007 lassen sich Studien zur fernerkundlich gestützten Habitatkartierung in fünf Gruppen einordnen, die sich nicht nur auf die Ableitung von Vogelhabitaten beziehen, sondern auch andere Artengruppen berücksichtigen. LEYEQUIEN et al. (2007) unterscheiden Ansätze, die die Artenvielfalt anhand

1. der Habitatqualität,
2. der Heterogenität von Habitaten bedingt durch die Primärproduktion (Vegetation),
3. der temporal bedingten Heterogenität von Habitaten,
4. der landschaftsstrukturellen Eigenschaften und
5. der pflanzenchemischen Bestandteile

bewerten.

Die überwiegende Mehrheit der betrachteten Studien untersucht die spektralen Eigenschaften (anhand der Bilddaten) von im Gelände erhobenen *sample*-Punkten und verwendet diese zur Extrapolation auf die gesamte Szene. Meist werden Landsatdaten eingesetzt. Eine gängige Methode ist die Korrelation von Felddaten mit dem *Normalized Differenced Vegetation Index* (NDVI). Stellvertretend sei auf die Studie von MCFARLAND et al. 2012 verwiesen. Die Studie untersucht den Zusammenhang zwischen fernerkundlich abgeleiteten NDVI-Werten und dem Vorkommen von Vögeln in ariden Gebieten. Die Arbeit zeigt, dass es einen statistischen Zusammenhang sowohl zwischen dem Artenreichtum als auch der Abundanz und den spektralen Bildinformationen gibt. Die besten Modelle konnten auf der Art-Ebene abgeleitet werden. Allerdings weisen die Autoren darauf hin, dass selbst die Güte der Modelle mit dem höchsten Erklärungsanteil keine zufriedenstellenden Ergebnisse in Bezug auf die Ableitung von Prädiktorvariablen darstellen (vgl. auch HURLBERT et al. 2003, BAILEY et al. 2004, LEE et al. 2004, IVITS et al. 2011, SHIRLEY et al. 2013). Kritisch wird von LEYEQUIEN et al. (2007) in Bezug auf die Untersuchung von Vögeln bewertet, dass die Ergebnisse der betrachteten Studien das ganze Spektrum von keinem Zusammenhang zwischen NDVI und Vogelvorkommen bis zu einer hochkorrelierten Beziehung abdecken, so dass letztlich die Beziehung schwer fassbar bleibt. Unklar bleibt außerdem, welche Rolle die räumliche Auflösung der Bilddaten in dieser Hinsicht spielt. Dass diese einen großen Einfluss auf das Ergebnis hat, ist unbestritten, fraglich ist jedoch, ob die unterschiedliche Auflösung möglicherweise zu der großen Bandbreite der NDVI bezogenen Studien beiträgt. Untersuchungen von DAVENPORT et al. (2000), BAILEY et al. (2004), GOTTSCHALK et al. (2011), TATTONI et al. (2012) und SHIRLEY et al. (2013) legen nahe, dass sich mittels hoch aufgelöster Daten grundsätzlich verlässlichere Ergebnisse hinsichtlich der Erfassung von Habitaten erzielen lassen. GOTTSCHALK et al. (2011) untersuchen beispielsweise anhand von 13 Vogelarten, auf welchen räumlichen Skalen (von 1-1000 m Auflösung) der größte Erklärungsanteil unterschiedlicher Vorhersagevariablen liegt. Demzufolge führt eine Auflösung von 1-3 m zu den besten Ergebnissen.

Eine der zentralen Schlussfolgerungen des Artikels von LEYEQUIEN et al. (2007) ist, dass in der ökologischen Forschung eine zeitverzögerte Integration technologischer Entwicklungen im Fernerkundungsbereich beobachtbar ist, was beispielsweise an der großen Zahl von Studien sichtbar wird, die mit Landsatdaten arbeiten (s.o.). Seit 2007 zeichnet sich in dieser Hinsicht ab, dass die methodische und technische Entwicklung der Fernerkundung in der ökologischen Forschung zeitnah rezipiert wird. Deutlich sichtbar ist dies an einem Anstieg von Studien, die LiDAR-Daten zur strukturellen Charakterisierung von Habitaten nutzen. Hintergrund ist einerseits die Bedeutung dreidimensionaler Objekte wie Bäume, Feldhecken usw. als Lebensraum bzw. als Strukturelement der Landschaft und andererseits das Interesse an der Strukturierung der Vegetation einzelner Flächen.

TATTONI et al. (2012) leiteten aus LiDAR-Daten dreidimensionale Vegetationsobjekte ab und untersuchten deren Potential als Prädiktorvariablen für das Vorkommen von Neuntöter, Wachtelkönig, Zwergohreule und Grünspecht. Dazu wurde der prozentuale Gehölzanteil in der Landschaft bestimmt und Strukturparameter wie z. B. die Baumhöhe aus den Daten berechnet. Außerdem wurde die Länge von Ökotonflächen im Offenland untersucht. Ein vergleichbarer Ansatz wird von MASON et al. (2003) verfolgt, die ebenfalls LiDAR-Daten nutzten, um Informationen über dreidimensionale Vegetationsobjekte zu generieren. Darüber hinaus untersuchten die Autoren allerdings auch die Vegetationsstruktur innerhalb einzelner Felder sowie die Form einzelner Felder. Damit bauten sie auf die Arbeit von DAVENPORT et al. (2000) auf, die die Vegetationsstruktur innerhalb einzelner Felder mit LiDAR-Daten auf 10 cm Genauigkeit (Höhe) erfassen konnten.

Während die vorgestellten Studien sich auf die Untersuchung der Daten einzelner Sensoren stützten, nutzten SWATANTRAN et al. (2012) neben spektralen und LiDAR-Daten auch Radardaten, um Umweltvariablen, die das Vorkommen von Vögeln erklären könnten, zu erfassen. SWATANTRAN et al. (2012) spiegeln damit einen aktuellen Trend in der (ökologischen) Fernerkundung, die Eigenschaften unterschiedlicher Sensoren zur Extraktion von Objekttypen mit charakteristischen ökologischen Eigenschaften (z. B. feucht, dreidimensional usw.) heranzuziehen (siehe z. B. SCHLAGER et al. 2013).

Hinsichtlich des Einsatzes von hochauflösenden Spektraldaten besitzt die oben angeführte Feststellung einer verzögerten Integration in die ökologische Forschung bedingt Gültigkeit. Es gibt beispielsweise kaum Studien, die das Potential von Orthophotos in einem vergleichbaren Sinne wie die Studien von HURLBERT et al. (2003), BAILEY et al. (2004), LEE et al. (2004), IVITS et al. (2011), SHIRLEY et al. (2013) untersuchen, jedoch eine Vielzahl von Studien, die im Rahmen der Untersuchung von Habitaten (bzw. Lebensraumtypen) auf subnationaler, nationaler oder europäischer Ebene (European Nature Information System (EUNIS), Lebensraumtypen des Anhangs II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) hochauflösende Bilddaten verwenden (z.B. BOCK et al. 2003, LESER 2003, BOCK et al. 2005b, NEUBERT 2005, FRICK 2006, KIM 2007, TIEDE et al. 2010, SCHLAGER et al. 2013). Allerdings steht dabei stärker die Habitatkartierung und -bewertung mittels eines formalen Kartierschlüssels im Vordergrund und nicht die Modellierung der Verbreitung von Arten auf der Grundlage von Spektralinformationen.

Eine weitere Schlussfolgerung von LEYEQUIEN et al. (2007) ist, dass ein bislang unausgeschöpftes Potential in der Verbindung klassischer ökologischer Modelle (z. B. Allgemeine Lineare Modelle) und fernerkundungsgestützter Habitatkartierungen besteht. Dieses Potential wird in der vorliegenden Studie herausgearbeitet. Aufbauend auf die Erkenntnisse von GOTTSCHALK et al. (2011) werden hochauflösende Fernerkundungsdaten (Orthophotos) zur Identifikation von Habitatvariablen herangezogen und als Grundlage für eine räumliche Extrapolation der Ergebnisse eines Generalisierten



Linearen Habitatmodells genutzt. Gegenüber den von LEYEUQUIEN et al. (2007) kritisch bewerteten Studien, die einen Zusammenhang zwischen den spektralen Charakteristika *sample* basierter Habitatinformationen und dem „Rest“ des Bilddatensatzes herstellen, liegt die Stärke des vorliegenden Ansatzes darin, dass nicht die Bilddaten die Grundlage der Ableitung statistisch relevanter Habitatparameter sind, sondern ein eingehend geprüftes empirisches Habitatmodell, mittels dessen Reviere räumlich explizit auf der Grundlage einer fernerkundlichen Habitatkartierung vorhergesagt werden. Bei dieser Methode gibt das empirische Habitatmodell letztlich vor, welche Information aus den Bilddaten extrahiert werden muss, um zu einer flächendeckenden Vorhersage zu kommen.

Diese Arbeit untersucht damit explizit das Potential einer Verbindung klassischer ökologischer Modelle mit Fernerkundungstechnologien zur Bereitstellung managementrelevanter Informationen im regionalen Kontext der Transformation des Energiesystems.

## 2.6 Habitatsprüche der Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Die Feldlerche kann als Charaktervogel der Feldflur bezeichnet werden. Ihre Verbreitung hängt in Mitteleuropa mit der Herausbildung der Kulturlandschaft und darin vor allem mit der Acker- und Grünlandnutzung zusammen. In Baden-Württemberg ist die Feldlerche weitgehend flächendeckend bis in alle Höhenlagen verbreitet. Bevorzugt werden weiträumige offene Landschaften bis 700 m NN. Geringere Dichten finden sich in den großen zusammenhängenden Waldgebieten (Schwarzwald, südliches Alpenvorland, Schwäbisch-Fränkische Waldberge). Eher dünn besiedelt sind außerdem Bereiche der Schwäbischen Alb, die eine hohe Grünlandnutzung aufweisen, sowie der seenahe Bodenseeraum. In Baden-Württemberg tritt die Feldlerche überwiegend als Sommervogel auf, der teilweise auch ganzjährig anzutreffen ist (vermutlich überwintern vor allem männliche Tiere in Baden-Württemberg) (HÖLZINGER 1999). Mittlere Siedlungsdichten liegen in mitteleuropäischen Kulturlandschaften bei 10-20 Brutpaaren je 10 ha (HÖLZINGER 1999). In vielen Kulturlandschaften werden infolge der intensiven Bewirtschaftung von Agrarflächen allerdings deutlich geringere Siedlungsdichten festgestellt (HÖLZINGER 1999, KÖNIG et al. 2011). Die Reviergröße liegt nach KÖNIG et al. (2011) bei 0,5-20 ha und ist abhängig von der Revierqualität.

In der Offenlandschaft werden bevorzugt Kulturen besiedelt, die nicht zu dicht stehen und eine Vegetationshöhe von 15-25 cm sowie eine Bodenbedeckung von 20-50 % aufweisen (JENNY 1990, HÖLZINGER 1999, DZIEWIATY et al. 2007). Dazu zählen Wintergetreide und Hafer, aber auch Fettwiesen. Riedwiesen, Heiden und Aufforstungen werden eher gemieden (HÖLZINGER 1999). Daraus kann gefolgert werden, dass die Feldlerche als Indikatorart eher die großräumige Habitateignung anzeigt (Vielfalt, Struktur, Flächengröße etc.) (BRUST et al. 2011).

Durch die unter 2.1 und 2.2 aufgezeigte Verschlechterung der Offenlandhabitate infolge der Intensivierung in der Landwirtschaft gewinnen nach KÖNIG et al. (2011) Graswege als Anflug- und Brutplatz an Bedeutung für das Habitat der Feldlerche. Durch das Anlegen sogenannter Feldlerchenfenster (ca. 20 m<sup>2</sup> große Flächen ohne Aussaat im Acker) wird ebenfalls versucht, der negativen Bestandsentwicklung entgegenzuwirken, indem Äcker struktureicher gestaltet werden und zusätzliche Anflugplätze für die Feldlerche geschaffen werden (z. B. SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT, abgerufen in 2010).

Reich strukturierte Offenlandschaften mit Brachen werden von mehreren Autoren als Habitate mit guten Brutbedingungen und reichem Nahrungsangebot beschrieben (JEROMIN 2002, BRUST et al. 2011, KÖNIG et al. 2011). Auf die Bedeutung ökologisch bewirtschafteter Flächen als Nahrungs- und bei geeigneter Kultur auch als Brutlebensraum wird von NEUMANN et al. (2004), BRUST et al. (2011) sowie von DOG & DDA (2011) hingewiesen.

Die Brutperiode von Feldlerchen erstreckt sich über fünf Monate von April bis August und fällt damit mit vielen Bewirtschaftungsgängen in der Landwirtschaft zusammen (Mahd, Aussaat, Ernte etc.). Die Revierbesetzung und -abgrenzung durch die Männchen liegt bereits im Februar und erstreckt sich bis in den März. Sofern möglich, wird zweimal gebrütet, mit einer Brutzeit von 11-14 Tagen. Beliebte Brutplätze sind Brachen, Wiesen und Wintergetreideflächen; letztere vor allem für die Erstbrut (HÖLZINGER 1999). Nach JENNY (1990) erfolgt die zweite Brut vermehrt in Rüben, Kartoffeln und Mais. Die Hauptlegephase für die Erstbrut erstreckt sich von Ende April bis Ende Mai (HÖLZINGER 1999). Sie kollidiert Mitte/Ende Mai häufig mit dem ersten Schnitt von Grünlandstandorten. Wird Ganzpflanzensilage auf Standorten geerntet, auf denen noch im selben Jahr eine Maisansaat erfolgen soll (eine Praxis, die im Zusammenhang mit dem Betrieb von Biogasanlagen häufiger geworden ist), kollidiert die Ernte im Mai ebenfalls mit der Brutphase der Feldlerche. Die zweite Brutphase beginnt im Juni und erstreckt sich bis in den August. Rechnerisch sind in dieser Zeit drei Bruten möglich, für Baden-Württemberg aber nicht nachgewiesen (HÖLZINGER 1999).

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Das Untersuchungsgebiet

Der Landkreis Schwäbisch Hall liegt im Nordosten von Baden-Württemberg und umfasst eine Fläche von 1484 km<sup>2</sup> sowie eine Einwohnerzahl von 184806. Geologisch und geomorphologisch kann der Landkreis in zwei Landschaften untergliedert werden: Richtung Norden erstreckt sich die Gäulandschaft der Hohenloher und Haller Ebene, die teilweise von Löß und Lößlehm bedeckt ist. Richtung Westen, Süden und Osten wird die Gäulandschaft von den Schwäbisch-Fränkischen Waldbergen mit der Frankenhöhe eingerahmt, die von den höheren Keupersandsteinen (Kiesel- und Stubensandstein) gebildet werden (SIMON 1987). Folgt man der naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs nach MEYNEN und SCHMITHÜSEN (1953-1962), liegt Schwäbisch Hall in der naturräumlichen Haupteinheit 12 (Neckar- und Taubergäuplatten) (BORCHERDT 1993).

Die sanft hügelige Gäulandschaft ist durch eine intensive agrarische Nutzung geprägt, die auch im Zusammenhang mit der hohen Anzahl an Veredelungs- und Futterbaubetrieben im Landkreis steht. Betrachtet man Hohenlohe, lässt sich die eher ländliche Prägung auch am Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche erkennen, die mit 12,5 % unter dem Landesdurchschnitt (13,6 %) liegt. In 2005 lag der Anteil der Ackerfläche am Landkreis bei 65 % (ECK 2008).

Prägende Fließgewässer des Landkreises sind die Kocher und Jagst, an denen die Städte Schwäbisch Hall und Crailsheim liegen, die zusammen den „Verdichtungsbereich Schwäbisch Hall/Crailsheim“ bilden (ECK 2008). An den Fließgewässern haben sich breite Talauen mit Grünlandnutzung gebildet, allerdings ist Dauergrünland seit 1988 bis 2005 um 24 % zugunsten von Ackerstandorten zurückgegangen (ECK 2008).

### 3.2 Darstellung des *workflow*

Bevor in den nachfolgenden Kapiteln das methodische Vorgehen detaillierter erläutert wird, erfolgt an dieser Stelle ein kurzer Überblick des methodischen *workflow* (Abb. 5).

Wie eingangs ausgeführt, verfolgt die vorliegende Arbeit das Ziel einer räumlich expliziten, quantitativen Beurteilung der Effekte, die durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall entstehen. Kern der Arbeit bildet ein empirisches Generalisiertes Lineares Habitatmodell, das auf der Grundlage eines Plot basierten Vogelmonitorings (1 km<sup>2</sup> große Kacheln) aus Baden-Württemberg entwickelt wurde. Dieses Modell wurde an eine fernerkundungsgestützte Landnutzungskartierung des Landkreises Schwäbisch Hall gekoppelt, wodurch es möglich war, die Feldlerchenreviere für die fernerkundlich kartierte Landnutzung vorherzusagen. Für die

Landnutzungskartierung war es notwendig, einen Datensatz Luftbilder zu Orthophotos zu prozessieren. Dafür war die Generierung eines hochauflösten digitalen Höhenmodells aus LiDAR-Daten notwendig. Für die Landnutzungsklassifikation wurde auf ein digitales Landschaftsmodell als Klassifikationsmaske zurückgegriffen. Das Landschaftsmodell diente darüber hinaus als Datengrundlage zur Kartierung von Referenzdaten im Gelände.

Ferner wurden Biomassepotentiale in Schwäbisch Hall unter der Annahme einer dreigliedrigen Fruchtfolge, regionaler Ernährungssicherheit und des Futtermittelbedarfs für die Viehhaltung ermittelt. Die im Zuge der Potentialbetrachtung ermittelten Flächenpotentiale wurden nach einem randomisierten Verfahren auf die Polygone der fernerkundungsgestützten Landnutzungskartierung verteilt. Dadurch entstand ein zweiter Landnutzungs-Layer, der die ermittelten Potentiale räumlich explizit darstellt. Dieser Landnutzungs-Layer wurde ebenfalls an das Habitatmodell gekoppelt, so dass sich auch für das Szenario die Feldlerchenreviere ermitteln ließen. Abschließend wurden die Veränderungen der Feldlerchenreviere in den beiden Szenarien quantitativ ermittelt.

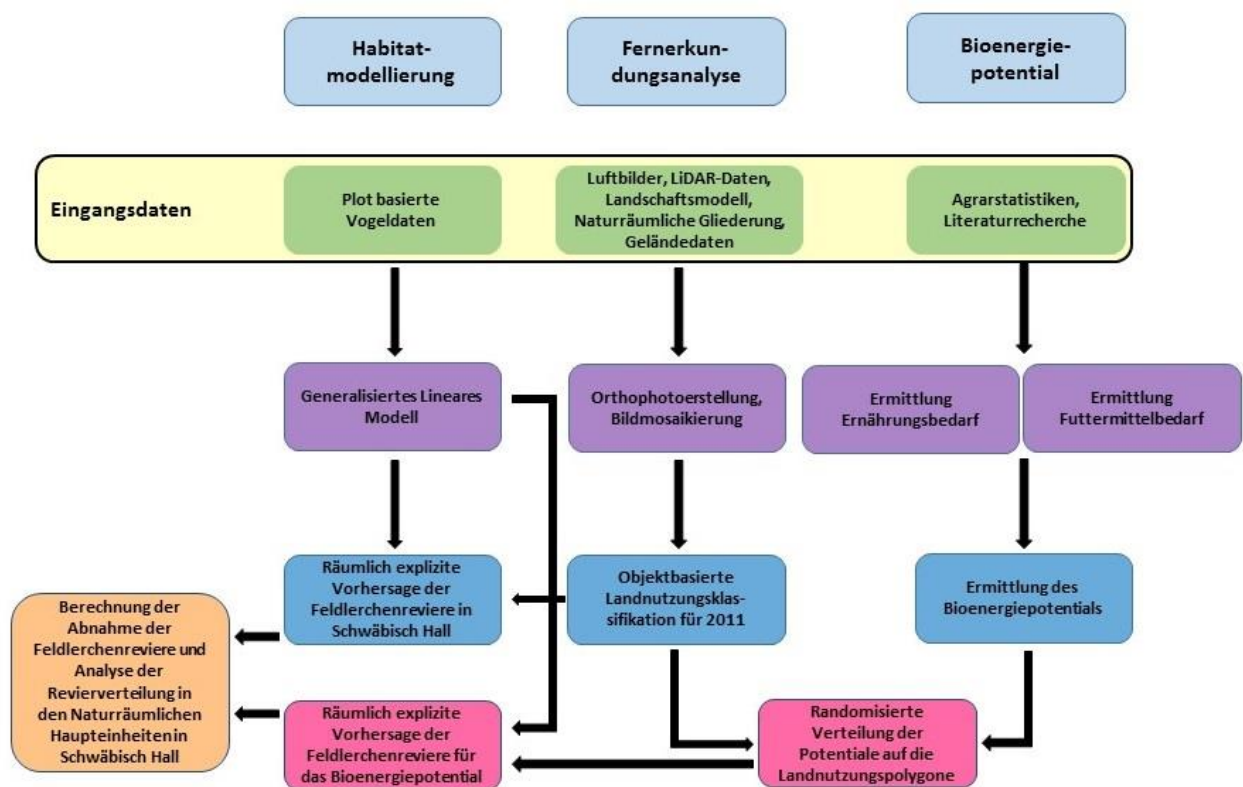


Abb. 5 Abstrahierte Darstellung des methodischen Vorgehens zur Bewertung der landschaftsstrukturellen Veränderungen durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall.

### 3.3 Datengrundlagen

Nachfolgend werden die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Datengrundlagen mit räumlichem Bezug dargestellt. Dabei können die Daten nach folgenden Gesichtspunkten unterschieden werden:

1. Daten, die für die Entwicklung des empirischen Habitatmodells verwendet wurden (3.3.1),
2. Sekundäre GIS-Daten, die im Rahmen der Fernerkundungsanalyse als Klassifikationsmaske sowie als Datengrundlage zur Erhebung von Referenzdaten im Gelände genutzt wurden (3.3.2) und
3. Daten, die für die Prozessierung der Orthophotos und die Fernerkundungsanalyse vorlagen (3.3.3)

#### 3.3.1 Vogeldaten

Die Entwicklung eines Habitatmodells für die Feldlerche erfolgte auf Grundlage von 70 Untersuchungsflächen aus Baden-Württemberg. Die Daten wurden im Rahmen eines vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) finanzierten Forschungsprojektes zur Entwicklung eines Artenvielfaltsindikators für die Agrarlandschaft in Baden-Württemberg und Brandenburg erhoben und durch das Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Singen freundlicherweise zur Verfügung gestellt (vgl. LUTZE et al. 2007).

Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte mittels eines geschichteten Stichprobenverfahrens in fünf Straten, die auf Grundlage der Naturräumlichen Gliederung von Baden-Württemberg nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962) aggregiert wurden (Abb. 6).

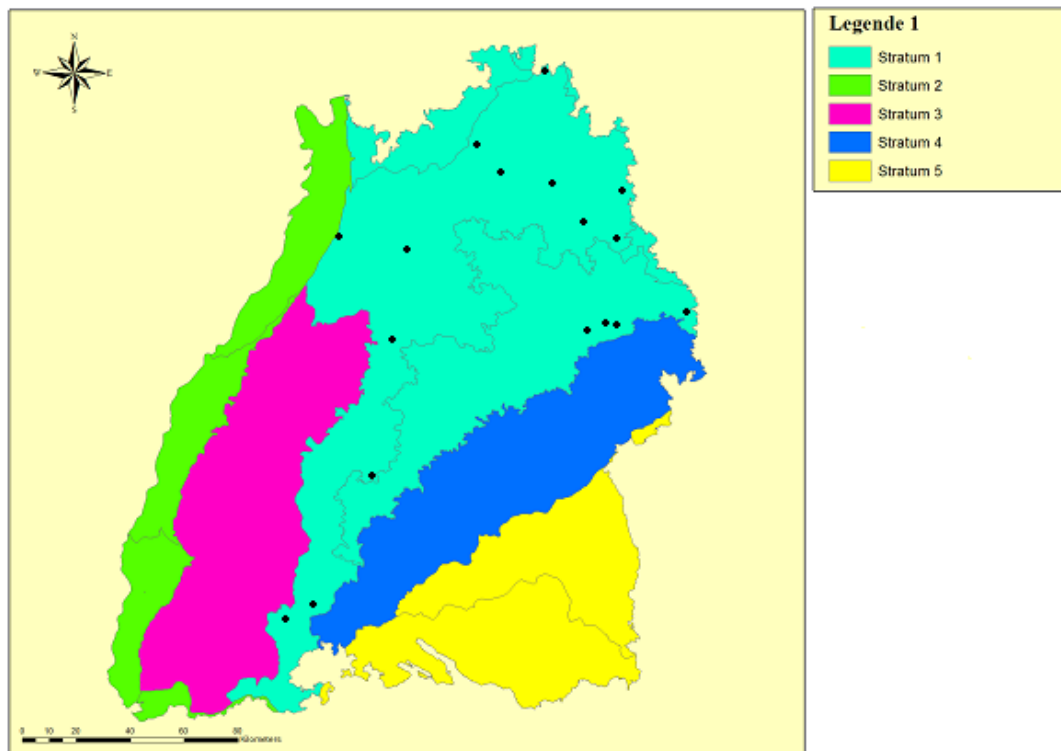


Abb. 6 Fünf aggregierte Straten auf Grundlage der Naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962) sowie die Lage der Untersuchungsflächen des Vogelmonitorings in Stratum 1 (schwarze Punkte).

In jedem Stratum wurden zwischen 8 und 19 quadratische Untersuchungsflächen mit einer Kantenlänge von 1000 m (100 ha) ausgewählt. Dabei wurde beachtet, dass sich alle Flächen im Hauptlebensraum Agrarland (Acker und Grünland) befinden. Auf jeder Fläche wurde die Nutzung detailliert nach einem im Rahmen des Projektes erarbeiteten Kartierschlüssel aufgenommen und anschließend in einem Geographischen Informationssystem (GIS) digitalisiert. Abbildung 7 zeigt beispielhaft die Untersuchungsfläche mit der ID 1595. Jede Untersuchungsfläche wurde fünf Mal innerhalb eines Jahres in folgenden Zeiträumen begangen:

1. 16.3.-31.3.2006
2. 16.4.-30.4.2006
3. 1.5.-15.5. 2006
4. 16.5.-31.5.2006
5. 1.6.-16.5.2006

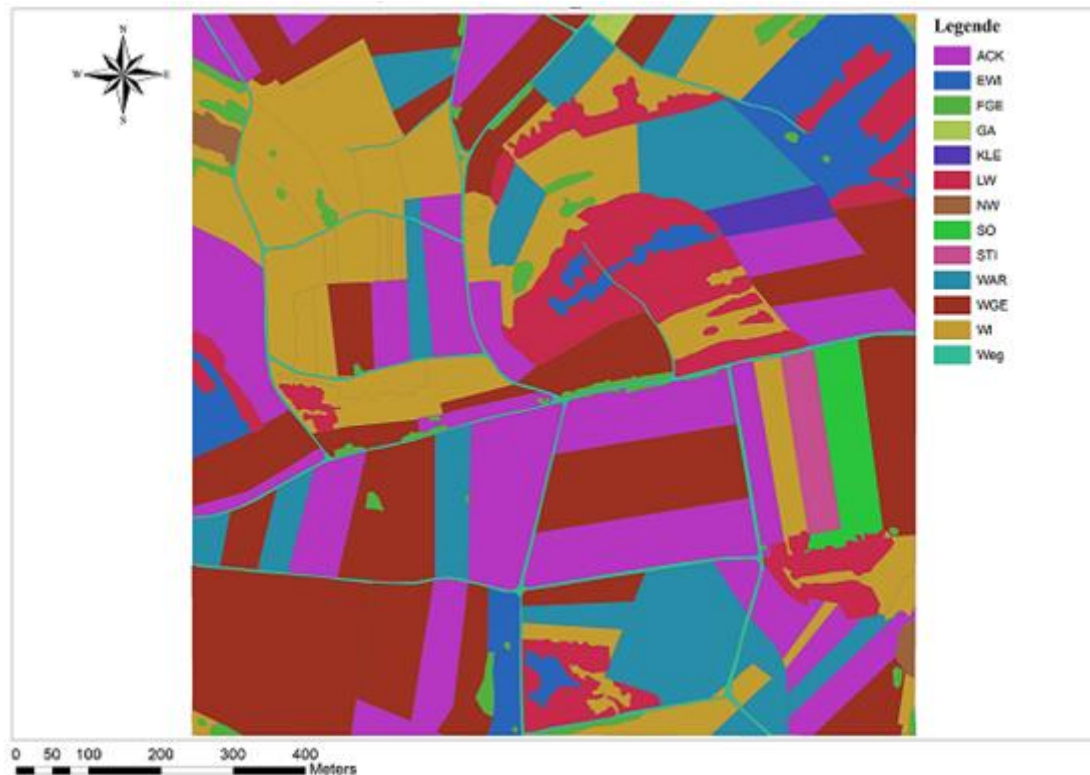


Abb. 7 Beispielhafte Untersuchungsfläche mit Nutzungskartierung und der ID 1595. Die Nutzungstypenkürzel sind in Anhang A verzeichnet.

Jede Aufnahme wurde einem Revier zugeordnet, sofern revieranzeigende Merkmale aufgenommen wurden. Der Datensatz enthält daher alle Reviere der Feldlerche auf jeder Untersuchungsfläche (zum methodischen Vorgehen vgl. LUTZE et al. 2007).

Neben den beschriebenen Vogeldaten wurden Daten des Vogelmonitorings des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA) zur Modellvalidierung herangezogen die ebenfalls durch das Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Singen zur Verfügung gestellt wurden. Das DDA-Monitoring unterscheidet sich von den im Rahmen der Entwicklung des Artenvielfaltsindikators erhobenen Daten dadurch, dass die DDA-Daten mittels Linienkartierung in nur vier Begehungen erhoben werden und dass die Nutzungskartierung deutlich weniger diversifiziert ist. Unterschiedliche Ackerfrüchte werden beispielsweise lediglich als Ackerfläche kartiert. 17 Kacheln des DDA-Monitorings befinden sich im Landkreis Schwäbisch Hall (Abb. 8). Von den 17 Kacheln liegen für drei Kacheln Erhebungen zu den Feldlerchen vor. Eine Kachel enthält Erhebungen aus dem Jahr 2006, bei der die Beobachtungen noch keinem Revier zugeordnet wurden. Daher wurde diese Kachel nicht für die Validierung verwendet. Die zwei verbleibenden Kacheln wurden für die Modellvalidierung herangezogen.

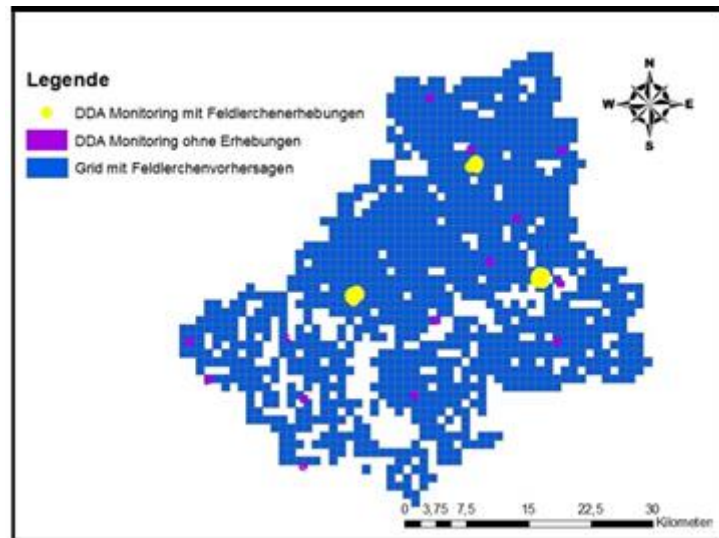


Abb. 8 Verteilung der Kacheln des DDA Monitorings im Untersuchungsgebiet. Für alle blauen Kacheln wurden im Rahmen dieser Arbeit Vorhersagen zu den Feldlerchenrevieren im Untersuchungsgebiet getroffen (siehe Kapitel 4.5).

### 3.3.2 GIS-Daten

Bei der Kartierung von Referenzdaten sowie bei der Klassifikation der Luftbilder wurde auf die Daten des Digitalen Landschaftsmodells aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) von 2009 mit einer Auflösung von 1:25000 (Basis-DLM) des Landesamts für Geoinformation und Landentwicklung in Baden-Württemberg zurückgegriffen. ATKIS stellt topographische Informationen in digitaler Form zur Verfügung und gliedert sich in sieben Objektbereiche, die hierarchisch weiter aufgegliedert werden in Objektgruppen und Objektarten. In der vorliegenden Arbeit wurde mit den Objektarten der Objektgruppe „4100 Vegetationsflächen“ gearbeitet.

Außerdem wurden die Daten der Naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs verwendet, die ebenfalls durch das Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung in Baden-Württemberg bereitgestellt wurden. Die Naturräumliche Gliederung Baden-Württembergs beruht auf den Arbeiten von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1962). Für Baden-Württemberg werden 13 Großlandschaften und 66 Naturräumliche Haupteinheiten unterschieden, von denen die sechs folgenden im Landkreis Schwäbisch Hall vorkommen: Tauberland, Frankenhöhe, Hohenloher-Haller-Ebene, Kocher-Jagst-Ebenen, Mittelfränkisches Becken.

### 3.3.3 Fernerkundungsdaten

Schwäbisch Hall wurde im Juli 2011 von der Firma TerraMessflug GmbH mit einem Flugzeug vom Typ Cessna 303 aufgenommen. Die Bildaufnahme erfolgte mit der digitalen Kamera UltraCamXP von Vexcel (Brennweite 100,5 mm) (Abb. 9). Der Bildflug erfolgte mit 30 %



Querüberdeckung und 60 % Längsüberdeckung. Die mittlere Flughöhe betrug 5500 m, was zu einer korrespondierenden Bodenauflösung der Bilddaten von 35 cm führte. Die Einteilung des Gebietes erfolgte in 13 Bildstreifen, die wechselweise von Ost nach West und von West nach Ost beflogen wurden.



Abb. 9 Die von TerraMessflug verwendete UltraCamXP von Vexcel (TERRAMESSFLUG, abgerufen in 2012).

Während des Bildfluges (exemplarisch in Abb. 10 dargestellt) wurde die exakte Position des Flugzeugs bzw. des Projektionszentrums  $O$  des Aufnahmesystems bei jeder Bildaufnahme ( $X_o$ ,  $Y_o$ ,  $Z_o$ ) sowie die Rotationswinkel Omega ( $\omega$ ), Phi ( $\varphi$ ) und Kappa ( $\kappa$ ) mit einer *Inertial Measurement Unit* (IMU) aufgezeichnet. Die Datenbereitstellung erfolgte als zentralperspektivische Luftbilder in den Kanälen RGB, CIR und PAN mit einer Bildtiefe von 16 Bit und dem dazugehörigen Aufnahmeprotokoll (*logfile*) (Position, Rotationswinkel, Geographisches Bezugssystem), einem Kalibrierungsprotokoll der Kamera (Tabelle 2) sowie 18 *ground control points* (GCPs) des Landesamtes für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg.

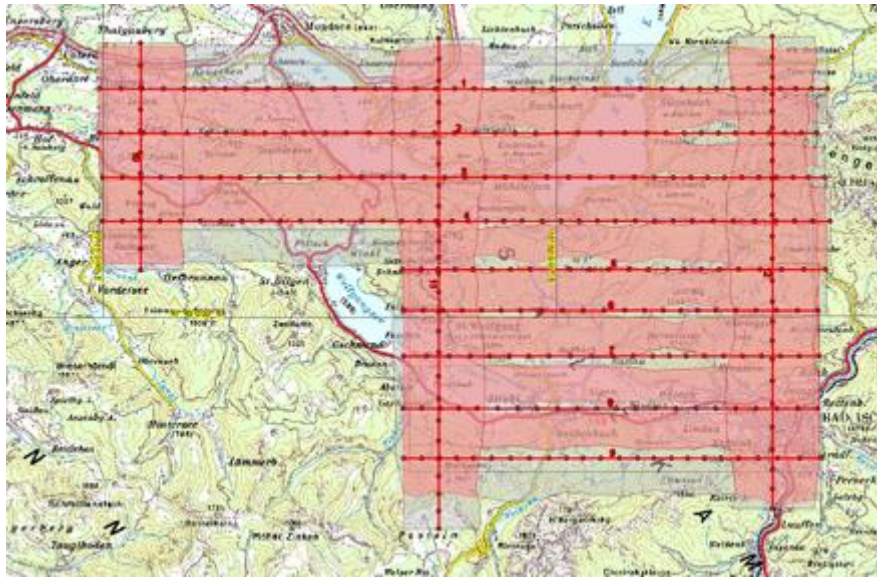


Abb. 10 Prinzip der Gebietszonierung zur Aufnahme mehrerer Bildstreifen (TERRAMESSFLUG, abgerufen in 2012).

Insgesamt wurde das Gebiet mit 335 Bildern kartiert, die ein Imageformat von 67,86 mm in x-Richtung und von 103,86 mm in y-Richtung haben. Das entspricht in x-Richtung 11310 Pixeln und in y-Richtung 17310 Pixeln, wobei ein Pixel  $6 \times 6 \mu\text{m}$  groß ist (vgl. Tabelle 2).

Tab. 2 Auszug aus dem Kalibrierungsprotokoll der Kamera (eigene Darstellung; weitere Erläuterungen siehe 3.6.1).

<b>Image Extent</b>	long track	67.860mm	11310pixel
	cross track	103.860mm	17310pixel
<b>Pixel Size</b>		$6\mu\text{m} \times 6\mu\text{m}$	
<b>Focal length</b>	ck	100.500mm	+/- 0.002mm
<b>Principal point</b>	X_ppa	0.000mm	+/- 0.002mm
<b>(Level 2)</b>	Y_ppa	0.180mm	+/- 0.002mm
<b>Lens Distortion</b>	Remaining distortion less than 0.002mm		

Neben den spektralen Fernerkundungsdaten standen LiDAR *last pulse*-Daten des Landesamts für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg aus den Jahren 2000-2006 zur Verfügung.

### 3.4 Habitatmodellierung

Nachfolgend wird das methodische Vorgehen der Habitatmodellierung erläutert. Dabei wird zunächst eine allgemeine Einführung zur Habitatmodellierung vorgenommen (3.4.1 – 3.4.4), die die Grundlage des methodischen Vorgehens in der vorliegenden Arbeit bildet. Darauf aufbauend wird das Vorgehen in der vorliegenden Arbeit dargestellt (3.4.5).

#### 3.4.1 Methoden der Habitatmodellierung

Unter 2.4 wurde aufgezeigt, dass Habitatmodelle der Formalisierung der Beziehungen von Umweltfaktoren und dem Vorkommen von Arten in der Landschaft dienen. Dabei stehen die Quantifizierung der Art-Umweltbeziehung sowie die Möglichkeit der Vorhersage zum Vorkommen von Arten im Zentrum des Forschungsinteresses. Die Gültigkeit des Modells in räumlicher Hinsicht als auch in Bezug zu den betrachteten Umweltvariablen wird durch den verwendeten Datensatz definiert (RUDNER et al. 2004). Wird ein Modell mittels eines GIS in die Fläche gebracht, kann die räumliche Vorkommenswahrscheinlichkeit modelliert werden, allerdings unter der Einschränkung, dass das angewandte Modell Gültigkeit für den Raum besitzt, für den Vorhersagen getroffen werden (RUDNER et al. 2004).

Ökologische Daten werden überwiegend mit Regressionsanalysen (lineares Modell) bzw. deren Erweiterungen (Allgemeines Lineares Modell oder Generalisiertes Lineares Modell) modelliert (SCHRÖDER 2004, DORMANN et al. 2012, DORMANN 2013).

##### 3.4.1.1 Lineare Modelle

Das Lineare Modell (LM) ist der einfachste Fall der Regressionsanalyse. Es zeichnet sich durch eine unabhängige und eine abhängige Variable aus, zwischen denen ein ursächlicher Zusammenhang nahegelegt wird (DORMANN et al. 2012). Nach QUINN et al. (2002) wird mittels einer Regression die Güte dieses Zusammenhangs untersucht. Ferner lassen sich aus dem Modell Prognosen ableiten.

Die Modellierung setzt voraus, dass die zugrunde gelegten Daten normalverteilt sind. Das bedeutet, dass bei gleichen Beobachtungsbedingungen Beobachtungen an der Stelle  $X$  normalverteilt sind. Diese Annahme gilt auch für die Residuen der Beobachtungen an der Stelle  $X$  (ZUUR et al. 2007, ZUUR et al. 2009). Eine weitere Voraussetzung bei der Anwendung linearer Modelle ist die Varianzhomogenität. Diese besagt, dass die Varianz der Beobachtungen an allen Stellen  $X$  die gleiche ist. Die Bedingung der Varianzhomogenität wird bei vielen ökologischen Daten verletzt (ZUUR et al. 2007). Schließlich wird bei linearen Modellen die Unabhängigkeit der Daten vorausgesetzt. Somit sollten  $Y$ -Werte einer Beobachtung  $X_i$   $Y$ -Werte einer anderen Beobachtung  $X_j$  ( $i \neq j$ ) nicht beeinflussen. Typischerweise wird diese Annahme bei Zeitserien und räumlichen Daten verletzt (ZUUR et al. 2007, ZUUR et al. 2009). Die

Schätzung der Regressionsgeraden erfolgt nach der Methode der kleinsten Abweichungsquadrate (OLS, *ordinary least squares*). Dabei wird die gefittete Regressionsgerade so gebildet, dass die Summe der Abweichungsquadrate, die auf Grundlage des Abstands der gemessenen Punkte von der Regressionsgeraden berechnet werden, minimiert wird (FARAWAY 2005). Die Gerade, bei der sich die geringste Summe der Abweichungsquadrate ergibt, bildet somit die gemessenen Punkte am besten ab.

#### 3.4.1.2 Allgemeine Lineare Modelle

Allgemeine Lineare Modelle (ALM) sind die Erweiterung des Linearen Modells. Untersucht wird nicht der Zusammenhang zwischen einer unabhängigen und einer abhängigen Variablen, sondern zwischen einer abhängigen Variablen und mehreren unabhängigen Variablen. Voraussetzung ist auch bei ALMs die Normalverteilung der Daten.

Der Begriff ALM vereinigt unterschiedliche Modelle, die sich in der Struktur ihrer Variablen unterscheiden. Bei kontinuierlichen Variablen spricht man von multipler Regression, bei kategorialen Faktoren von multifaktorieller ANOVA (*analysis of variance*) und bei einer Mischung aus kategorialen und kontinuierlichen Variablen von einer ANCOVA (*analysis of co-variance*) (DORMANN et al. 2012).

Das Berücksichtigen mehrerer erklärender Variablen in einem Modell kann unterschiedliche Probleme hervorrufen, die bei der Anwendung von ALMs berücksichtigt werden sollten. Ein gängiges Problem ist die Kolinearität der Variablen. Kolinearität bedeutet, dass zwei Variablen stark korreliert sind, was zu Problemen der Parameterschätzung führt (ZUUR et al. 2007). Aus rechentechnischen Gründen wird in der Regel nur einer der Parameter (meist der erste) als wichtig erkannt (DORMANN et al. 2012). Bei der Berechnung von ALMs sollten daher im Vorfeld die Variablen auf Korrelationen untersucht werden und gegebenenfalls die Auswahl von Variablen mit geeigneten statistischen Verfahren erfolgen (vgl. z. B. DORMANN et al. 2012). Neben der Korrelation von Variablen kann es zu sogenannten Interaktionen zwischen Variablen kommen. Interaktionen bezeichnen das Phänomen, dass ein Faktor in Abhängigkeit des Niveaus eines anderen Faktors einen bestimmten Effekt hat (DORMANN et al. 2012). Wird die Interaktion von Faktoren in einem Modell als wichtig erkannt, müssen neben der Interaktion auch die Faktoren im Modell verbleiben, auch wenn diese nicht als signifikant eingestuft wurden. Schließlich kann der Fall auftreten, dass eine Variable nicht streng linear mit der Antwortvariablen in Zusammenhang steht. In diesem Fall kann es sinnvoller sein, die zweite oder dritte Potenz einer Variablen in das Modell einzuspeisen.

#### 3.4.1.3 Generalisierte Lineare Modelle

Sind die untersuchten Daten nicht normalverteilt und lassen sich auch durch eine Transformation der Daten (z. B. durch Logarithmieren oder Quadrieren) nicht an diese annähern, scheiden LM und

ALM für die Modellbildung aus. Die Modellierung von Daten, die diese Grundannahme verletzen, ist im Rahmen sogenannter Generalisierter Linearer Modelle (GLM) möglich. Unter dem Begriff GLM werden Modelle subsumiert, die Parameter verteilungsgebunden iterativ numerisch nach der Methode der *maximum likelihood* (ML) annähern (DORMANN et al. 2012). Anders als beim OLS-Verfahren, das in der Lage ist, die Parameter mittels Matrixalgebra analytisch zu lösen, werden die Parameter beim ML-Verfahren auf 10-15 Stellen genau geschätzt (DORMANN et al. 2012).

Bei der Modellierung mit GLM muss eine Annahme bezüglich der Fehlerverteilung der Daten getroffen werden (z. B. Poisson, Binomial etc.). Außerdem muss die sogenannte kanonische *link*-Funktion festgelegt werden. Die *link*-Funktion beschreibt, „how the mean of the response and a linear combination of the predictors are related“ (FARAWAY 2006). Anders formuliert beschreibt die *link*-Funktion, auf welche Art und Weise die abhängige von der erklärenden Variablen abhängig ist (DORMANN et al. 2012). Standardmäßig werden vier *link*-Funktionen verwendet: Für normalverteilte Daten wird der sogenannte *identity link* verwendet. Für poissonverteilte Daten steht der *log link* zur Verfügung und für binomialverteilte Daten der *logit link* (FARAWAY 2006). Gammaverteilte Daten werden mittels des *inverse link* modelliert (DORMANN et al. 2012) (Abb. 11).

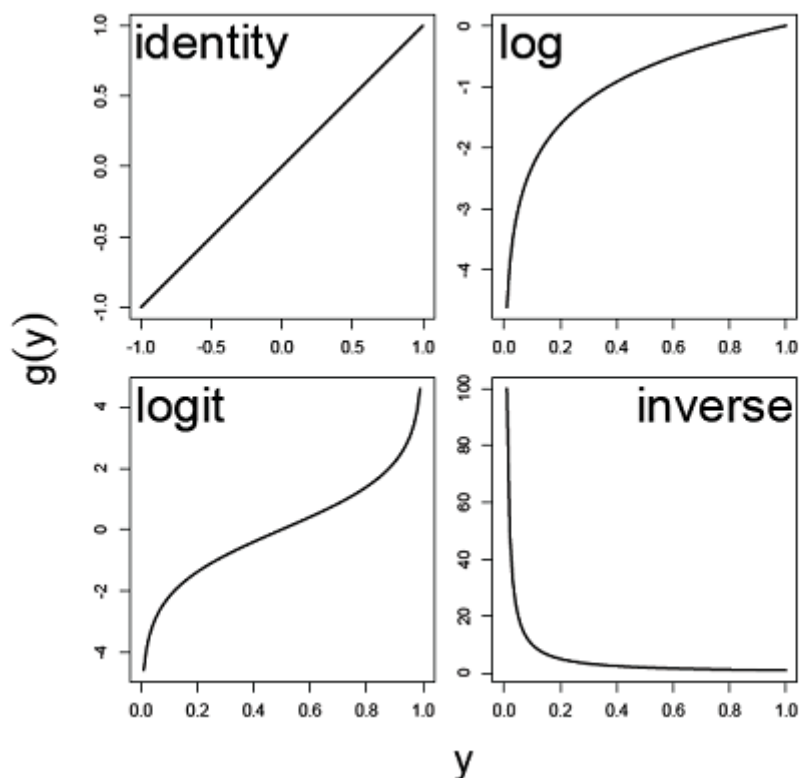


Abb. 11 Die vier standardmäßig verwendeten *link*-Funktionen Generalisierter Linearer Modelle (DORMANN et al. 2012).

### 3.4.2 Die Poissonverteilung

Modelle, die auf einer Poissonverteilung beruhen, werden üblicherweise als Anfangspunkt zur Modellierung ökologischer Zählraten verwendet (LINDEN et al. 2011, ZUUR et al. 2007). Hintergrund ist die Schiefe der Verteilung von Zählraten, die bei vielen ökologischen Erhebungen charakteristisch ist (viele Nullen; je größer die Werte, desto weniger Zählungen). Eine Modellbildung mit statistischen Verfahren, die eine Normalverteilung der Daten voraussetzen (LM, ALM), kommt unter diesen Umständen nicht in Frage; auch deshalb nicht, weil es bei der Modellbildung zu negativen Werten kommen kann, die durch Zählraten ausgeschlossen sind.

Die Verteilung ist durch den Parameter  $\lambda$  charakterisiert (Abb. 12). Bei der Durchführung einer Poissonregression wird für die abhängige Variable  $Y_i$  eine Poissonfehlerverteilung mit dem Erwartungswert  $\mu_i$  angenommen ( $Y_i \sim P(\mu_i)$ ). In jedem GLM wird für die angenommene Verteilung ein bestimmtes Verhältnis zwischen Mittelwert und Varianz angenommen, die anders als beim Linearen Modell nicht unabhängig voneinander sind (DORMANN et al. 2012). Bei der Poissonverteilung ist der Erwartungswert von  $Y_i$ , also  $\mu_i$ , gleich der Varianz (ZUUR et al. 2007, DORMANN 2013). Je größer der Erwartungswert  $\mu_i$  ist, desto stärker nähert sich die Poissonverteilung der Gaußschen Normalverteilung an (ZUUR et al. 2007).

**Verteilungsfunktion:**

$$\text{Poisson}(k) = P(X = k|\lambda) = \frac{\lambda^k e^{-\lambda}}{k!}$$

**Definitionsbereich:**  $k \in \mathbb{N}_0 = \{0, 1, 2, 3, \dots\}$

**Mittelwert:**  $\lambda$

**Varianz:**  $\lambda$

Abb. 12 Verteilungsfunktion der Poissonverteilung (DORMANN 2013).

Um zu prüfen, ob die Annahme, dass Varianz und Mittelwert  $\mu$  gleich sind, eingehalten wird, wird bei der Modellbildung der sogenannte Dispersionsparameter beobachtet, der das Verhältnis von Varianz und Mittelwert  $\mu$  wiedergibt.

### 3.4.3 Die negative Binomialverteilung

Werden bei der Modellierung einer Poissonregression Anzeichen einer *overdispersion* festgestellt, kann mit der negativen Binomialverteilung ein Ansatz gewählt werden, der diesem Problem Rechnung trägt (LINDEN et al. 2011). Wie die Poissonverteilung ist auch die negative Binomialverteilung eine diskrete Verteilung, die neben dem Verteilungsparameter ( $k$ ) und dem Mittelwert ( $\mu$ ) einen weiteren Parameter ( $r$ ) hat, der eine Klumpung der Daten zulässt (DORMANN 2013) (Abb. 13). Bei der

Modellierung mit der Statistiksoftware R wird  $r$  als  $\theta$  ausgegeben. Für  $\theta \rightarrow \infty$  ergibt sich die Poissonverteilung (DORMANN 2013). Je kleiner  $\theta$  ist, desto angemessener ist die negative Binomialverteilung gegenüber der Poissonverteilung.

**Verteilungsfunktion:**

$$P(X = k|r, p) = \binom{k+r-1}{k} (1-p)^r p^k$$

**Definitionsbereich:**  $k \in \mathbb{N}_0 = \{0, 1, 2, 3, \dots\}$

**Mittelwert:**  $\mu$  bzw.  $rp/(1-p)$

**Varianz:**  $\mu + \mu^2/r$  bzw.  $rp/(1-p)^2$

Abb. 13 Verteilungsfunktion der negativen Binomialverteilung (DORMANN 2013).

Ein Vorteil der negativen Binomialverteilung gegenüber der Poissonverteilung ist die Robustheit gegenüber räumlich korrelierter Daten (WHITE et al. 1996).

#### 3.4.4 Beurteilung der Modellgüte

Die Beurteilung der Modellgüte schließt die statistische Analyse ab und besteht aus mehreren Schritten. Nachfolgend wird die Modelldiagnostik in Anlehnung an die Analyse mit der Statistiksoftware R sowie an DORMANN (2013) besprochen.

Bei der Berechnung eines Poisson- oder Negativ-Binomialmodells stellt sich zunächst die Frage, ob die einzelnen Prädiktoren sowie der y-Achsenabschnitt signifikant von null verschieden sind. In R erhält man diese Informationen nach dem Aufruf des Modellbefehls (für ein Poissonmodell = *glm* (*family = poisson*); für ein Negativ-Binomialmodell = *glm.nb* aus dem Package MASS) mittels des *summary*-Befehls, der die Koeffizienten und den y-Achsenabschnitt mit Standardfehlern, z-Wert (Wald z-Statistik) und p-Wert darstellt. Auch wenn einzelne Prädiktoren oder der y-Achsenabschnitt signifikant von null verschieden sind, ist noch nicht geklärt, ob ein Prädiktor signifikant zur Erklärung der Gesamtvarianz beiträgt. Dies lässt sich mittels der Durchführung einer ANOVA ermitteln. Voraussetzung für die Berechnung einer ANOVA sind: 1. die Unabhängigkeit der Datenpunkte, 2. Varianzhomogenität und 3. die Normalverteilung der Residuen (CRAWLEY 2002; für eine ausführliche Diskussion zur Varianzanalyse vgl. auch UNDERWOOD 1997). In R wird eine ANOVA mittels des Befehls *anova* aufgerufen und anhand des  $\chi^2$ -Statistik-*output* beurteilt. Neben der Beurteilung der Signifikanz einzelner Parameter verlangen einige Verteilungen (zu denen beispielsweise auch die Poissonverteilung gehört) die Kontrolle des Verhältnisses von Erwartungswert und Varianz. Hintergrund ist, dass bei einigen Verteilungen Erwartungswert und Varianz nicht wie in der Normalverteilung unabhängig voneinander sind, sondern in einem bestimmten Verhältnis zueinander stehen (DORMANN 2013). Bei der Poissonverteilung ist dieses Verhältnis beispielsweise 1:1. Die

Dispersion quantifiziert, ob und wie stark die Varianz mit dem Erwartungswert zu- oder abnimmt (DORMANN 2013). Die Dispersion ermöglicht damit eine Beurteilung des Modells hinsichtlich der Problematik von *over-* und *underdispersion* und gegebenenfalls die Wahl einer anderen Verteilungsannahme. Praktisch wird die *over-* und *underdispersion* des Modells nur grob abgeschätzt, indem die *residual deviance* des Modells durch die residuellen Freiheitsgrade geteilt wird (DORMANN 2013). Beide Werte sind Teil des *summary output* eines glm oder glm.nb in R. Neben der Auskunft über die Korrektheit der Verteilungsannahme kann anhand des *deviance outputs* auch der *fit* eines Poisson- oder negativen Binomialmodells, also die Anpassung an die Daten, beurteilt werden. Diese kann als Äquivalent zur *sum of squares* bei einer linearen Regression betrachtet werden. Je höher die *deviance* ausfällt, desto schlechter bildet das Modell die erhobenen Daten ab (ZUUR et al. 2007). Neben der *deviance* gibt der Modelloutput außerdem die *residual deviance* aus, die bei der linearen Regression den *residual sum of squares* entspricht. Anhand dieser beiden Werte kann die vom Modell erklärte Varianz berechnet werden, indem von der *deviance* die *residual deviance* abgezogen wird und durch die *deviance* dividiert wird (DORMANN 2013).

Neben den bislang betrachteten Modelluntersuchungen stellt die Residuenanalyse ein weiteres Mittel dar, um zu analysieren, ob die Verteilungsannahme der Daten möglicherweise die Modellvoraussetzungen verletzt. Bei linearen Modellen stellen beispielsweise nicht-normalverteilte Residuen eine Verletzung der Annahme auf Normalverteilung dar. Formal handelt es sich bei Residuen um die Differenz zwischen den beobachteten ( $y$ ) und den modellierten ( $\hat{y}$ ) Werten. Bei Poisson- und negativen Binomialverteilungen sind die *response residuals*, die sich durch  $y - \hat{y}$  ergeben, nicht nutzbar, da Varianz und Mittelwert nicht unabhängig voneinander sind. Für die letztgenannten Verteilungen werden daher *pearson residuals*, *deviance residuals* und *studentised residuals* berechnet (DORMANN 2013). Residuen werden meist in Form von Residualplots untersucht, um zu beurteilen, ob die Varianzfunktion korrekt spezifiziert wurde oder ob die Vermutung fehlender Kovariablen oder einflussreicher Fälle naheliegt (INSTITUT FÜR STATISTIK AN DER LUDWIG-MAXIMILIANS-UNIVERSITÄT MÜNCHEN 2009). Bei Residualplots werden die vorhergesagten Werte gegen die Residuen geplottet. Für negative Binomial- und Poissonverteilungen erfolgt dies auf der Link- und der Responseskala. Der Plot sollte kein auffälliges Muster enthalten, sondern durch eine zufällig wirkende Punktverteilung charakterisiert sein.

Neben der Beurteilung der Modellgüte kann der Vergleich von Modellen von Interesse sein. R gibt für jedes Poisson- und negative Binomialmodell einen AIC-Wert (*Akaike information criterion*) aus, mittels dessen sich unterschiedliche Modelle vergleichen lassen. Angestrebt wird ein möglichst kleiner AIC-Wert. Bei der Berechnung des AIC wird einerseits der *goodness of fit* des Modells berücksichtigt und andererseits die in das Modell eingegangenen Parameter, wobei die Hinzunahme von Parametern „bestraft“ wird (DORMANN et al. 2012).



### 3.4.5 Habitatmodellierung der Feldlerche

Die statistische Analyse der unter 3.3.1 beschriebenen Vogeldaten erfolgte mit der *opensource* Statistiksoftware R 2.7.1 und R 3.0.0. Für die Analyse wurde neben den Standardaufrufen auf folgende *packages* zurückgegriffen: MASS, ggplot2, pscl, boot, psych, car.

Für die Analyse wurden die 17 Untersuchungsflächen aus Stratum 1 (vgl. Abb. 6) ausgewählt, da in diesem Stratum auch das Untersuchungsgebiet Schwäbisch Hall liegt.

Für jede Plotfläche wurden 23 Prädiktorvariablen berechnet (3.5.2), die, gemeinsam mit der abhängigen Variablen (Reviere der Feldlerche), in einem Textfile gespeichert wurden. Zunächst wurde die abhängige Variable auf ihre Verteilung hin untersucht und anschließend logarithmiert und quadriert, um sie einer Normalverteilung anzunähern. Da durch die Transformation der Daten keine Normalverteilung angenähert werden konnte (Histogramm, Kolmogorov-Smirnov-Test), wurde als Ausgangspunkt für die Modellierung ein Poissonmodell gewählt.

Die unabhängigen Variablen wurden einer Korrelationsanalyse unterzogen und nur dann gemeinsam in ein Modell eingespeist, wenn der Korrelationswert unter 0,63 lag (Dormann 2013). Korrelierte Variablen wurden anschließend ausgetauscht und das Modell erneut gefittet. Zusätzlich wurde die zweite Potenz für den Flächenanteil der Feldfrüchte berechnet und in das Modell aufgenommen. Interaktionen wurden nach wissensbasierter Einschätzung möglicher Interaktionseffekte nur für manche Variablen berechnet (z. B. Flächenanteil Wintergetreide und mittlere Flächengröße der Wintergetreideflächen).

Da das Poissonmodell Anzeichen einer *overdispersion* aufwies, wurde von einer negativen Binomialverteilung ausgegangen und mittels des in MASS implementierten Befehls *glm.nb* ein weiteres Habitatmodell berechnet.

Modellvereinfachungen fanden mittels des im Package MASS implementierten stepAIC-Verfahrens statt. Dabei wird aus dem maximalen Modell jeweils ein Parameter entnommen (*backward selection*) und die Modellverbesserung mittels des AIC überprüft. Die Modelldiagnostik des *minimum adequate model* (MAM) erfolgte wie unter 3.4.4. beschrieben.

Zusätzlich zur beschriebenen Modelldiagnostik wurde das Modell anhand unabhängiger Daten evaluiert. Hierfür wurden die unter 3.3.1 beschriebenen Daten des DDA-Vogelmonitorings verwendet. Von den beiden Kacheln, aus denen die Reviere der Feldlerche hervorgehen, überschneidet sich eine Kachel fast passgenau mit einer Kachel des *grids*, für das im Rahmen dieser Arbeit Vorhersagen zu den Feldlerchenrevieren getroffen wurden. Die Kachel enthält Revierzählungen für die Jahre 2011-2014. Die Überdeckung der Kacheln liegt bei 85 %. Daher wurden nur Reviere berücksichtigt, die in

dem Überlappungsbereich beider Kacheln liegen, während für die fehlenden 15 % eine Hochrechnung anhand der kartierten Reviere des DDA-Monitorings vorgenommen wurde. Die Hochrechnung wurde zu dem Mittelwert der Jahre 2011-2014 hinzuaddiert und anschließend mit den Modellvorhersagen auf Grundlage der Landnutzung von 2011 verglichen.

Die andere Kachel überschneidet sich mit zwei Kacheln des *grids* im Verhältnis von ungefähr 1/3 und 2/3. Problematisch ist bei der zweiten Kachel, dass sie sich mit zwei Kacheln des *grids* überschneidet, deren Wertespektrum im Wintergetreide außerhalb des Wertespektrums des Prädiktors liegt, der bei der Modellentwicklung verwendet wurde. Mit der Kachel kann daher nur evaluiert werden, ob sich das Modell zur Extrapolation eignet.

### 3.5 Landschaftsanalyse

Unter 2.1, 2.2 und 2.3 wurde aufgezeigt, dass das Vorkommen von Brutvögeln der Agrarlandschaft eng an die landschaftsstrukturelle Ausstattung gekoppelt ist und dass entsprechende Prädiktorvariablen daher fester Bestandteil ökologischer Modellansätze sind, die sich mit Brutvögeln beschäftigen. Im vorliegenden Fall wurden anhand der unter 3.3.1 beschriebenen Vogeldaten 23 Prädiktorvariablen berechnet, deren Bedeutung im Rahmen der unter 3.4 beschriebenen Habitatmodellierung untersucht wurde. Da es sich dabei überwiegend um landschaftsstrukturelle Prädiktoren handelt, wird nachfolgend der theoretische und methodische Hintergrund des Landschaftsstrukturansatzes kurz erläutert (3.5.1) und anschließend die im Rahmen dieser Arbeit berechneten Prädiktoren vorgestellt (3.5.2).

#### 3.5.1 Quantitative Analyse und Bewertung von Landschaften

Die Analyse von Landschaften ist in der landschaftsökologischen Forschung ein relativ junger Ansatz. Untersucht wird „das als Muster erscheinende Landschaftsmosaik und die spezifische räumliche Anordnung [...] der Landschaftseinheiten in einem bestimmten Untersuchungsausschnitt“ (LANG et al. 2007). Aus der Untersuchung lassen sich Strukturen, funktionale Zusammenhänge und bei zeitlich längeren Analysen auch Prozesse ableiten, mittels derer die Bedeutung der landschaftlichen Anordnung sowie das Vorkommen von Landschaftseinheiten für die Ökologie im Allgemeinen bzw. für Teilaspekte von Ökosystemen erfasst werden kann (z. B. BASTIAN et al. 1999, LANG et al. 2007).

Die Analyse stützt sich dabei auf drei unterschiedliche Ebenen. Diese werden gegliedert in *patch-level*, *class-level* und *landscape-level*. Für alle drei Ebenen stehen unterschiedliche Maßzahlen (*landscape metrics*) zur Verfügung, mittels derer das jeweilige *level* erfasst, analysiert und charakterisiert werden kann (Abb. 14).

Maßzahlen auf dem *patch-level* charakterisieren einzelne Flächen anhand geometrischer Eigenschaften (z. B. Größe, Form). Auf der Klassenebene werden alle *patches* zusammengefasst und analysiert, die der gleichen Klasse angehören. Eine klassische Maßzahl der Klassenebene ist beispielsweise der Mittelwert der Flächengröße. Auf der Ebene der Landschaft werden Maßzahlen berechnet, die die gesamte Landschaft betreffen und charakterisieren (LANG et al. 2007). Liegt beispielsweise eine Dominanz einer Klasse in einer Landschaft vor, kann dies vergleichend gegenüber einer anderen Landschaft mittels der Berechnung der sogenannten *dominance* analytisch charakterisiert werden.

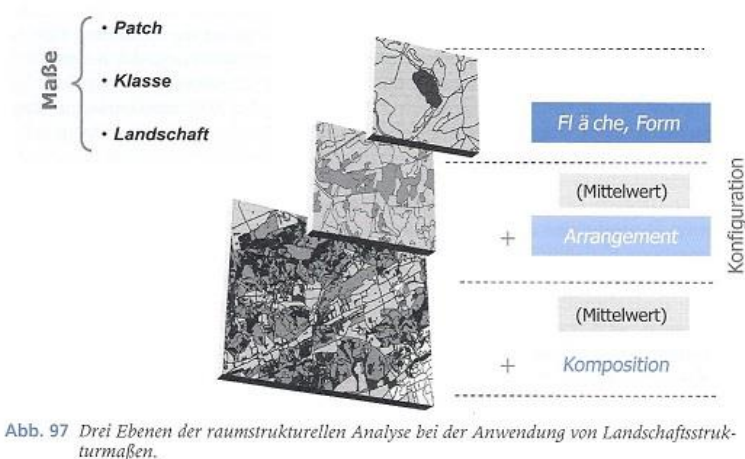


Abb. 97 Drei Ebenen der raumstrukturellen Analyse bei der Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen.

Abb. 14 Drei Ebenen der raumstrukturellen Analyse bei der Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen (LANG et al. 2007).

Die Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen wird im Rahmen von GIS-Anwendungen umgesetzt. Zwischenzeitlich liegt eine sehr große Zahl unterschiedlicher Landschaftsstrukturmaße vor, die untereinander häufig stark korreliert sind (RITTERS et al. 1995). Einen guten Überblick zu Landschaftsstrukturmaßen und deren ökologischer Bedeutung geben LANG et al. (2007), sowie die Datenbank IDEFIX 1.0 (KLUG et al. 2003) und die Homepage zu FRAGSTATS (FRAGSTATS, abgerufen in 2012).

Die Datengewinnung erfolgt meist durch die Auswertung von Luft- und Satellitenbildern, wodurch eine direkte Abhängigkeit der Berechnungsergebnisse von der geometrischen und thematischen Auflösung der Ausgangsdaten vorhanden ist (LANG et al. 2007).

Werden Landschaftsstrukturmaße für Daten, die aus hochaufgelösten Fernerkundungssystemen gewonnen wurden, berechnet, wird häufig ein objektbasierter Bildanalyseansatz verfolgt, da die Pixelgröße deutlich unterhalb adressierter Objekte liegt und daher die Beziehung von

Landschaftsstrukturmaßen und inhaltlicher Aussage anhand sogenannter *meaningful objects* erfasst werden kann (LANG et al. 2007).

### 3.5.2 Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen als Prädiktorvariablen für die Habitatmodellierung

In der vorliegenden Arbeit wurden Landschaftsstrukturmaße als potentielle Prädiktorvariablen für die 17 Untersuchungsflächen der Vogeldaten berechnet. Die Berechnung erfolgte mit der polygonbasierten *open source extension* vLate 2.0 beta für ArcGIS 10 (ESRI Redlands, USA) (Abb. 15) (vgl. LANG et al. 2003). Mit den in vLate 2.0 beta implementierten Landschaftsstrukturmaßen können Analysen zu folgenden Strukturmerkmalen vorgenommen werden:

- Fläche
- Randlinien
- Form
- Kernflächen
- Diversität
- Zerschneidung
- Nähe und Eingebundenheit.

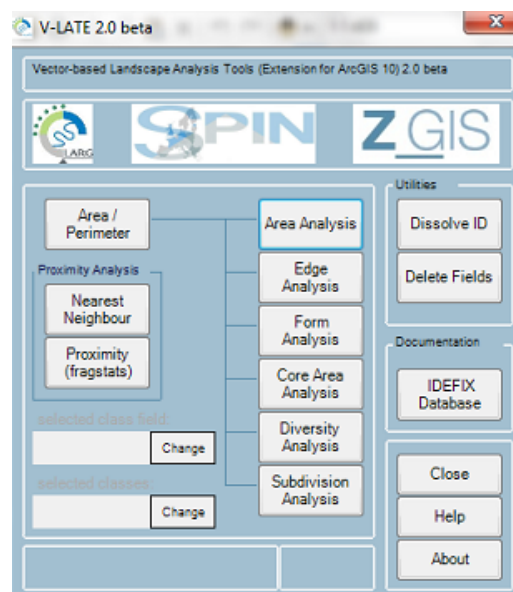


Abb. 15 Benutzeroberfläche von vLate 2.0 beta für ArcGIS 10.

Die formale Implementierung der Landschaftsstrukturmaße in vLate 2.0 beta ist in der Datenbank IDEFIX teilweise dokumentiert (KLUG et al. 2003), fehlende Formeln finden sich in Lang et al. (2007).

Als Prädiktorvariablen wurden flächen-, randlinien- und diversitätsbezogene Maßzahlen berechnet. Außerdem wurden Nachbarschaftsbeziehungen der kartierten Feldlerchen zu bestimmten Landschaftsstrukturen berücksichtigt.

Im Bereich der Charakterisierung von Flächen wurde die Bedeckung der wichtigsten Nutztypen je Untersuchungsplot in ha, die mittlere Flächengröße (*mean patch size*, MPS) in ha je Untersuchungsplot sowie die mittlere Flächengröße in ha einzelner Klassen auf dem *patch-level* nach folgender Formel berechnet:

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10,000} \right) \quad (\text{Gl. 1})$$

mit:

$a_{ij}$  = Fläche der *patches* j, der Klasse i

$n_i$  = Anzahl der Flächen i.

Aus der Bedeckung des Nutztyps je Untersuchungsplot lässt sich die Bedeutung einzelner Feldfrüchte als Brut- bzw. Nahrungshabitat ermitteln. Die Bedeutung von Flächengrößen für das Vorkommen wird von mehreren Autoren nahegelegt, daher wurden diese sowohl für einzelne Klassen als auch für den gesamten Untersuchungsplot berechnet (DZIEWIATY et al. 2007, WHITTINGHAM et al. 2003, ENGEL et al. 2012). Unterschiedliche Wiesentypen wurden sehr differenziert aufgenommen (extensive Wiesen, Wirtschaftswiesen bis zwei Schnitte, drei- und mehrschürige Wiesen, Weiden und Mähweiden). Die flächenmäßig bedeutendsten Wiesentypen wurden als Variablen berechnet; zusätzlich wurde eine Variable aus allen Wiesentypen aggregiert. Aggregationen wurden außerdem durch die Zusammenfassung aller Acker- und Grünlandflächen zu einer Variablen und durch die Zusammenfassung aller Ackerflächen zu einer Variablen vorgenommen (vgl. Tabelle 3).

Im Bereich Randlinien wurden die Randliniensummen je Untersuchungsplot (*total edge*, TE) und die mittlere Randliniensumme je Untersuchungsplot (*mean patch edge*, MPE) nach folgenden Formeln berechnet:

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \quad (\text{Gl. 2})$$

mit:

$e_{ik}$  = Länge der Randlinien des Polygons k, der Klasse i.

$m'$  = Anzahl der Polygone inklusive der Grenze des betrachteten Raumes.

Die Formel zur Berechnung der mittleren Randliniensumme ist in IDEFIX 1.0 nicht implementiert, wird aber allgemein nach folgender Formel berechnet:

$$MPE = \frac{TE}{NumP} \quad (Gl. 3)$$

mit:

$TE = total\ edge$

$NumP = \text{Anzahl der patches}$

Die Berechnung von Randlinien lässt Rückschlüsse auf den Strukturreichtum einer Landschaft zu. Allgemein wird eine hohe Randliniensumme mit strukturreichen, ökologisch wertvollen Landschaften in Verbindung gebracht. Sie kann aber auch Hinweis auf eine starke Zerschneidungsproblematik in einer Landschaft sein (TAEGER 2008). Die Maßzahlen wurden berechnet, da davon ausgegangen wurde, dass ein reichhaltiges landschaftliches Mosaik mit kleinräumig strukturiertem Angebot an Brutflächen und Nahrungsmittelangebot, das Vorkommen von Feldlerchen positiv beeinflusst (vgl. z. B. Engel et. al. 2012).

Auf der Landschaftsebene wurde der Shannon-Diversitätsindex, die Gleichverteilung (*evenness*) und die Dominanz berechnet. Der Shannon-Diversitätsindex gibt Auskunft über das Vorkommen und die Verteilung von Klassen auf der Basis der jeweiligen Flächenanteile (LANG et al. 2007). Der Index steigt, je strukturreicher eine Landschaft ist. Die Gleichverteilung zeigt an, wie ähnlich die Flächenanteile in der Landschaft sind. Die Dominanz gibt Auskunft über das Vorkommen dominanter Klassen. Die Formeln zur Berechnung der drei Indizes sind in IDEFIX 1.0 nicht implementiert, daher wurden sie aus LANG et al. (2007) entnommen (Abb. 16). Die drei Indizes wurden sowohl für jeden Untersuchungsplot als auch für eine Auswahl, die nur die Ackerflächen berücksichtigt, berechnet.

$$H = - \sum_{i=1}^m P_i \cdot \ln P_i$$

$$DOM = \ln m - H = \ln m + \sum_{i=1}^m P_i \cdot \ln P_i$$

$$EVEN = \frac{H}{\ln m} = - \frac{\sum_{i=1}^m P_i \cdot \ln P_i}{\ln m}^{72}$$

wobei  $H$  = Diversität,  $DOM$  = Dominanz,  $EVEN$  = Gleichverteilung,  $P$  = Bedeckungsgrad der Klasse  $i$ ,  $m$  = Klassenanzahl

Abb. 16 Formeln zur Berechnung der Shannon-Diversität, der Gleichverteilung und der Dominanz (LANG et al. 2007).

Ähnlich wie bei den Randlinienindizes wurde auch bei der Berechnung des Shannon-Diversitätsindex davon ausgegangen, dass sich eine reichhaltig strukturierte Landschaft (ausgedrückt

als Diversitätsindex) positiv auf das Vorkommen der Feldlerchen auswirken könnte. Die Dominanz wurde berechnet, um zu prüfen, ob sich ein positiver oder negativer Zusammenhang zwischen dem Feldlerchenvorkommen und einer eher monotonstrukturierten Landschaft nachweisen lässt. Die Überlegung stand vor dem Hintergrund, dass bei einer explorativen Untersuchung der Vogelmonitoringflächen viele Flächen mit einem sehr hohen Anteil an Wintergetreide sehr viele Feldlerchenzählungen aufwiesen, und Flächen mit einem hohen Anteil an Wiesen und Weiden durch sehr geringe Feldlerchenzahlen auffielen (vgl. dazu auch LUTZE et al. 2007).

Neben der Herleitung von Landschaftsstrukturmaßen als Prädiktorvariablen wird die Bedeutung von Graswegen als Anflugplatz, um dann das im angrenzenden Ackerschlag befindliche Nest zu erreichen, und Bruthabitat diskutiert. Vor allem die zweite Brut findet nach KÖNIG et al. (2011) häufig auf Graswegen statt, wenn die Ackerkulturen bereits zu hoch aufgewachsen sind. Daher wurde für jeden Feldlerchen-Punkt die euklidische Distanz zum nächsten Grasweg berechnet, je Untersuchungsplot aufsummiert und durch die Anzahl der Feldlerchen auf dem jeweiligen Plot geteilt. Ebenso wurde mit Feldgehölzen verfahren, da sich in der Literatur Hinweise auf eine sogenannte Kulissenwirkung von Feldgehölzen finden, die zur Meidung von Flächen in der Nähe von Feldgehölzen führen (HÖLZINGER 1999, NABU 2008).

Tabelle 3 enthält eine Zusammenstellung aller berechneten Prädiktorvariablen.

Tab. 3 Prädiktorvariablen zur Untersuchung des Feldlerchenvorkommens.

Bezeichnung der Variablen	Erläuterung	Bezeichnung der Variablen	Erläuterung
DWI	Flächenanteil drei- und mehrschürige Wiesen je Untersuchungsplot	MPS_Plot	Mittlere Flächengröße je Untersuchungsplot
WI	Flächenanteil zweischürige Wiesen je Untersuchungsplot	ShDiversit	Shannon's Diversity Index je Untersuchungsplot
WGE	Flächenanteil Wintergetreide je Untersuchungsplot	ShEvennes	Shannon's Evenness Index je Untersuchungsplot
SOG	Flächenanteil Sommergetreide je Untersuchungsplot	ShDominance	Dominanz je Untersuchungsplot
WAR	Flächenanteil Winterraps je Untersuchungsplot	TE	Summe der Randlinien je Untersuchungsplot
MA	Flächenanteil Mais je Untersuchungsplot	MPE	Mittlere Randliniensumme je Untersuchungsplot
FGE	Flächenanteil Feldgehölze je Untersuchungsplot	ShDiv_nurAcker	Shannon's Diversity Index der Ackerflächen je Untersuchungsplot
Ackerflaeche_jePlot	Gesamtackerfläche je Untersuchungsplot	ShEven_nurAcker	Shannon's Evenness Index der Ackerflächen je Untersuchungsplot
Ackerflaeche_Gruenlandflaeche	Gesamtacker- und Grünlandfläche je Untersuchungsplot	ShDom_nurAcker	Dominanz der Ackerflächen je Untersuchungsplot
AlleWiesen	Gesamtgrünlandfläche je Untersuchungsplot	DistWeg	Aufsummierte Distanzen von Feldlerchensichtungen zu Graswegen
DistFGE	Aufsummierte Distanzen von Feldlerchenrevieren zu Feldgehölzen	WGE_SOG	Wintergetreidefläche und Sommergetreidefläche je Untersuchungsplot
MPS_WGE	Mittlere Flächengröße der Wintergetreideflächen		



### 3.6 Fernerkundungsanalyse

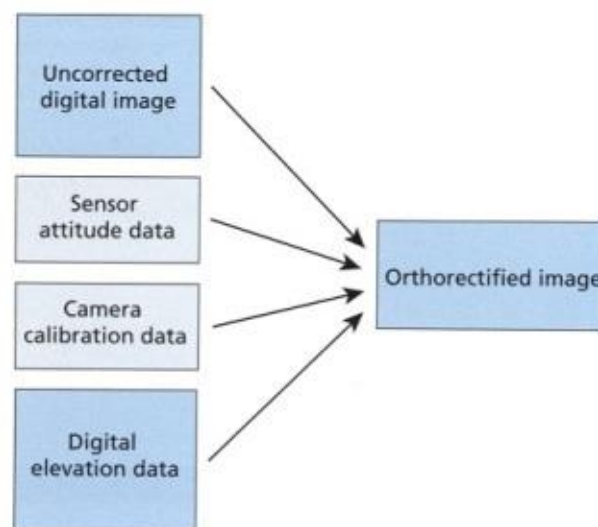
Nachfolgend wird das methodische Vorgehen der Fernerkundungsanalyse dargestellt, das sich in die drei folgenden Prozessschritte gliedern lässt:

1. Prozessierung der Bilddaten zu Orthophotos und Mosaikierung der Daten
2. Objektbasierte Landnutzungsklassifikation
3. Fehlerbewertung der Klassifikation

Wie in den vorangegangenen Kapiteln wird zunächst eine allgemeine theoretische und methodische Einführung zu jedem Prozessschritt vorgenommen, an den sich die Darstellung der in der vorliegenden Untersuchung vorgenommenen methodischen Schritte anschließt.

#### 3.6.1 Theoretische und methodische Grundlagen der Erzeugung von Orthophotos

Orthophotos sind differentiell entzerrte und geometrisch korrigierte Luftbilder. Zur Herstellung von Orthophotos werden die unkorrigierten Luftbilder, die Lage und Position des Aufnahmesystems zum Zeitpunkt der Aufnahme, das Kalibrierungsprotokoll der Kamera und ein hochaufgelöstes Höhenmodell ( $< 10$  m) benötigt (Abb. 17).



**Figure 5.19** Orthorectified image generation. Digital elevation data, camera viewing direction information, and calibration data are used to generate an orthorectified image.

Abb. 17 Inputdaten zur Erzeugung von Orthophotos (ARONOFF et al. 2005).

Die Zentralperspektive unkorrigierter Luftbilder wird im Zuge der Generierung von Orthophotos durch eine Bildentzerrung in eine Parallelprojektion überführt, da bei nicht entzerrten Daten lediglich der unterhalb des Projektionszentrums befindliche Nadirpunkt orthogonal dargestellt wird, während alle anderen Punkte einen radialen Versatz aufweisen, der mit der Entfernung zum Projektionszentrum

größer wird und von der Höhe der abgebildeten Objekte abhängt (Abb. 18) (ALBERTZ 2009). Neben Verzerrungen, die durch die zentralperspektivische Aufnahme entstehen, können bei Luftbildern Verzerrungen durch das Objektiv der Kamera (*lens distortion*) auftreten.

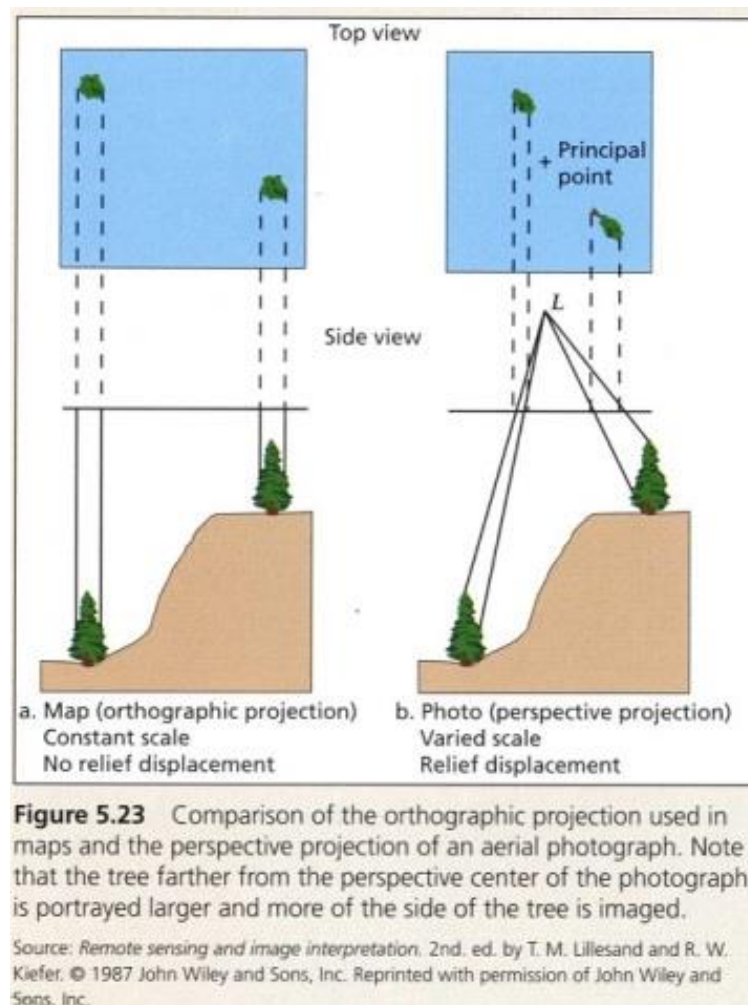


Abb. 18 Darstellung der Zentralperspektive und der Parallelprojektion sowie des radialen Versatzes durch die Entfernung vom Projektionszentrum O in Abhängigkeit der Höhe der abgebildeten Objekte (ARONOFF et al. 2005).

Trotz der Herstellung einer Parallelprojektion weisen Orthophotos Lageungenauigkeiten insbesondere bei hohen Oberflächenobjekten wie z. B. Brücken, Hochhäusern etc. auf, da diese Objekte nicht im digitalen Geländemodell berücksichtigt sind, das für die Entzerrung der Bilddaten zugrunde gelegt wird. Eine Korrektur dieser Fehler ist durch das Einbeziehen detaillierter Höheninformationen (Strukturelemente) zu den angesprochenen Objekten möglich (ARONOFF et al. 2005). Orthophotos, die mit Hilfe von Strukturelementen korrigiert wurden, werden auch als *true orthophotos* bezeichnet. Lageungenauigkeiten treten bei *true orthophotos* damit lediglich im Bereich sehr kleiner und hoher Objekte (z. B. Straßenlaternen) auf, die nicht als Strukturelemente vorliegen (ARONOFF et al. 2005).

Die Entzerrung von Luftbildern erfolgt auf der Grundlage von Orientierungsparametern und bei Bildblöcken der Triangulation der Daten (v). Die Orientierung unterteilt sich in die (i) innere, (ii) die äußere, (iii) die relative und (iv) die absolute Orientierung.

#### i. Die innere Orientierung

Die innere Orientierung „definiert die räumliche Lage des Projektionszentrums relativ zur Bildebene“ (ALBERTZ 2001). Dieser Zusammenhang muss bekannt sein, damit das zentralperspektivische Aufnahmestrahlbündel rekonstruiert werden kann. Das Projektionszentrum O wird dabei durch zwei Bildkoordinaten  $x'$  und  $y'$  sowie die Kamerakonstante  $c$  (*focal length*) festgelegt (ALBERTZ 2001). Der vom Projektionszentrum O ausgehende Strahl, der die Bildebene senkrecht durchstößt, definiert den Bildhauptpunkt  $H'$  (*principal point*, PPA). Dieser stellt den Ursprung des Bildkoordinatensystems dar. Bei einer digitalen Kamera wird die Lage des PPA durch ein Kalibrierungsverfahren der Kamera ermittelt und im Kalibrierungsprotokoll der Kamera veröffentlicht (KRAUS 2004). Dieser definiert gemeinsam mit der Größe der Pixel das Bildkoordinatensystem.

#### ii. Die äußere Orientierung

Die äußere Orientierung definiert die Lage und Position des Sensors zum Zeitpunkt der Aufnahme. Die Position wird durch die drei Koordinaten  $X_o$ ,  $Y_o$  und  $Z_o$  des Projektionszentrums O festgelegt und die Lage durch die Rotationswinkel Omega ( $\omega$ ), Phi ( $\varphi$ ) und Kappa ( $\kappa$ ) (HILDEBRANDT 1996). Die Rotationswinkel repräsentieren damit die als *pitch*, *roll* und *yaw* bekannten Drehbewegungen der Trägerplattform um die x-, y- und z-Achse. Die Koordinaten des Projektionszentrums O werden bei einer digitalen Kamera durch eine GPS-Messung ermittelt und die Rotationswinkel durch eine *inertial measurement unit* (IMU) (KRAUS 2004).

#### iii. Relative Orientierung

Die relative Orientierung von digital aufgenommenen Luftbildern, zu denen auch GPS/IMU-Daten vorliegen, erfolgt durch das automatische Suchen von Verknüpfungspunkten, mittels derer die relative Lage der Bilder zum Zeitpunkt der Aufnahme rekonstruiert wird. Die relative Orientierung definiert damit die Lage der einzelnen Bilder zueinander, ohne dass diese in Beziehung zu einem geodätischen Bezugssystem stehen. Unter Umständen fällt die relative Orientierung bei Bilddaten, zu denen auch GPS/IMU-Daten aufgezeichnet wurden, mit der absoluten Orientierung zusammen, da die Präzision der Messung im Bereich von einem Dezimeter liegt und damit keine zusätzlichen Passpunkte eingemessen werden müssen, um die absolute Orientierung herzustellen (KRAUS 2004).

#### iv. Absolute Orientierung

Mittels der absoluten Orientierung wird das durch die relative Orientierung erzeugte Stereomodell in das Zielkoordinatensystem gebracht. Dazu werden Passpunkte im Bild identifiziert, deren Lage zuvor präzise bestimmt wurde (GCPs) (LILLESAND et al. 1987, HILDEBRANDT 1996).

#### v. *Aerial triangulation* (AT)

Die *aerial triangulation* wird in drei Hauptverfahren untergliedert, von denen im vorliegenden Fall lediglich das Verfahren der Bündelblockausgleichung besprochen wird, da dieses für die nachfolgend beschriebene Herstellung der Orthophotos verwendet wurde. Für die Verfahren der Streifentriangulation mit Blockausgleich und das Verfahren des Blockausgleichs mit unabhängigen Modellen sei auf HILDEBRANDT (1996) verwiesen.

Die Bündelblockausgleichung ist ein Verfahren zur Bestimmung von Passpunktkoordinaten zur Orientierung von Stereomodellen größerer Bildverbände. Ihr Ziel ist damit die Herstellung der relativen und absoluten Orientierung aller Bilder des Bündelblocks, bei reduziertem Einsatz von GCPs. Ursprünglich wurde die Bündelblockausgleichung entwickelt, um größere Bildverbände, für die nur wenige GCPs vorliegen, orientieren zu können (HILDEBRANDT 1996). Die relative Orientierung wird bei dem Verfahren über Verknüpfungspunkte und die absolute Orientierung über GCPs hergestellt. Damit ein Bündelblock aufgebaut werden kann und ausreichend Verknüpfungspunkte gefunden werden können, bedarf es einer ausreichenden Längs- (60 %) und Querüberdeckung (20 %) der Bilddaten (KRAUS 2004).

Durch den reduzierten Einsatz von GCPs ergibt sich eine Verschlechterung der Genauigkeit gegenüber der Einzelmodelleinpassung mit einer größeren Anzahl von GCPs. Um die Qualität der AT beurteilen zu können, ist daher ein Maß notwendig, mittels dessen sich das Ergebnis der AT beurteilen lässt. Üblicherweise wird dies durch die Berechnung des Genauigkeitswertes  $\sigma$  erreicht, der unter 1/3 Pixel der betrachteten Bildpixel liegen sollte (KRAUS 2004).

### 3.6.2 Prozessierung der Orthophotos

In der vorliegenden Untersuchung wurden Orthophotos erzeugt, da der Fokus der Klassifikation auf der Extraktion von Offenlandbereichen (Acker- und Grünland) lag und daher keine aufwendige Korrektur von hohen Oberflächenobjekten notwendig war, die hauptsächlich dem Siedlungsbereich entstammen. Außerdem standen für die Erzeugung von *true orthophotos* keine Strukturelemente zur Verfügung.

Die Orthophotoerstellung der CIR-Bilder erfolgte mit der Software Leica Photogrammetry Suite 2010 (LPS) der Firma Intergraph (Alabama, USA). Mit der Software kann der gesamte Prozess vom

Einlesen der Daten über das Suchen von Verknüpfungspunkten, die Triangulation der Daten und der abschließende Schritt der Bildentzerrung durchgeführt und innerhalb des Blockfiles „blk“ gespeichert werden (Abb. 19).

Beim Aufbau des Blockfiles wurde zunächst die Kamera definiert (*digital*). Anschließend wurden die Eigenschaften der Kamera (Kamerakonstante bzw. Brennweite (*focal length*), Lage des *principal point* (PPA)) in ein dafür vorgesehenes *graphical user interface* eingetragen. Weitere Parameter, die an die Software übergeben werden müssen, sind die mittlere Flughöhe bei der Aufnahme der Bilder (5500 m), das Geographische Koordinatensystem der GPS-Daten, die im Logfile der Kamera gespeichert sind, sowie die Größe der Pixel. Das Logfile wird ebenfalls eingelesen und über eine eindeutige ID mit den Bilddaten verknüpft, so dass für jedes Luftbild die zugehörigen GPS-Koordinaten und Rotationswinkel (Omega ( $\omega$ ), Phi ( $\phi$ ) und Kappa ( $\kappa$ )) bekannt sind (vgl. zu den benötigten Informationen auch (3.3.3)).

Wenn alle Parameter an die Software übergeben wurden und alle Bilddaten online sind, wird für jedes Luftbild ein *pyramid layer* berechnet. Die daraus resultierende hierarchische Datenstruktur wird für die automatische Generierung der Verknüpfungspunkte benötigt (LEICA GEOSYSTEMS 2008).

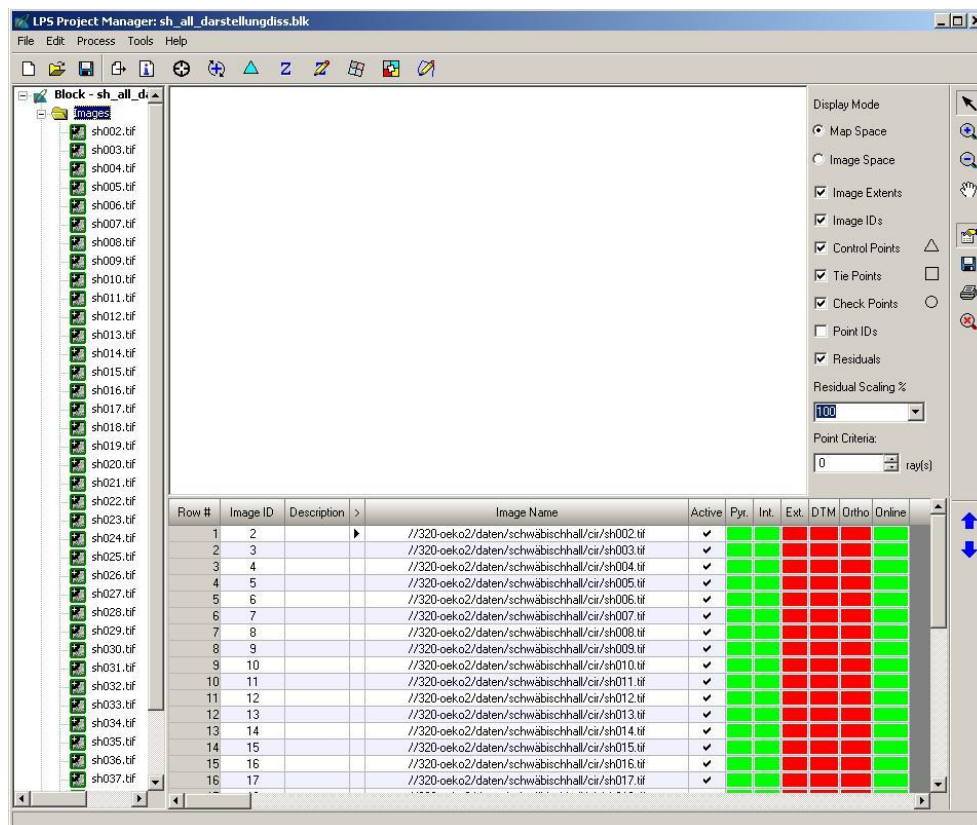


Abb. 19 Blockdatensatz in LPS, nachdem alle Luftbilder online sind und alle Parameter an die Software übergeben wurden. Die grünen und roten Spalten geben Auskunft über erfolgreich ausgeführte Schritte im Prozess der Generierung von Orthophotos.

Mittels des *point measurement*-Tools wurden automatisch generierte Verknüpfungspunkte zwischen den einzelnen Bildern berechnet. Für jedes Bild wurde das Auffinden von 500 Verknüpfungspunkten angestrebt (Abb. 20). Zusätzlich wurden 13 der 18 bereitgestellten GCPs eingemessen (vgl. 3.3.3). Fünf der Punkte konnten nicht verwendet werden, weil sie im Bild nicht auffindbar waren.

Die *aerial triangulation* wurde mit folgenden Einstellungen durchgeführt: Die maximale Anzahl an Iterationen wurde auf 10 gesetzt und der *convergence value* auf 0,12 m. Für die äußere Orientierung wurden für die x-, y- und z-Koordinaten sowie die Rotationswinkel gleiche Gewichtungen vergeben. Außerdem wurde die Option *advanced robust checking* verwendet. Das Ergebnis der AT wurde anhand des *total image unit weight RMSE* ( $\sigma$ ) bewertet.

Die Entzerrung der Luftbilder erfolgte mithilfe der Methode *cubic convolution*, bei der für jedes Pixel alle acht Nachbapixel berücksichtigt werden. Das für die Bildentzerrung benötigte Geländemodell wurde aus den LiDAR *last pulse*-Daten unter Verwendung der Software LAsTools (Rapidlasso GmbH, Deutschland) sowie ArcGIS 10.1 SP 2 mit einer räumlichen Auflösung von 1 m berechnet. Eine Inspektion der Qualität der berechneten Orthophotos wurde mit dem in Erdas Imagine 2010 (Hexagon Geospatial Georgia, USA) implementierten *swipe tool* vorgenommen. Das *swipe tool* erlaubt die sich überlagernden Bilddaten kontinuierlich horizontal oder vertikal auszublenden und somit zu prüfen, ob Bildobjekte (Straßen, Feldgrenzen etc.) in den Überlagerungsbereichen lagegenau sind.

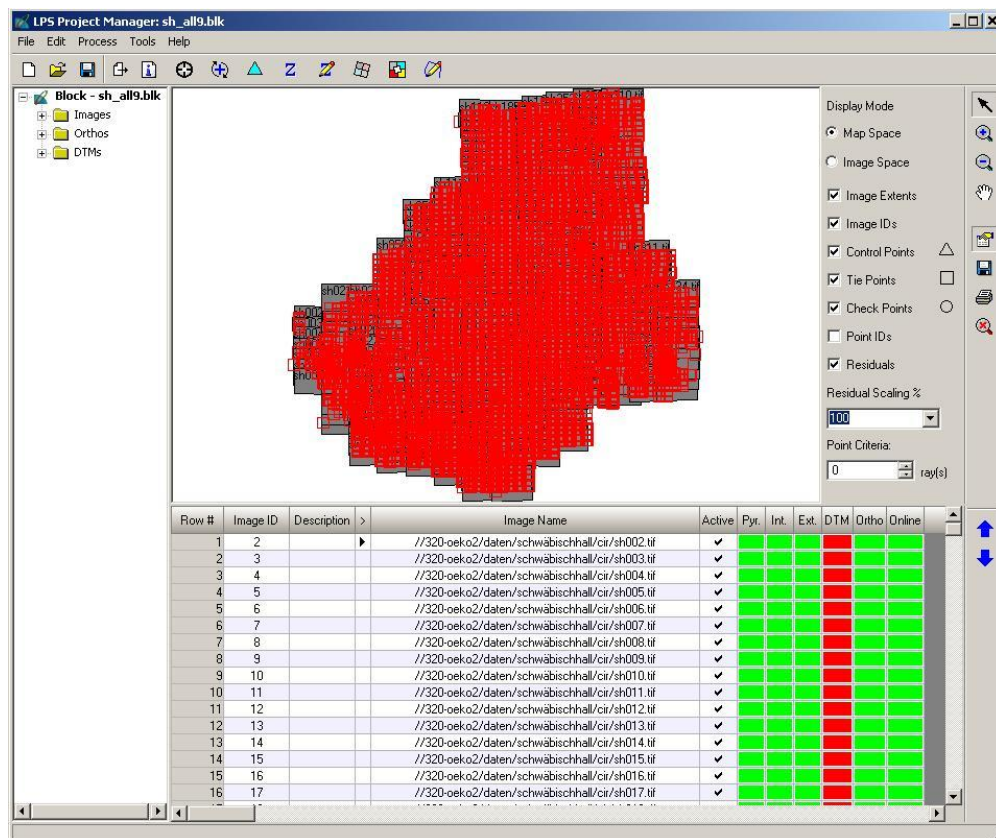


Abb. 20 Blockdatensatz in LPS nach Berechnung der Verknüpfungspunkte sowie der Berechnung der Orthophotos.

Nachdem der Prozess der Orthophotoerstellung abgeschlossen war, wurden die Daten mosaikiert. Verwendet wurde dazu das in Erdas Imagine 2010 implementierte Tool *Mosaic Pro*. *Seamlines* wurden mit der Einstellung „most nadir view“ generiert; außerdem wurde eine Farbanpassung mittels *image dodging* und einer verwendeten *grid size* von 30 durchgeführt, so dass im Endmosaik kaum Helligkeitsunterschiede erkennbar waren (Abb. 21). Anschließend wurde der Datensatz von 35 cm auf 2 m reskaliert und die Datentiefe auf 8 bit verringert. Dadurch konnte das Datenvolumen von 225 GB auf 2,96 GB verringert werden.



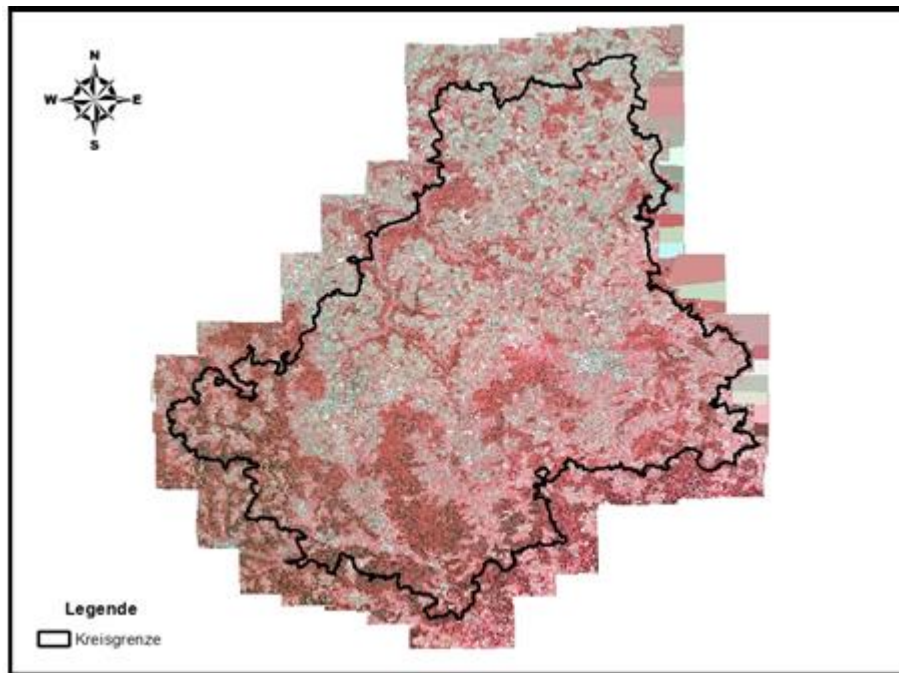


Abb. 21 Darstellung des Luftbildmosaiks.

### 3.6.3 Theoretische und methodische Grundlagen der objektbasierten Bildanalyse

Objektbasierte Bildanalyseverfahren haben sich in den vergangenen Jahren zu einem eigenständigen Forschungsparadigma entwickelt. Der zunächst unter dem Begriff „*Object-Based Image Analysis*“ (OBIA) bekannt gewordene Ansatz (LANG 2008) hat sich zwischenzeitlich unter dem von HAY et al. (2008) geprägten Begriff *Geographic Object-Based Image Analysis* (GEOBIA) etabliert. HAY et al. (2008) sehen in der Entwicklung objektbasierter Bildanalyseverfahren die Herausbildung einer eigenen Disziplin, deren Forschungsgegenstand sie folgendermaßen definieren:

“*Geographic Object-Based Image Analysis* (GEOBIA) is a subdiscipline of *Geographic Information Science* (GIScience) devoted to developing automated methods to partition remote sensing imagery into meaningful image-objects, and assessing their characteristics through spatial, spectral and temporal scales, so as to generate new geographic information in GIS-ready format.” (HAY et al. 2008)

Aus der Definition lässt sich erkennen, dass objektbasierte Verfahren in Abgrenzung zu pixelbasierten Klassifikationsansätzen gesehen werden müssen, die nicht auf der Klassifikation von Objekten beruhen, sondern allgemein gesprochen, die spektralen Bildeigenschaften zur Klassifikation einzelner Pixel mittels statistischer Methoden nutzen (FRICK 2006).

Die Entwicklung objektbasierter Bildanalyseverfahren muss im Zusammenhang mit der Bereitstellung von hochaufgelösten Fernerkundungsbildern gesehen werden, deren Pixelgrößen



deutlich unterhalb adressierter Objekte liegt (Tabelle 4 zeigt die Pixelgröße unterschiedlicher Fernerkundungssensoren). Der Fokus hat sich damit vom Einzelpixel, das beispielsweise bei Landsat noch im Bereich der Repräsentation einzelner Objekte lag, auf Pixelgruppen verschoben, deren spektrale Eigenschaften und statistischen Kenngrößen bei der Objektklassifikation genutzt werden.

Tab. 4 Pixelgröße unterschiedlicher Fernerkundungssensoren (multispektral: oben, panchromatisch: unten) (eigene Darstellung).

Sensor	Landsat	Quickbird	SPOT V	RapidEye	IKONOS	Orthophoto
MS	30 m	2,4 m	10 m	5 m	4 m	0,2 m
PAN	30 m	0,61 m	2,5/5 m	5 m	1 m	0,2 m

Anders als pixelbasierte Klassifikationsansätze beruhen objektbasierte Verfahren auf den zwei methodischen Säulen der Bildsegmentierung und Bildklassifikation, die iterativ aufeinander aufbauen (LANG 2008). Außerdem lässt sich die Bildsegmentierung und -klassifikation durch die Hinzunahme geographischer Informationsschichten unterstützen. LANG (2008), der sich auf TIEDE et al. (2006) bezieht, spricht in diesem Zusammenhang auch von Klassenmodellierung, da der Klassifikationsprozess nicht auf die Zuweisung semantischer Klassen auf der Grundlage spektraler Informationen beschränkt ist, sondern die Möglichkeit besteht, den Klassifikationsprozess durch die Hinzunahme weiterer geographischer Informationsschichten (digitales Geländemodell, digitale Oberflächenmodelle etc.) zu unterstützen bzw. Klassen zu modellieren.

#### 3.6.4 Bildsegmentierung

Die Fokussierung auf Bildobjekte anstatt auf Einzelpixel im Zuge der Bereitstellung hochauflöster Fernerkundungsdaten erfordert die Segmentierung von Bilddaten im Zuge des Klassifikationsprozesses. Bei der Segmentierung werden benachbarte Einzelpixel zu Bildobjekten bzw. Segmenten zusammengefasst, so dass das untersuchte Bild in Regionen/Objektprimitive nichtüberlappender Bildbereiche unterteilt wird (HARALICK et al. 1985, SCHIEWE 2002). Die Herausbildung erfolgt dabei nach Ähnlichkeitskriterien (Spektralsignatur, Textur, Form) (NEUBERT 2005). Dadurch wird die im Bild vorliegende kontinuierliche räumliche Information in diskrete Objekte transformiert, die so herausgebildet werden, dass semantische Informationen durch die Objektgeometrie optimal erfasst werden; angestrebt wird also die Herausbildung inhaltlich sinnvoller Objekte (*meaningful objects*) (NEUBERT 2005, HAY et al. 2008). LANG (2008) führt in diesem Zusammenhang das *geon*-Konzept ein. *Geons* sind Objekte, die so abgegrenzt werden, dass sie

endnutzerrelevante Informationen beinhalten. Die adäquate Herausbildung von Segmenten wird demnach wissensgeleitet und endnutzerabhängig angenähert.

Eine gängige Segmentierungsmethode ist die *multiresolution segmentation*, die ausgehend von Einzelpixeln Objekte definiert und die Anlage mehrerer Bildebenen erlaubt. Die einzelnen Bildebenen können zueinander in Beziehung gesetzt werden, indem Objektrelationen zwischen den Bildebenen definiert werden. Jedes Objekt kann somit in Verbindung mit einem *superobject* und mehreren *subobjects* stehen. Darüber hinaus ist die Vernetzung mit Nachbarobjekten möglich (Abb. 22 illustriert das Konzept der *multiresolution segmentation* und der Objektrelationen).

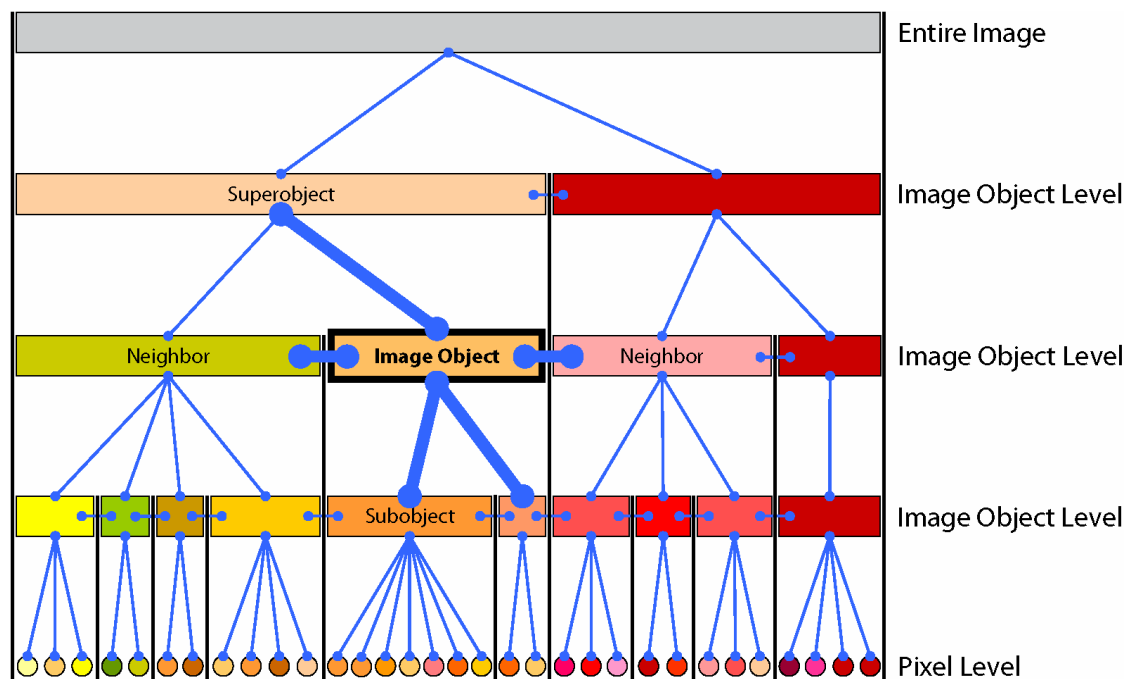


Abb. 22 Konzept der *multiresolution segmentation* und der Objektrelationen (DEFINIENS 2007).

Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Software, eCognition 8.7 (Trimble, Deutschland), stützt sich bei der Herausbildung von Segmenten, im Zuge der *multiresolution segmentation*, auf einen sogenannten Regionen basierten Ansatz. Das heißt, es werden Saatzen (seed pixel) über das gesamte Bild verteilt und anschließend mit den Nachbarn nach Homogenitätskriterien verschmolzen. Die Herausbildung von Segmenten erfolgt in mehreren Iterationsschritten (BAATZ et al. 2000, NEUBERT 2005, TRIMBLE 2011a). Die Homogenitätskriterien werden dabei vom Nutzer anhand mehrerer Parameter festgelegt und definieren sich aus Farbhomogenität (*color*) und Formhomogenität (*shape*). Übergeordnet ist diesen Parametern der *scale*-Parameter, der Einfluss auf die Größe der Segmente und auf das Maß der maximal erreichbaren Heterogenität nimmt (Abb. 23) (TRIMBLE 2011a).

Die Gewichtung des *color*-Parameters geschieht immer in Abhängigkeit des *shape*-Parameters und umgekehrt, und zwar so, dass jeweils der Wert 1 erreicht wird. Das heißt, bei einer Gewichtung von

0,8 des *shape*-Parameters nimmt der *color*-Parameter automatisch den Wert 0,2 an. Die Gewichtung des *shape*-Parameters ist nur bis 0,9 möglich, da das Segmentationsverfahren nicht ohne das Einbeziehen von Spektralwerten durchgeführt werden kann (TRIMBLE 2011a).

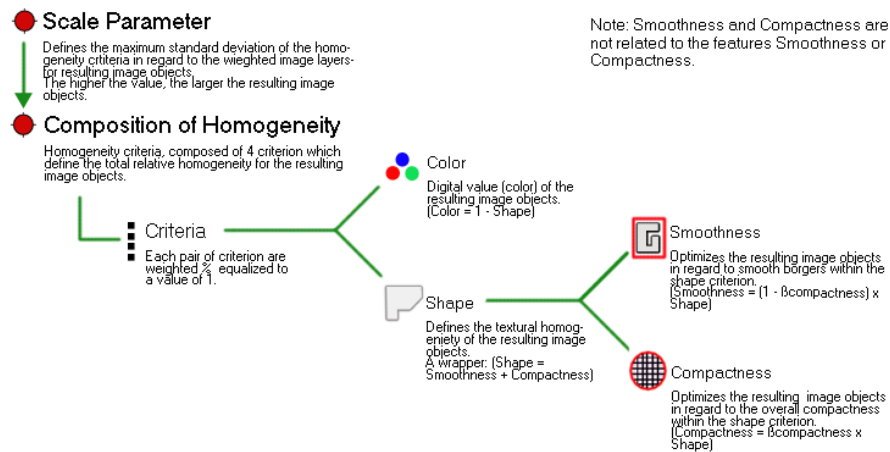


Abb. 23 Parameter, die die Ausbildung der Segmente einer *multiresolution segmentation* in eCognition 8.7 steuern (TRIMBLE 2011a).

Wie aus Abb. 23 ersichtlich, untergliedert sich der *shape*-Parameter weiter in die zwei Parameter *smoothness* und *compactness*. Diese werden entsprechend dem beschriebenen Vorgehen bei *color* und *shape* gewichtet und führen je nach Gewichtung zu eher kompakten (im Vergleich zu einem Kreis) Segmenten (*compactness*) oder zu Segmenten mit geglätteten Rändern (*smoothness*).

Neben den in eCognition implementierten Segmentierungsverfahren können Segmente auch durch die direkte (gerasterte) Übernahme eines GIS layers erzeugt werden.

Neben der *multiresolution segmentation* stellt eCognition 8.7 sechs weitere Segmentierungsverfahren bereit, von denen in der vorliegenden Arbeit lediglich die *chessboard segmentation* verwendet wurde. Dabei wird das Bild in quadratische Segmente einer festgelegten Größe unterteilt. Die fünf nicht verwendeten Segmentierungsalgorithmen werden aufgrund des untergeordneten Interesses für die vorliegende Arbeit hier nicht näher besprochen (weiterführende Informationen finden sich bei: DEFINIENS 2006, DEFINIENS 2007, TRIMBLE 2011a, TRIMBLE 2011b).

### 3.6.5 Klassifikationsmethoden

Die Klassifikation beruht in eCognition 8.7 auf der Berechnung von Merkmalen jedes Bildobjektes. Diese sogenannten *object features* lassen sich gliedern nach Objektmerkmalen, die auf der Objektgeometrie (*geometry*), den spektralen Eigenschaften (*layer values*), der Textur von Objekten (*texture*) sowie den Relationen zu anderen Objekten beruhen (*class related features*). Darüber hinaus lassen sich *object features* durch den Benutzer berechnen (*customized*), die durch das Programm nicht

angelegt sind, und es können Merkmale von Objekten zur Lage im Raum (*type*) und zu thematischen Zugehörigkeiten (*thematic attributes*) verwendet werden (TRIMBLE 2011b). Aufbauend darauf lässt eCognition 8.7 zur Klassifikation 1. ein *Nearest Neighbor*-Verfahren, 2. die Zuweisung von Zugehörigkeitsfunktionen (*Membership functions*) und 3. die direkte Zuweisung von Klassen mittels Schwellenwerten (TRIMBLE 2011b) zu.

#### 3.6.5.1 *Nearest Neighbor-Klassifikation*

Das *Nearest Neighbor*-Verfahren beruht auf der Zuweisung von Bildobjekten mittels eines *Minimum Distance*-Klassifikators. Dabei werden aus Trainingsdaten (*samples*) Mittelwerte in den einzelnen Spektralkanälen berechnet (ALBERTZ 2009) und mit den durch die Trainingsdaten angelegten Klassen gespeichert. Anschließend wird jedes zu klassifizierende Objekt der Klasse zugeordnet, zu dessen Mittelwert es den geringsten Abstand aufweist.

#### 3.6.5.2 *Zugehörigkeitsfunktionen*

Die Zuweisung von Zugehörigkeitsfunktionen beruht ebenfalls auf Trainingsdaten, die als *samples* an eCognition 8.7 übergeben werden. Anders als das *Nearest Neighbor*-Verfahren kann bei der Berechnung von Zugehörigkeitsfunktionen ein größeres Spektrum der *object features* genutzt werden. Für charakteristische Merkmale (z. B. spektrale Werte, Objektgröße) lässt der Benutzer eine Zugehörigkeitsfunktion berechnen, die über dem Histogramm der Merkmale aufgespannt wird. Die automatisch berechneten Zugehörigkeitsfunktionen können durch den Benutzer in ihrer Form und in den Grenzwerten modifiziert werden. Zugehörigkeitsfunktionen werden in der sogenannten *class description* von Klassen gespeichert und beschreiben deren Eigenschaften. Die Verknüpfung unterschiedlicher Zugehörigkeitsfunktionen erfolgt mittels logischer Operatoren.

Wird die Klassifikation ausgeführt, greift eCognition 8.7 auf die benutzerdefinierten Klassenbeschreibungen zurück und ordnet die Bildobjekte nach dem Prinzip der *fuzzy logic* zu (TRIMBLE 2011b). Dabei wird für jedes Bildobjekt ein Zugehörigkeitswert zwischen 0 (nicht zugehörig) und 1 (zugehörig) berechnet (LEUKERT 2005). Hintergrund ist die Möglichkeit, dass sich Zugehörigkeitsfunktionen überlagern können und Bildobjekte damit mehreren Klassen zugeordnet werden können. Durch die Berechnung der Zugehörigkeitswerte wird jedes Bildobjekt der Klasse zugeordnet, der es mit der größten Wahrscheinlichkeit angehört.

#### 3.6.5.3 *Direkte Zuweisung von Klassen*

Die Möglichkeit, Klassen direkt zuzuweisen, beruht auf der Ableitung von Schwellenwerten. Dabei kann das Bild in der sogenannten *feature view* betrachtet werden. eCognition 8.7 stellt in der *feature view* ausgewählte *object features* für jedes Einzelobjekt als Graustufen- oder Pseudo-Farbbild dar. Die

Anwendung von Schwellenwerten in der Klassifikation ist vor allem dann sinnvoll, wenn Objekte einer Zielklasse sehr charakteristische Merkmale (spektrale Information, Form etc.) aufweisen, die sie von anderen Klassen deutlich unterscheiden. Der Schwellenwert stellt dann die scharfe Grenze zu anderen thematischen Klassen dar und kann direkt zur Klassifikation genutzt werden, indem eine thematische Klasse zugewiesen wird.

### 3.6.6 Methoden der Fehlerbewertung

Die Fehlerbewertung einer Fernerkundungsanalyse hat sich in den vergangenen 10-15 Jahren als integraler Bestandteil des *workflows* etabliert. Während LILLESAND et al. (1987) noch davon sprechen, dass die Fehlerbewertung (*accuracy assessment*) ein Gebiet ist, „that is continuing to receive increased attention by remote sensing specialists“, führt PIWOWAR (2005) aus: „Accuracy assessment is an integral part of supervised and unsupervised classification.“

Die Fehlerbewertung beruht auf dem Vergleich des Klassifikationsergebnisses mit unabhängigen Referenzdaten, die aus Luft- und Satellitenbildern, thematischen Karten oder Geländekartierungen gewonnen werden können (CAMPBELL 2005, PIWOWAR 2005). Häufig wird bei einer Geländekartierung ein Teil der kartierten Flächen nicht als Trainingsdaten verwendet, so dass für die Fehlerbewertung ein unabhängiger Datensatz zur Verfügung steht.

Die Fehlerbewertung ist nicht ganz trivial, da bei der Auswahl der Referenzdaten unterschiedliche Probleme auftreten können, die die Fehlerbewertung verzerren können. PIWOWAR (2005) spricht die Problematik an, dass die Fehlerbewertung mit einer statistisch nicht repräsentativen Anzahl von Referenzdaten durchgeführt wird, weiterhin ergibt sich das Problem, dass in den Referenzdaten thematische Fehler enthalten sein können, die vor allem dort auftreten, wo Landnutzungstypen einem schnellen zeitlichen Wandel unterliegen (z. B. Grünlandumbruch). Eine Problematik, die sich besonders bei der Klassifikation von in ihrer Entwicklung weitgehend ungestörten natürlichen Objekten (z. B. geschützte Biotope) ergibt, ist die Frage, ob die Referenzdaten die natürlichen Objekte (mit ihrer Ausprägung von Ökotonen) adäquat abbilden (vgl. zur Fernerkundung von Ökotonen auch ROCCHINI et al. 2013). Eine Problematik, die besonders bei der Fehlerbewertung von Klassifikationsergebnissen, die durch objektbasierte Verfahren zustande gekommen sind, auftritt, ist die geometrische Differenz des Segmentierungsergebnisses und der Referenzdaten, die bei einer Digitalisierung der Referenzdaten praktisch nie zusammen passen (vgl. dazu LANG 2008 und PIWOWAR 2005, der das Problem ebenfalls adressiert, allerdings ohne Bezug zur objektbasierten Bildanalyse).

In der Literatur können unterschiedliche Verfahren ausgemacht werden, um eine Fehlerbewertung vorzunehmen. Eines der am weitesten verbreiteten und allgemein akzeptierten Verfahren stellt das

Aufstellen einer sogenannten *error matrix* oder auch *confusion matrix* dar, mittels derer die fehlerhafte bzw. korrekte Zuweisung von Klassen auf der Grundlage von Referenzdaten (*samples*) bewertet wird (PIWOWAR 2005).

Die *confusion matrix* (CAMPBELL 2005) ist so aufgebaut, dass auf der linken Seite (y-Achse) die Label der Referenzdaten gelistet sind und oberhalb der Matrix (x-Achse) die Label der Klassifikation. Beide Label entsprechen sich thematisch. Alle korrekt klassifizierten Pixel oder Objekte werden dadurch in der Hauptdiagonalen, die von der linken oberen Ecke der Matrix zur rechten unteren verläuft, aufgeführt. Aus der Summe dieser korrekt klassifizierten Pixel/Objekte im Verhältnis zu allen Referenzpixeln/-objekten berechnet sich die sogenannte Gesamtgenauigkeit (*overall accuracy*) (Abb. 24).

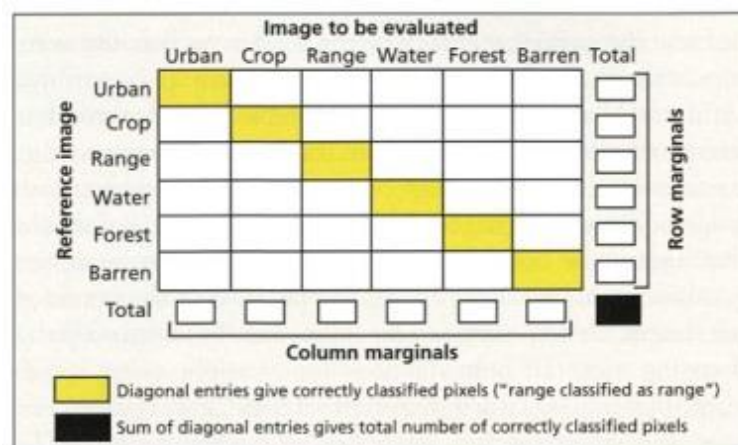


Figure 10.13 Sample error matrix.

Source: Reprinted with permission of The Guilford Press © 2002 by The Guilford Press.

Abb. 24 Beispiel einer *confusion / error matrix* (Campbell 2005).

Neben der Angabe zur Gesamtgenauigkeit der Klassifikation können aus der *confusion matrix* sogenannte Zurechnungsfehler und Weglassungsfehler entnommen werden. Dabei handelt es sich um Pixel/Objekte, die einer falschen Klasse zugeordnet wurden. Unterschieden wird zwischen der fehlerhaften Zuordnung eines Referenzpixels/-objekts zu einer Klasse (*commission error*) und dem Weglassen (Pixel/Objekt wurde nicht gefunden) von Pixeln/Objekten (*omission error*) einer Klasse. Da sich die beiden Fehler auf einzelne Klassen beziehen, stellt der *error of commission* einer Klasse den *error of omission* einer anderen Klasse dar (CAMPBELL 2005). Aus den beiden Fehlern wird die sogenannte *producer's* und *user's accuracy* berechnet. Die *producer's accuracy* gibt Auskunft über das Risiko, dass Referenzdaten inkorrekt interpretiert wurden, während die *user's accuracy* über das Risiko informiert, dass die Klassen der generierten Klassifikation inkorrekt sind (CAMPBELL 2005).

Die Formeln zur Berechnung der *producer's* und *user's accuracy* sind in Gleichung 4 & 5 dargestellt:

$$\text{Producer's accuracy} = \frac{\text{richtig klassifizierte Pixel/Objekte einer Klasse}}{\text{Gesamtanzahl der Referenzpixel/-objekte für diese Klasse}} \quad (\text{Gl. 4})$$

$$\text{User's accuracy} = \frac{\text{richtig klassifizierte Pixel/Objekte einer Klasse}}{\text{Gesamtanzahl der klassifizierten Pixel/Objekte in dieser Klasse}} \quad (\text{Gl. 5})$$

Neben der Angabe der drei aufgezeigten *accuracy*-Maße, wird häufig eine Kappa-Statistik berechnet. Diese fasst in einem Wert die wichtigsten Aspekte der *confusion matrix* zusammen. Die Kappa-Statistik vergleicht das Ergebnis der Klassifikation, ausgedrückt durch die *overall accuracy*, mit einer zufälligen Klassifikation. Damit wird berücksichtigt, dass richtig klassifizierte Pixel/Objekte auch zufällig zustande kommen können (CAMPBELL 2005). Die Kappa-Statistik wird nach Gleichung 6 berechnet (CAMPBELL 2005):

$$\hat{\kappa} = \frac{\text{Observed} - \text{expected}}{1 - \text{expected}} \quad (\text{Gl. 6})$$

Das Ergebnis der Kappa-Statistik ( $\kappa$ ) ist ein Wert zwischen 0 und 1, wobei 1 eine fehlerfreie Klassifikation darstellt.

Neben der Berechnung einer *confusion matrix* und der Kappa-Statistik bietet eCognition 8.7 die Berechnung einer *classification stability* und eines *best classification result* an. Diese wurden in der vorliegenden nicht berechnet, daher sei auf die weiterführende Literatur (TRIMBLE 2011b) verwiesen. Um die Referenzdaten der Klassifikation gegenüberstellen zu können, bietet eCognition das Einlesen einer *test and training area mask* (TTA) oder die Erstellung von *samples* an. Durch die Erstellung einer TTA-mask können bereits digital vorliegende Referenzdaten im Vektor- oder Rasterformat eingelesen werden. Häufig treten dabei geometrische Unterschiede zwischen Segmentierung und TTA-Daten auf (s.o.). Die Erstellung von Samples basiert auf der Grundlage der vorhandenen Segmentierung, indem für einzelne Segmente mittels des *sample editors* Klassenzuweisungen erstellt werden. Diese können sowohl als Trainings- als auch als Referenzdaten verwendet werden.

### 3.6.7 Objektbasierte Klassifikation der Landnutzung von Schwäbisch Hall

Die Klassifikation der Landnutzung beruhte auf dem unter 3.6.2 dargestellten Luftbildmosaik und wurde mit der Software eCognition 8.7 durchgeführt.

### 3.6.7.1 Geländekartierung von Referenzdaten in Schwäbisch Hall

In Schwäbisch Hall wurden im Juli 2011 Referenzdaten erhoben. Dazu wurden im Vorfeld Daten des Digitalen Landschaftsmodells aus dem Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) von 2009 mit einer Auflösung von 1:25 000 (Basis-DLM) mit ArcGIS 10 ausgewählt und in einem einheitlichen Landnutzungs-Layer mit den Klassen Acker, Grünland, Wald, Siedlung und Straßen (Straßen und Wege kombiniert) dargestellt (Abb. 25). Die Daten des Basis-DLM lagen für Baden-Württemberg in 429 Kacheln gegliedert nach Objektarten vor. Um die Daten in ein einheitliches *file* zu überführen, wurde ein Pythonscript (Anhang C) geschrieben, das die Daten mittels des in ArcGIS 10.1 implementierten *Append*-Befehls nach einzelnen Objektarten zusammenfügt. Anschließend wurden alle relevanten Objekttypen mit der Geometrie des Landkreises geclippt (Abb. 25).

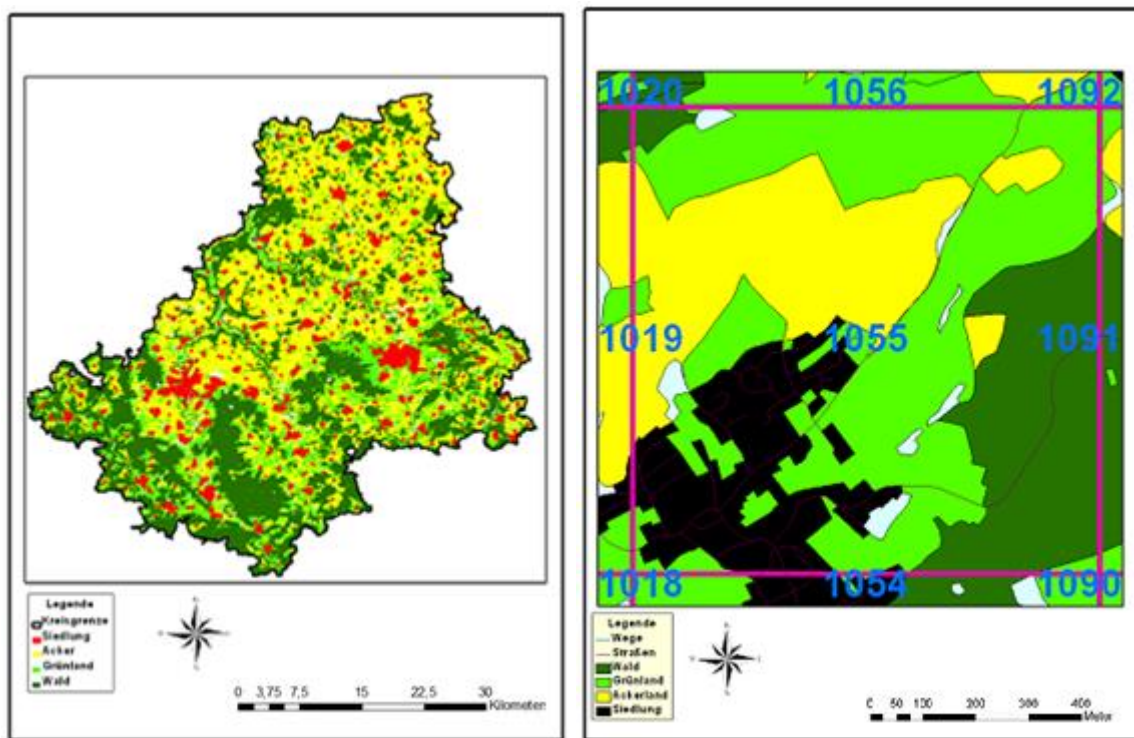


Abb. 25 Landnutzung in Schwäbisch Hall nach ATKIS (links) und 1 km<sup>2</sup> große Landnutzungskachel zur Kartierung der Feldfrüchte und des Grünlands (rechts).

Der dadurch entstandene Landnutzungs-Layer wurde mit einem Gitternetz mit 1000\*1000 m Kanten überlagert. Aus diesen 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln wurden 23 Kacheln mit dem in ArcGIS 10 implementierten *Sampling Design Tool* im Untersuchungsgebiet ausgewählt und es erfolgte eine Nutzungskartierung der Feldfrüchte sowie des Grünlandes differenziert nach Intensivgrünland, Wirtschaftswiesen und Extensivgrünland. Jede Aufnahme im Gelände wurde anhand eines Aufnahmebogens (Anhang B) mit folgenden Merkmalen erfasst: ID, Nutzungstyp, Wuchshöhe der Kultur zum Zeitpunkt der Aufnahme, Sondermerkmale (z. B. Fläche teilweise überflutet),



Nutzungsaktivitäten (z. B. Fläche wurde geerntet), ein Detailfoto sowie ein Übersichtsfoto, GPS Koordinaten und Bemerkungen. Insgesamt wurden 1314 Einzelflächen kartiert.

Alle Flächen wurden mittels eines GIS digitalisiert und als Trainings- bzw. Referenzdaten für die Klassifikation der Luftbilddaten verwendet.

### 3.6.7.2 Segmentierung des Luftbildmosaiks

Das Luftbildmosaik wurde mit einer *multiresolution segmentation* auf zwei *levels* segmentiert. Auf *level 1* wurden die Polygongrenzen der Objekttypen „4101 Ackerland“ und „4102 Grünland“ des unter 3.3.2 beschriebenen Digitalen Landschaftsmodells als thematische Attribute bzw. Ausgangsmaske für die Klassifikation übernommen, nachdem zuvor alle gemeinsamen Grenzen gleicher Objekttypen mit einem *dissolve*-Befehl (ArcGIS 10.1) entfernt wurden. Die Berechnung einer *dissolve ID* erfolgte mit der *open source extension* für ArcGIS 10 vLate 2.0 beta. Bei der Berechnung dieser *ID* werden für angrenzende Flächen einer gemeinsamen Klasse gleiche *IDs* vergeben, die das *dissolve tool* in ArcGIS 10.1 nutzt, um diese Flächen zu verschmelzen. Bei dieser durch den beschriebenen Prozess erstellten Ausgangsmaske für die Klassifikation waren somit geometrische Grenzen nur dort vorhanden, wo auch Landnutzungsgrenzen unterschiedlicher Klassen vorhanden waren (Abb. 26).

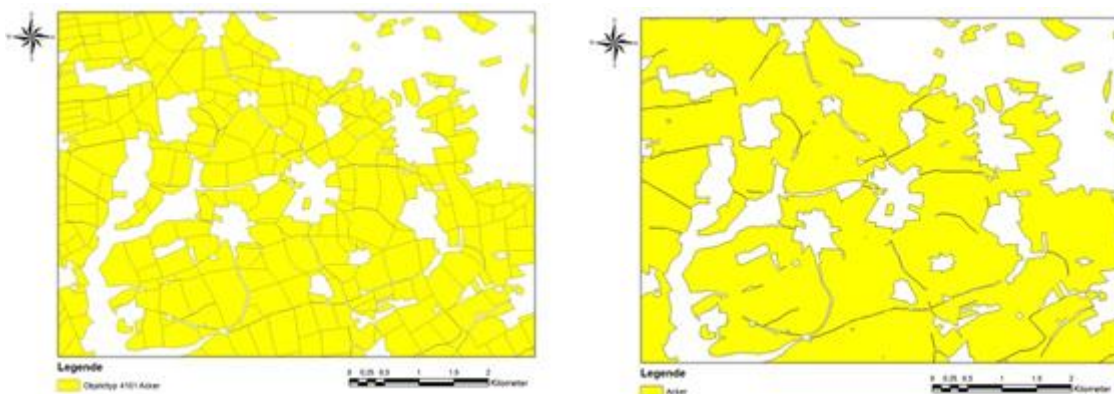


Abb. 26 Objekttyp 4101 Ackerland vor der Durchführung des *dissolve*-Befehls (links) und Objekttyp 4101 Ackerland nach der Durchführung des *dissolve*-Befehls (rechts).

Die Grenzen der Ausgangsmaske wurden durch eine *chessboard segmentation* sowie deren Verknüpfung mit den thematischen GIS-Daten übernommen. Dabei wird der Schwellenwert, der die Größe der zu segmentierenden Quadrate steuert, so hoch gesetzt, dass das Verfahren an den geometrischen Grenzen der thematischen Daten abbricht. Im vorliegenden Fall wurde der Wert zur Steuerung der Objektgrößen (*scale*) auf 2.000.000 gesetzt. Anschließend wurde das *object feature* der thematischen Attribute zu diesen referenziert und zwei *assign class*-Algorithmen in den *process tree* aufgenommen, mittels derer die thematischen Klassen (Acker und Grünland) übernommen werden konnten (Abb. 27).

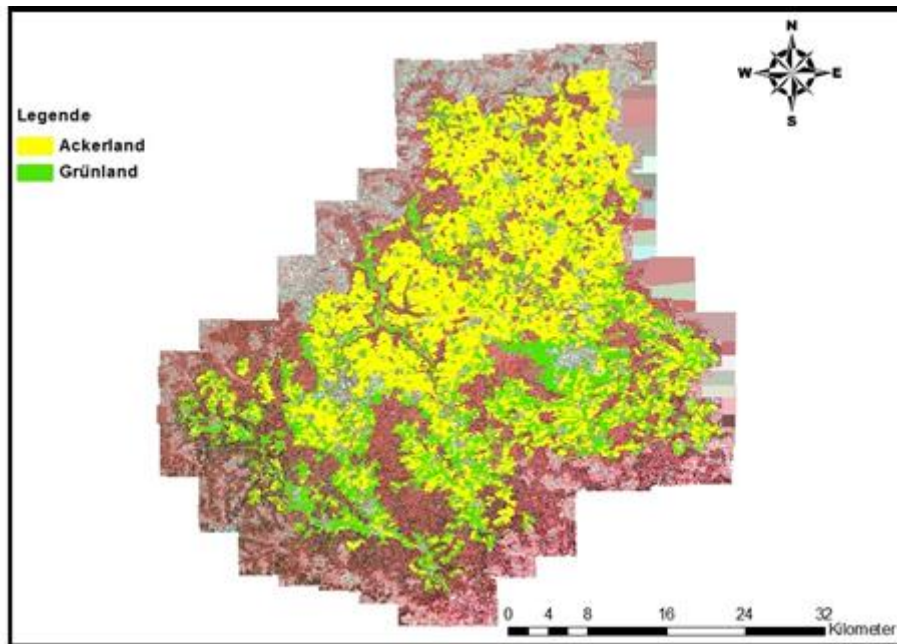


Abb. 27 CIR Mosaik von Schwäbisch Hall nach Übernahme der thematischen GIS-Daten in eCognition 8.7 (gelb = Ackerland, grün = Grünland).

*Level 2* wurde für die Klassen Ackerland und Grünland angelegt, und zwar so, dass die Segmentgrenzen die für die vorliegende Studie interessanten *geons* (landwirtschaftliche Schläge) adressierten. Dazu wurde der *scale*-Parameter auf 150 gesetzt, der *shape*-Parameter auf 0.2 und der Parameter zur Steuerung der Geometrie (*compactness*) auf 0.3. Eine unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Spektralkanäle wurde nicht vorgenommen. Das Einbeziehen der thematischen Daten stellte sicher, dass die durch die Ausgangsmaske bereits gegebenen Grenzen weiter eingehalten wurden. Die Beziehung von *level 2* zu *level 1* wurde als *below* (unterhalb) festgelegt.

Eine Bewertung der Segmentierung wurde durch visuelle Inspektion und den Vergleich mit der im Rahmen des Vogelmonitorings von 2006 für einzelne Kacheln durchgeführten Landnutzungserhebung im Gelände bewertet.

### 3.6.7.3 Klassifikation des Luftbildmosaiks

Die Klassifikation der Daten erfolgte in mehreren iterativen Schritten mit einer Mischung aus Klassenzuweisungen auf der Grundlage von Schwellenwerten, der Definition von *membership functions* und Klassenbeschreibungen sowie einer *Nearest Neighbor*-Klassifikation. Zu Trainingszwecken wurden ca. drei Viertel der im Gelände kartierten Flächen als *samples* mit dem sogenannten *sample editor* aufgenommen. Die übrigen Flächen wurden für die Bewertung der Klassifikationsgüte zurückgehalten. Die Erstellung der *samples* erfolgte mit der gleichen Klassentiefe wie die Kartierung im Gelände. Bei den Ackerkulturen wurden vier Zielklassen („Wintergetreide“, „Mais“, „Raps“ und „unbekannte Ackerkulturen“) mit mehreren Unterklassen definiert. Für

Wintergetreide wurden die Unterklassen „Weizen“, „Roggen“, „Gerste“, „Hafer“, „Dinkel“, „Wintergetreide geerntet“ angelegt. Für Mais wurden zusätzlich die Klassen „mais\_hell“ und „mais\_mittelhell“ erzeugt. In der Klasse „unbekannte Ackerkultur“ wurde eine Unterklasse „Hackfrüchte“ angelegt (vgl. dazu Abb. 28).

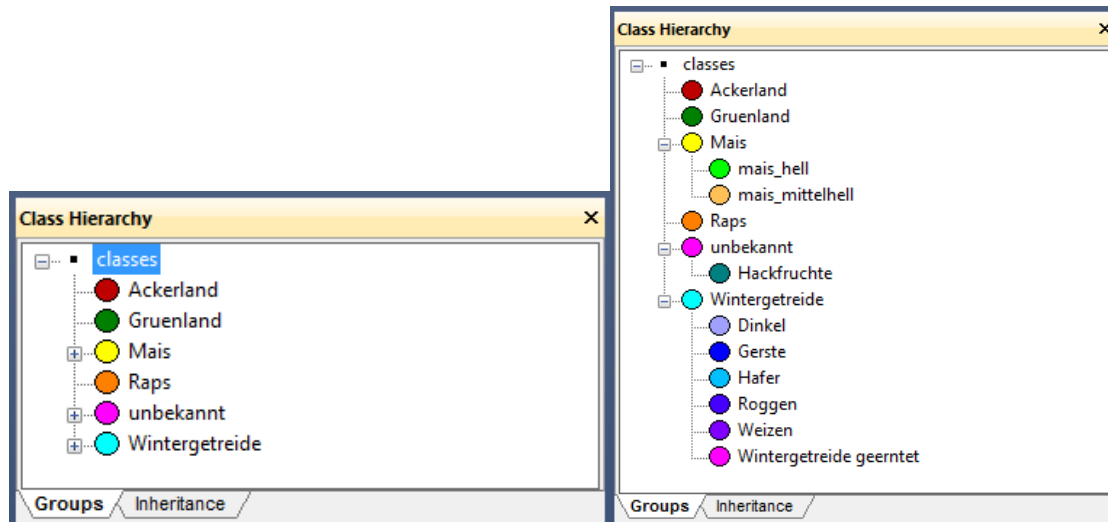


Abb. 28 Darstellung der *class hierarchy* (links: Zielklassen; rechts: Zielklassen mit den nachgeordneten Klassen).

Neben den durch die Software bereits definierten *layer values* (*mean*, *standard deviation*, *brightness*) wurden die benutzerdefinierten Variablen „NDVI“ (*Normalized Differenced Vegetation Index*), „HSI Transformation“ sowie ein aus dem roten und grünen Kanal berechneter Index angelegt (*redgreen*) und bei der Erstellung von Zugehörigkeitsfunktionen und Klassenbeschreibungen genutzt. Bei der HSI-Transformation wird das für die Darstellung der Luftbilddaten zugrundeliegende RGB-Farbmodell in das sogenannte HSI-Farbmodell (*hue*, *saturation*, *intensity*) transformiert. Der *redgreen*-Index wurde nach der Formel (roter Kanal - grüner Kanal / roter Kanal + grüner Kanal) berechnet.

Im ersten Schritt erfolgte, wie unter 3.6.7.2 (Segmentierung von *level 1*) beschrieben, auch für *level 2* die Übernahme der thematischen Klassen „Acker“ und „Grünland“. Eine weitere Differenzierung des Grünlands erfolgte nicht.

Anschließend wurden Schwellenwerte und Klassenbeschreibungen für die Zuweisung von Klassen verwendet. Die Verwendung eines Schwellenwerts war lediglich für Maisflächen möglich, deren phänologische Entwicklung im Anfangsstadium war und die daher eine hohe Reflexion von Boden aufwies. Klassenbeschreibungen konnten für die Unterklassen: „mais\_hell“, „mais\_mittelhell“, „Gerste“ und „Wintergetreide\_geerntet“ erstellt werden. Charakteristisch für diese Klassen ist, dass aufgrund des großflächigen Anbaus entweder eine große Zahl von *samples* vorlag (Gerste, beerntete

Wintergetreideflächen) und/oder dass sie sich spektral deutlich von anderen Klassen unterschieden (Mais, beerntete Wintergetreideflächen). Nachfolgend wird das methodische Vorgehen genauer erläutert.

### 3.6.7.3.1 Klassifikation von Maisflächen

Der erste Klassifikationsschritt zur Differenzierung von Ackerflächen erfolgte anhand eines Schwellenwerts. Im Infrarotkanal konnten Segmente mit einer mittleren Reflexion von  $\Rightarrow 235$  als Maisflächen identifiziert werden. Dabei handelt es sich um Flächen mit relativ später phänologischer Entwicklung (im Vergleich zu anderen Maisflächen). Mittels eines Signaturplots, der die zwei Unterklassen „mais\_hell“ und „mais\_mittelhell“ sowie Maisflächen mit einem mittleren Reflexionswert im Infrarotkanal  $\Rightarrow 235$  darstellt, wird ersichtlich, dass Mais in der Klassifikation nicht als einheitliche Klasse behandelt werden konnte (Abb. 29).

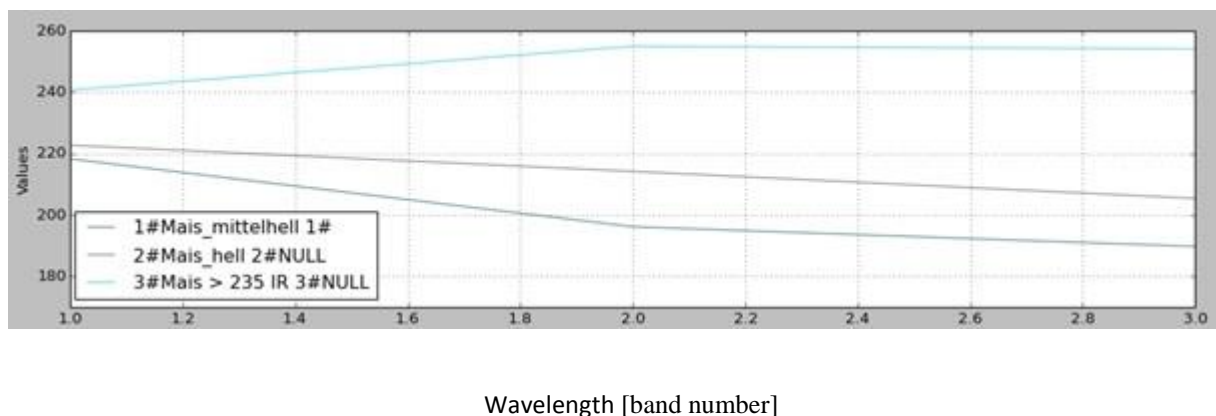


Abb. 29 Signaturplot der drei Maisklassen mit unterschiedlicher phänologischer Entwicklung.

Zu den Signaturplots muss angemerkt werden, dass die Inspektion von Spektralsignaturen lediglich eine explorative Einschätzung der Unterschiede von Klassen erlauben. Der Klassifikationsprozess mittels der Klassenbeschreibungen ist deutlich komplexer und beinhaltet die Schritte der Inspektion der *samples*, der Gegenüberstellung von *samples* unterschiedlicher Klassen, der Definition von Zugehörigkeitsfunktionen und der Verknüpfung der Funktionen über logische Operatoren.

Das Erscheinungsbild der Flächen mit einem Reflexionswert im Infrarot  $\Rightarrow 235$  im Luftbild war nahezu weiß (vgl. Abb. 30), was ein Indiz für eine geringe Vegetationsentwicklung darstellt. Durch den Vergleich mit den im Gelände erhobenen Daten konnte diese Einschätzung bestätigt werden.

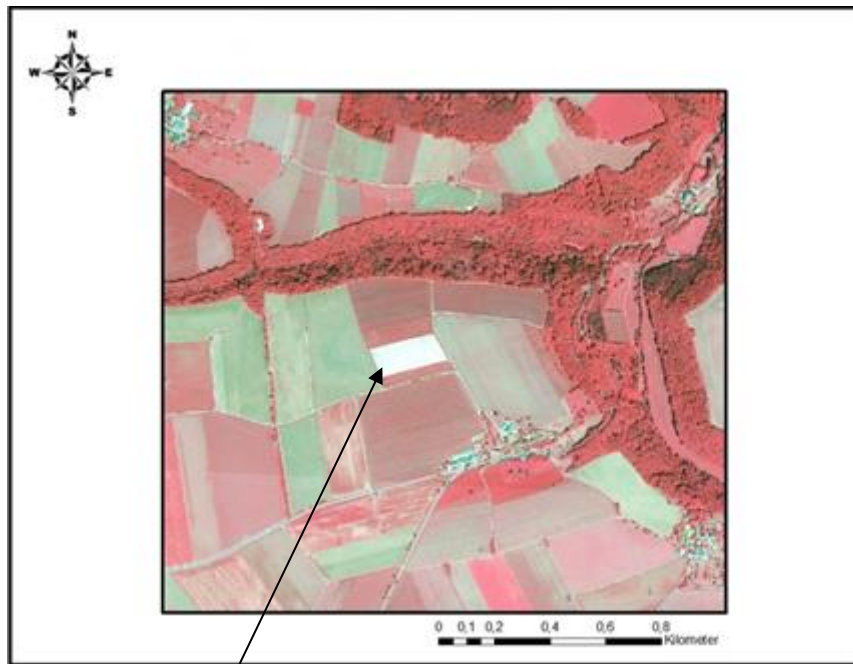


Abb. 30 Phänologisch spät entwickelte Maisfläche mit hohem Bodenanteil und einem mittleren Reflexionswert von  $\Rightarrow$  235 im Infrarotkanal.

Die Klasse „mais\_hell“ wurde erstellt, um Maisflächen zu kartieren, die in ihrer phänologischen Entwicklung schon weiter entwickelt waren als die noch kaum entwickelten Maisflächen, die anhand des Schwellenwerts im Infrarot kartiert wurden. Abb. 31 zeigt beispielhaft eine solche Fläche mit bereits lückiger Vegetationsdeckung.

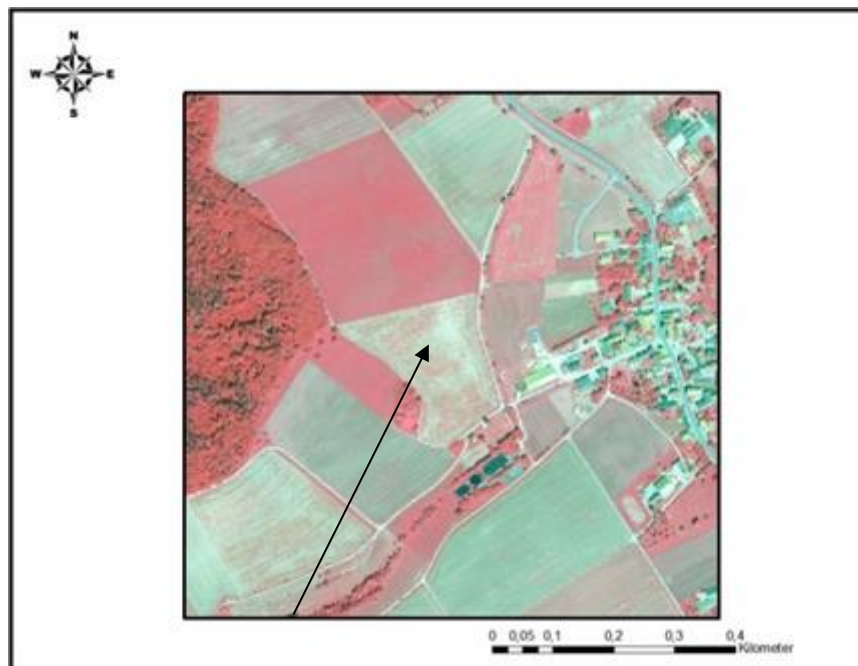


Abb. 31 Maisfläche mit lückiger Vegetationsdeckung.

Zur Klassifikation der Klasse „mais\_hell“ wurde eine Klassenbeschreibung auf der Grundlage von *membership functions* erstellt. Für die Erstellung von *membership functions* konnten die *features brightness*, HSI Transformation, *mean layer 2* und *mean layer 3* herangezogen werden (Anhang D). Diese wurden anhand einer „UND“ Beziehung in der Klassenbeschreibung verknüpft (Abb. 32).

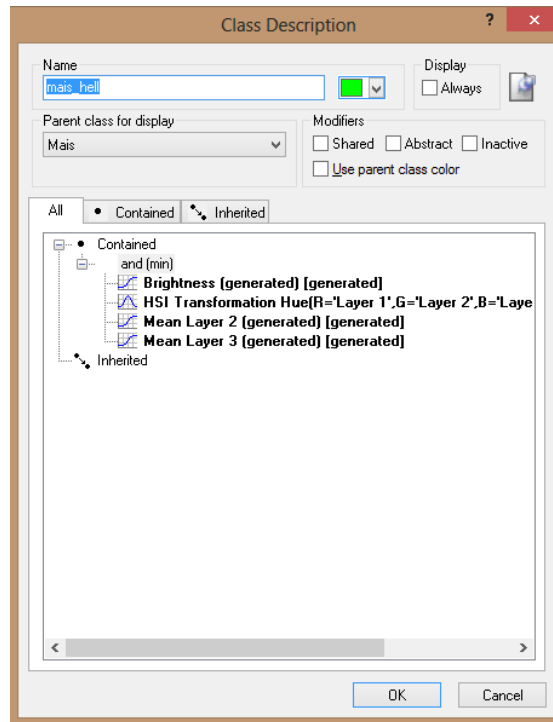


Abb. 32 Klassenbeschreibung zur Klassifikation der Unterklasse „mais\_hell“.

Die Klasse „mais\_mittelhell“ diente dazu, die noch verbleibenden Maisflächen mit bereits fortgeschrittener Vegetationsentwicklung zu kartieren. Anders als bei den zwei zuvor beschriebenen Ausprägungen der Maisflächen, war bei Flächen der Klasse „mais\_mittelhell“ bereits eine deutliche Vegetationsentwicklung anhand der Reflektion im Infrarotkanal erkennbar (vgl. Abb. 33).



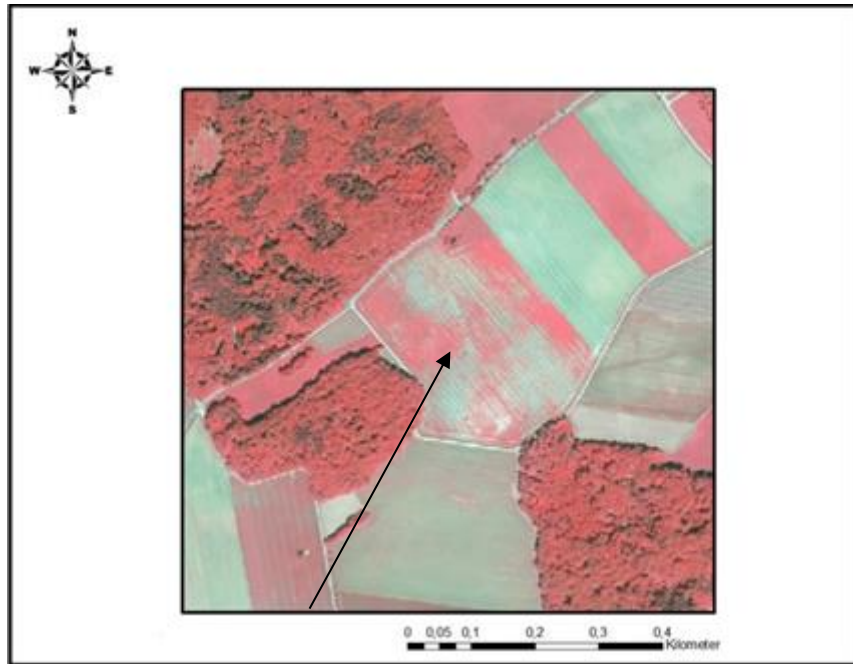


Abb. 33 Maisfläche mit bereits erkennbarer Vegetation.

In einem vergleichbaren Vorgehen wie bei der Klasse „mais\_hell“ beschrieben wurde für die Klasse „mais\_mittelhell“ ebenfalls eine Klassenbeschreibung (Abb. 34) auf der Grundlage von *membership functions* erstellt. Bei den dafür verwendeten *features* handelt es sich um *mean layer 2*, *mean layer 3* und die Standardabweichungen von *layer 2* und *3* (Anhang E).

 A screenshot of the 'Class Description' dialog box. The 'Name' field contains 'mais\_mittelhell'. The 'Parent class for display' is set to 'Mais'. The 'Display' section has 'Always' checked. The 'Modifiers' section has 'Shared', 'Abstract', and 'Inactive' unchecked, and 'Use parent class color' checked. The 'All' tab is selected, showing a tree structure with 'Contained' and 'Inherited' sections. The 'Contained' section lists four features: 'Mean Layer 2 (generated) [generated]', 'Mean Layer 3 (generated) [generated]', 'Standard deviation Layer 2 (generated) [generated]', and 'Standard deviation Layer 3 (generated) [generated]'. The 'Inherited' section is empty. The 'OK' and 'Cancel' buttons are at the bottom.

Abb. 34 Klassenbeschreibung der Klasse „mais\_mittelhell“.

### 3.6.7.3.2 Klassifikation von Gerste und beernteten Wintergetreideflächen

Gerstenflächen und abgeerntetes Wintergetreide konnten nach dem gleichen methodischen Prinzip wie die Maisflächen auf der Grundlage von Klassenbeschreibungen klassifiziert werden.

Die spektralen Unterschiede von Gersten- und abgeernteten Wintergetreideflächen sind beispielhaft in Abb. 35 dargestellt.

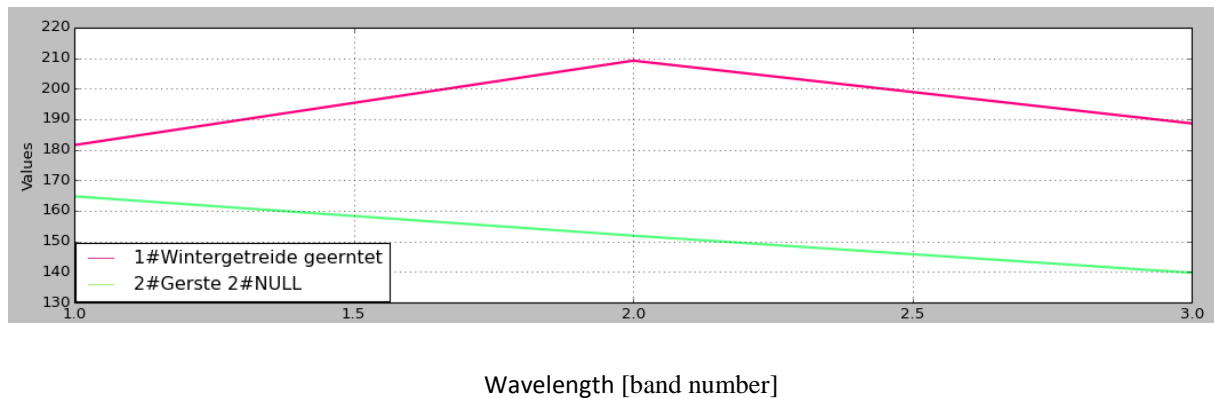


Abb. 35 Beispielhafte Spektralsignaturen für Gersten- und abgeerntete Wintergetreideflächen.

Zur Klassifikation von Gersten- und geernteten Wintergetreideflächen, wurden wie bei den Maisflächen *membership functions* anhand der im Gelände erhobenen Trainingsdaten erstellt. Diese wurden anschließend über „UND“ Beziehungen verknüpft und als Klassenbeschreibung der jeweiligen Klasse zugeordnet (vgl. Abb. 37).

Gerstenflächen hatten im Luftbild aufgrund von sichtbaren Bodenanteilen neben der für Vegetation typischen hohen Reflektion im nahen Infrarot ein leicht grünliches Erscheinungsbild (Abb. 36). Gut erkennbar waren in vielen Fällen auch die Spuren der maschinellen Bearbeitung. Aufgrund des großflächigen Anbaus von Gerste in Schwäbisch Hall, stand eine hohe Zahl von *samples* zur Verfügung, so dass es möglich war, eine verlässliche Klassenbeschreibung zu erstellen.



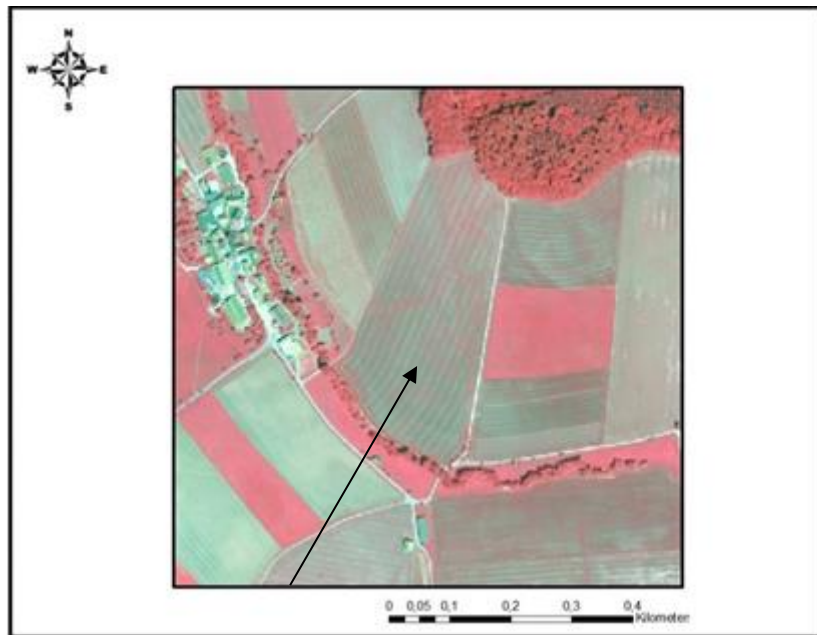


Abb. 36 Beispiel für eine Gerstenfläche mit sichtbarem Bodenanteil.

Die Klassifikation erfolgte mittels der sechs *features brightness, HSI transformation, mean layer 1, mean layer 2, mean layer 3* und *redgreen* (Anhang F).

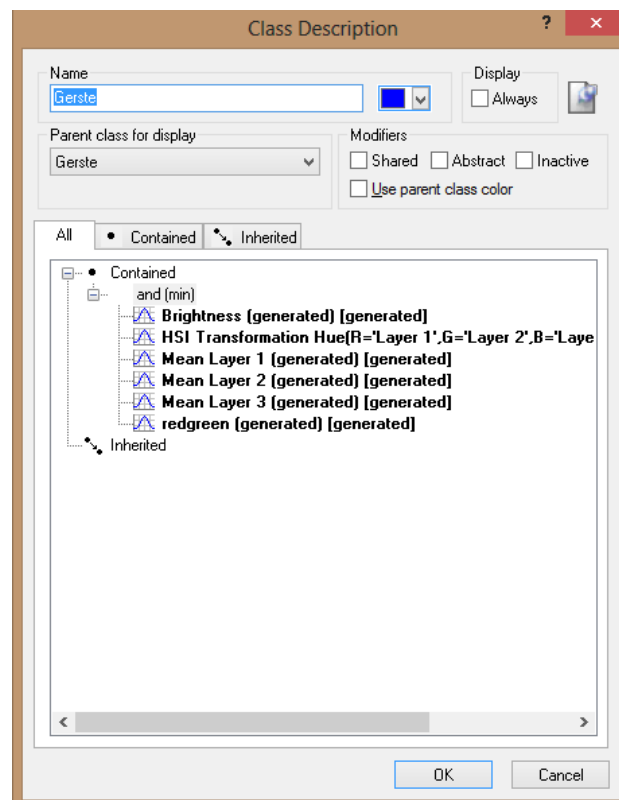


Abb. 37 Klassenbeschreibung zur Klassifikation von Gerstenflächen.

Die Klasse „Wintergetreide\_geerntet“ ist durch einen hohen sichtbaren Anteil an Reflexionen des Bodens gekennzeichnet. Im Bild hatten die Flächen eine grünliche Erscheinung und in vielen Fällen waren die Spuren der Bearbeitung durch eine landwirtschaftliche Maschine erkennbar (Abb. 38).

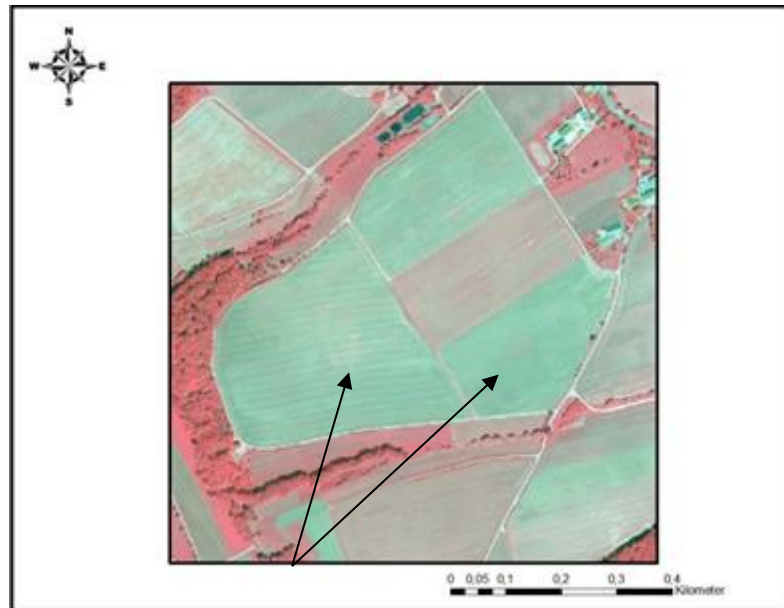


Abb. 38 Beerntete Wintergetreideflächen.

Beerntete Wintergetreideflächen wurden mittels der Features HSI Transformation, *mean layer 3*, NDVI und *redgreen* klassifiziert (Anhang G). Die Klassenbeschreibung ist in Abb. 39 dargestellt.

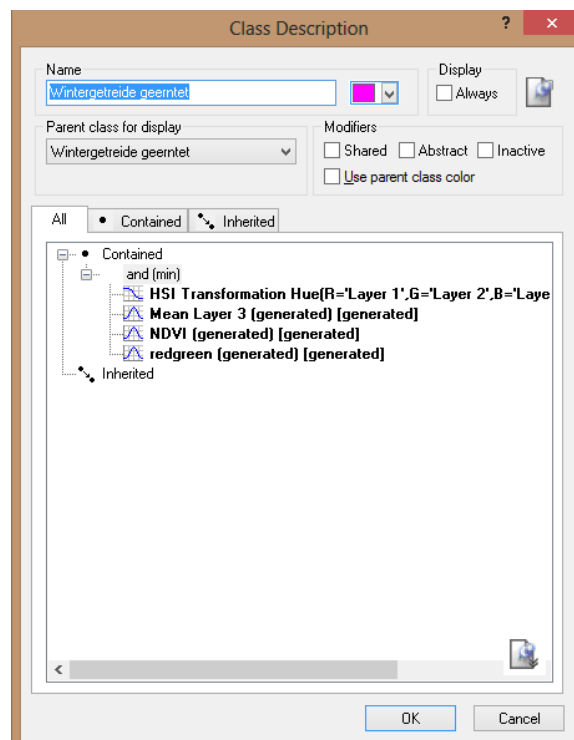


Abb. 39 Class description zur Klassifikation von geernteten Wintergetreideflächen.

Nachdem diese Möglichkeiten ausgeschöpft waren, wurden alle bis zu diesem Zeitpunkt noch unklassifizierten Flächen einer *Nearest Neighbor*-Klassifikation unterzogen. Dazu wurden alle *samples* mit Wintergetreideflächen (Weizen, Roggen, Gerste, Hafer, Dinkel) in eine einheitliche Klasse „Wintergetreide“ aggregiert. Auf Grundlage der *samples* erfolgte die *Nearest Neighbor*-Klassifikation für die Klassen Mais, Raps, Wintergetreide sowie für die oben beschriebenen sehr seltenen Ackerkulturen, aus der eine Klasse mit unbekannten Ackerkulturen abgeleitet wurde.

Nach Abschluss der Klassifikation wurden alle Unterklassen in die vier Zielklassen Mais, Raps, Wintergetreide und unbekannte Ackerkultur aggregiert. Die in den Trainingsdaten stark differenzierten Wintergetreide (Gerste, Weizen, Roggen etc.) wurden dadurch entsprechend der Klassifikationstiefe der Vogeldaten (siehe 3.3.1) angepasst.

Nach Abschluss der thematischen Klassifikation, zeigte sich, dass Segmente, die entlang von Feldwegen und Landschaftselementen entstanden waren, fälschlicherweise thematischen Klassen zugewiesen wurden. Um dies zu bereinigen, wurden alle Segmente, die einen *border index*  $> 3,5$  hatten, aber kleiner als 6400 Pixel waren, aus den thematischen Klassen entfernt. Abb. 40 zeigt beispielhaft Segmente mit einem *border index*  $> 3,5$ .

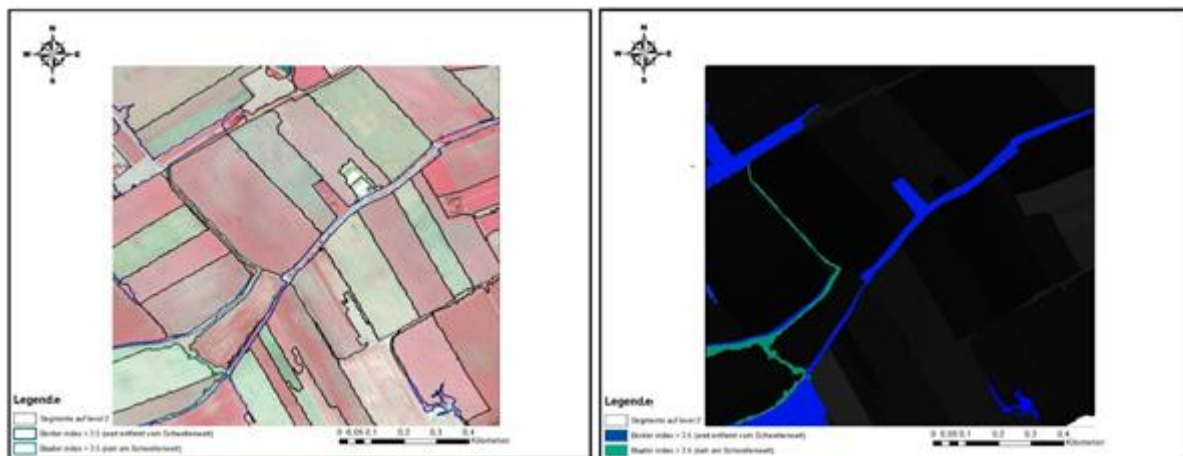


Abb. 40 Darstellung von Segmenten mit einem *border index*  $> 3,5$  (links als transparente Darstellung, rechts als farblich deckende Darstellung). Die *feature view* in eCognition erlaubt nicht die Darstellung von zwei Schwellenwerten, daher sind in der Darstellung teilweise auch Felder farblich eingefärbt, deren Entfernen in der Klassifikation jedoch durch den Größenschwellenwert verhindert wurde.

#### 3.6.7.4 Post-processing nach Abschluss der Landnutzungsklassifikation

Nach Abschluss der Klassifikation wurden mit dem Tool *simplify polygons* in ArcMap alle Polygone begradigt, um sie stärker den typischen Polygondaten, die in den Verwaltungen genutzt werden, anzunähern. Außerdem wurden *sliver*-Polygone  $< 0,22$  ha entfernt.

#### 3.6.7.5 Bewertung der Klassifikationsgüte der Landnutzungskartierung von Schwäbisch Hall

Die Klassifikationsgüte wurde auf der Grundlage der Referenzflächen bewertet, die nicht als Trainingsdaten für die Ableitung der Klassen herangezogen wurden. Für Mais standen 64 Flächen, für Raps 34, für Wintergetreide 275 und für Flächen unbekannter Ackerkultur 33 Flächen verteilt auf 13 Kartierblätter zur Verfügung. Mittels der Referenzdaten wurde wie unter 3.6.6 beschrieben mit eCognition 8.7 eine *confusion matrix* erstellt, anhand derer klassenweise die *producer's* und *user's accuracy* sowie die *overall accuracy* und eine Kappa-Statistik berechnet wurde. Neben den Referenzdaten wurde außerdem ein Flächenvergleich der Klassen Mais, Wintergetreide und Raps mit den Daten der Agrarstatistik von 2010 durchgeführt. Mit diesem Vergleich kann lediglich eingeschätzt werden, ob die klassifizierten Flächen im Bezug zur Agrarstatistik plausibel erscheinen, da die Daten aus unterschiedlichen Jahren stammen. Beim Vergleich der Klasse Mais wurde neben dem Silomais auch Körnermais und CCM (*corn-cob-mix*) berücksichtigt.

Für das Grünland wurde keine Fehlerbewertung vorgenommen, da dieses lediglich segmentiert, nicht aber klassifiziert wurde. Eine Fehlerbewertung hätte damit lediglich die Güte der ATKIS-Daten bewertet.

#### 3.6.8 Analyse der Landschaftsstruktur von Schwäbisch Hall auf Grundlage der Landnutzungsklassifikation

Die Landschaftsstruktur von Schwäbisch Hall wurde nach dem gleichen Prinzip wie unter 3.5.2 beschrieben analysiert. Grundlage für die Berechnung stellte die Klassifikation der Luftbilddaten von Schwäbisch Hall dar. Berechnungen erfolgten für die Klassen Wintergetreide, Raps, Mais, unbekannte Ackerkultur und Grünland. Außerdem wurde eine Analyse der Landschaftsstruktur unter Zugrundelegung der Naturräumlichen Gliederung von Baden-Württemberg vorgenommen. Dazu wurde anhand des unter 3.3.2 beschriebenen GIS-Datensatzes der Naturräumlichen Gliederung eine Analyse für jeden der sechs Naturräume, die den Landkreis Schwäbisch Hall bedecken, vorgenommen.

Berechnet wurden die Gesamtfläche, die mittlere Flächengröße, die Standardabweichung der Flächengröße, die Anzahl der *patches* je Klasse sowie die Randliniendichte. Da vLate 2.0 beta die Flächenangaben in m<sup>2</sup> berechnet, wurden diese in ha umgerechnet und auf zwei Nachkommastellen gerundet. Die Randliniendichte (m/ha) wurde direkt übernommen.

Die Landschaftsstrukturanalyse diene als Grundlage für die Vorhersage der Feldlerchenreviere mittels des statistischen Habitatmodells, da das Modell auf die Einspeisung von Prädiktorvariablen angewiesen ist, damit es für Reviervorhersagen genutzt werden kann.

### 3.7 Flächenpotentiale für die Biomassenutzung in Schwäbisch Hall

Die Ermittlung der Flächenpotentiale für die Biomassenutzung im Landkreis Schwäbisch Hall hatte einerseits zum Ziel, die Flächenpotentiale für die Biomassenutzung unter Zugrundelegung eines Szenarios zu ermitteln, und andererseits die Auswirkungen dieses Szenarios auf den Lebensraum Agrarlandschaft anhand der zu erwartenden Veränderungen der Feldlerchenbestände aufzuzeigen. Dazu wurden die Flächenpotentiale nach den unter 3.7.1. dargelegten Annahmen ermittelt und auf die Ackerfläche (siehe 3.8) übertragen.

Die Potentialbetrachtung erfolgte nach dem von KALTSCHMITT et al. (1997) dargelegten Konzept, nach dem sich die Potentiale in ein theoretisches, technisches, ökonomisches und erschließbares Potential untergliedern lassen (Abb. 41).

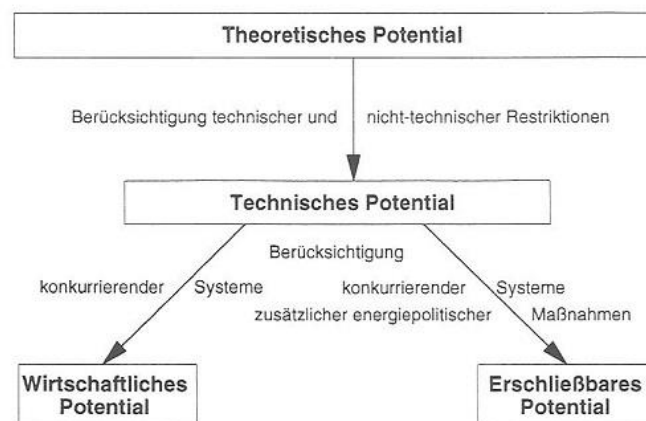


Abb. 41 Konzept zur Ermittlung von Potentialen erneuerbarer Energien nach KALTSCHMITT et al. (1997).

Das theoretische Potential wird von KALTSCHMITT et al. (1997) als „das innerhalb einer gegebenen Region zu einem bestimmten Zeitpunkt bzw. innerhalb eines bestimmten Zeitraums theoretisch physikalisch nutzbare Energieangebot“ definiert. Es markiert damit die Grenze des physikalisch möglichen Beitrags einer erneuerbaren Energie zur Energiebereitstellung (KALTSCHMITT et al. 1997). Das theoretische Potential lässt sich aufgrund technischer, ökonomischer oder administrativer Schranken nur sehr selten vollständig ausschöpfen. Daher wird das Potential weiter untergliedert in ein technisches Potential, was den Anteil erneuerbarer Energien beschreibt, der unter gegebenen technischen Voraussetzungen erschließbar ist. Weiterhin wird das wirtschaftliche Potential als der Anteil am technischen Potential beschrieben, der wirtschaftlich sinnvoll genutzt werden kann. Das erschließbare Potential umfasst schließlich den Anteil einer erneuerbaren Energie, der tatsächlich in die Energieversorgung eingeht (KALTSCHMITT et al. 1997).

Bei der Ermittlung von Biomassepotentialen von Ackerflächen, liegen das theoretische und das technische Potential relativ nah beieinander, da sich kaum technische Einschränkungen (z. B.

Silageverluste) hinsichtlich der Erschließung des Potentials ergeben. In der vorliegenden Arbeit wird daher das technische Potential nicht gesondert ermittelt. Ebenso wird das ökonomische Potential in der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet. Bei der Ermittlung des erschließbaren Potentials wurde der Ernährungsbedarf, die Produktion von Futtermitteln sowie die derzeitige Produktion von Energiepflanzen berücksichtigt. Außerdem wurde in Anlehnung an § 17 BBodSchG, 1998 (Gute fachliche Praxis) von der Einhaltung einer dreigliedrigen Fruchtfolge (Silomais, Raps, Wintergetreide) ausgegangen. Zwar enthält § 17 BBodSchG keine direkte Empfehlung zur Fruchtfolge, der Artikel wird aber von Experten so interpretiert, dass eine dreigliedrige Fruchtfolge eingehalten werden sollte (HANUS 2000).

Die im Rahmen des Szenarios getroffenen Annahmen gehen somit von einer deutlichen Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen (Mais, Raps) gegenüber der derzeitigen Landnutzung aus.

Der Flächenbedarf für die Futtermittel wurde als Teil der Fläche für die Ernährungssicherung betrachtet, da davon ausgegangen wurde, dass die Viehhaltung der Ernährungssicherung zugerechnet werden kann. Die Motivation, die Futtermittel gesondert zu betrachten, kann so begründet werden, dass vor der Berechnung unklar war, ob die benötigte Fläche für die Futtermittel bei den aktuellen Viehbeständen möglicherweise die benötigte Fläche für die Ernährungssicherung übersteigt, wodurch bei der Ausweisung dieser Flächen als Biomassepotentialflächen zusätzliche Flächenkonkurrenzen für die Viehwirtschaft erzeugt würden. Dies sollte durch die Betrachtung der benötigten Flächen für die Futtermittel vermieden werden.

### 3.7.1 Flächenbedarf für Ernährung, Futtermittel und Energieproduktion

Die Abschätzung des Flächenbedarfs für Ernährung erfolgte auf der Grundlage einer Studie von WIEGMANN et al. (2005), in der der Ernährungsbedarf für Deutschland geschätzt wurde. Dabei wurde ein mittlerer Flächenwert verwendet, der für benötigte Ackerflächen berechnet wurde und bei 0,17 ha/Person liegt. Die Berücksichtigung der bereits bestehenden Energieproduktion basierte auf HARTMANN (2008). Die zur Verfügung stehende Ackerfläche wurde anhand der Fernerkundungsanalyse ermittelt.

Die Ermittlung des Futtermittelbedarfs stützte sich auf die Agrarstatistik Baden-Württembergs von 2010 (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 2011b), aus denen die Viehbestände auf Kreisebene hervorgehen. Betrachtet wurde lediglich der Teil der Futtermittel, der auf Ackerflächen (ohne den Anteil von Grünland) produziert wird. In der Schweinemast kann der Getreideanteil am Gesamtfutter beispielsweise bei 75-85 % liegen (LINDERMAYER et. al. 2009). Für Rinder wurde der Futtermittelbedarf für Rinder ab einem Jahr getrennt nach Milchkühen und anderen Kühen

durchgeführt. Dabei wurde von einem täglichen Futtermittelbedarf von 18 bzw. 18,7 kg ausgegangen. Der Silomaisanteil wurde mit 28 % am Gesamtfutter berücksichtigt (eigene Berechnung in Anlehnung an LFL 2011).

Bei der Berechnung des Futtermittelbedarfs in der Schweinehaltung wurde nach Mastschweinen und Zuchtsauen unterschieden. Bei Mastschweinen wurde zwischen Anfangs- und Endmast differenziert und von einer 17-wöchigen Mastzeit ausgegangen, so dass sich insgesamt 150 Tage für die Anfangsmast und 215 Tage für die Endmast ergeben. Für die Anfangsmast wurde von einem Futtermittelbedarf von 1,373 kg bei einem Getreideanteil von 78 % ausgegangen und für die Endmast von einem Bedarf von 2,159 kg und 84 % Getreideanteil (eigene Berechnung in Anlehnung an DLG 2006 und LFL 2009).

Bei den Zuchtsauen wurde der für Deutschland langjährig ermittelte Mittelwert von 2,13 Würfen/Jahr mit je 10 Ferkeln zugrunde gelegt (WEIß et al. 2005). Die 28 Tage dauernde Periode des Säugens wurde von der Zeit ohne Säugen unterschieden. Entsprechend wird während 62 Tagen gesäugt und während 303 Tagen nicht gesäugt (WEIß et al. 2005).

Bei säugenden Zuchtsauen wurde von einem Futterbedarf von 5,1 kg und bei nichtsäugenden Zuchtsauen von einem Futterbedarf von 2 kg ausgegangen (eigene Berechnung in Anlehnung an LFL 2009, LINDERMAYER et al. 2009 und WEIß et al. 2005).

### 3.8 Schätzung der Feldlerchenreviere in Schwäbisch Hall

Die Vorhersage zum Vorkommen von Feldlerchen im Landkreis Schwäbisch Hall erfolgte auf der Grundlage des im Rahmen der statistischen Modellbildung ermittelten *minimum adequate model* (MAM) sowie der fernerkundlich erfassten Landnutzung in 2011. Darüber hinaus wurde das Vorkommen der Feldlerchen unter Annahme einer veränderten Landnutzung durch die Ausschöpfung des unter 3.7 ermittelten erschließbaren Biomassepotentials vorhergesagt.

Die Vorhersage erfolgte für beide Landnutzungsvarianten auf 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln, mit denen der Landkreis überzogen wurde. Dieser Ansatz steht vor dem Hintergrund, dass das Habitatmodell keinen flächenscharfen *output* erzeugt, sondern auf den in das Model eingespeisten 1 km<sup>2</sup> großen Landnutzungskacheln basiert. Für jede Kachel wurden die durch das statistische Habitatmodell identifizierten Prädiktorvariablen berechnet und anschließend für diesen neuen Datensatz Vorhersagen mittels des in R implementierten *predict* Befehls getroffen. Zusätzlich wurden die Standardfehler unter Berücksichtigung des 95 %-Konfidenzintervalls kachelweise berechnet und ebenfalls dargestellt. Da bei der fernerkundlich kartierten Landnutzung 103 Kacheln einen höheren Wintergetreideanteil aufwiesen als der bei der Modellentwicklung verwendete Prädiktor, wurde zusätzlich eine Karte

dargestellt, die lediglich die Kacheln zeigt, deren Wintergetreideanteil dem des Prädiktors entspricht. Eine entsprechende Karte wurde auch für das Biomassesszenario erstellt, um vergleichbare Revierzahlen zu erhalten.

Problematisch ist bei beiden Ansätzen, dass sie keine verlässlichen Revierzahlen für Schwäbisch Hall liefern. Werden alle Kacheln berücksichtigt, werden Modellvorhersagen für einen unbekannten Datenbereich gemacht; bleiben die Kacheln unberücksichtigt, werden die Revierzahlen verzerrt, da die Kacheln ja nicht wegen ihrer fehlenden Habitataignung unberücksichtigt bleiben, sondern aufgrund der Modellproblematik.

Um dennoch eine Schätzung der Revierzahlen für Schwäbisch Hall für beide Landnutzungsvarianten zu erhalten, wurden für die unberücksichtigten Kacheln der Reviermittelwert angenommen, der sich ergibt, wenn Modellvorhersagen nur für die Kacheln gemacht werden, deren Wintergetreideanteil im gleichen Wertespektrum liegt, wie sie bei der Modellentwicklung zur Verfügung standen.

Das für den Ansatz benötigte Raster wurde mit eCognition 8.7 erzeugt, indem das Landnutzungsmosaik der Luftbilder mit einer *chessboard segmentation* mit der *grid size* 500 (ergibt 1000\*1000 m) überzogen und als Shapefile exportiert wurde. Anschließend wurde die durch die statistische Modellbildung identifizierte Landnutzungs-kategorie (Wintergetreide) in eCognition 8.7 eingelesen und mittels eines *assign class*-Befehls als Klasse übernommen, allerdings so, dass einheitliche Flächen an den Grenzen des *grids* abgeschnitten wurden. Anschließend wurden die so auf das *grid* bezogenen Landnutzungsdaten exportiert, in Punktdaten umgewandelt und mittels eines *spatial join* Befehls in ArcGIS 10.1 an das *grid* angefügt, indem die Fläche der Landnutzungs-kategorie aufsummiert wurde, so dass für jede 1 km<sup>2</sup> Kachel der Anteil an Wintergetreide zur Verfügung stand. Nach demselben Prinzip wurde mit der Prädiktorvariable *mean patch size* verfahren. Zunächst wurde für die Landnutzungs-kategorien „Hackfrüchte“, „Mais“, „Wintergetreide“, „Raps“, „Unbekannte Ackerkultur“ und „Grünland“ mit eCognition 8.7 ein Raster erzeugt, bei dem die Klassen an den 1 km<sup>2</sup> großen Kachelgrenzen durchtrennt wurden. Anschließend wurden die Daten exportiert, in Punktdaten umgewandelt und mit einem *spatial join*-Befehl an das *grid* angefügt, und zwar so, dass dabei die Flächenmittelwerte berechnet wurden, so dass für jede 1 km<sup>2</sup> große Kachel die *mean patch size* bekannt war. Für Kacheln mit einem Anteil von mehr als 70 % Wald und/oder Siedlung wurde keine Vorhersage über das Vorkommen der Feldlerche gemacht.

Bei der Erstellung des Landnutzungsszenarios unter Zugrundelegung der Annahmen des unter 3.7 vorgestellten erschließbaren Potentials wurden die fünf Klassen der Ackerfrüchte auf die drei Klassen „Wintergetreide“, „Mais“ und „Raps“ reduziert. Die Flächenauswahl erfolgte nach einem



randomisierten Verfahren mit dem in QGIS 2.2.0 implementierten *tool random selection*, das eine Auswahl von Objekten nach dem Zufallsprinzip erlaubt.

### 3.9 Analyse der Revierverteilung in den Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls

Aufbauend auf die räumlich expliziten Vorhersagen der Feldlerchenreviere der beiden vorgestellten Landnutzungsvarianten wurde anhand der Naturräumlichen Gliederung von Baden-Württemberg analysiert, welchen Effekt die sechs in Schwäbisch Hall vorkommenden Naturräumlichen Haupteinheiten auf das Vorkommen der Feldlerche haben. Dazu wurden die Vorhersagen der Reviere für die beiden Landnutzungsvarianten in Punktdaten umgewandelt und anschließend die Revierzahlen, die mittleren Revierzahlen je Kachel und die Standardabweichung der Revierzahlen für jede Naturräumliche Haupteinheit ermittelt. Grundlage der Analyse bildeten alle Kacheln, für die Revierschätzungen möglich waren, ergänzt durch die Kacheln, für die der Reviermittelwert zugrunde gelegt wurde (vgl. dazu 3.8). Abb. 42 zeigt die Verteilung der Punktdaten in den Naturräumlichen Haupteinheiten in Schwäbisch Hall.

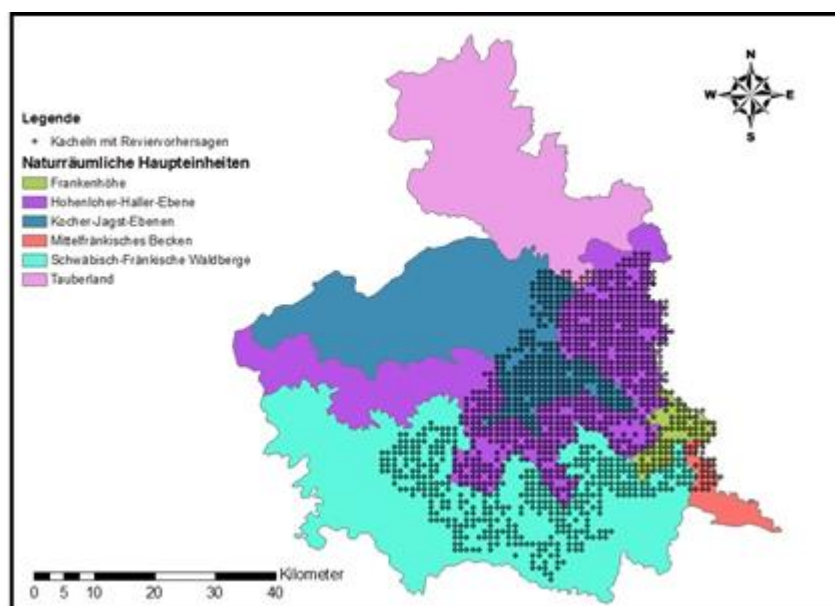


Abb. 42 Lage der Naturräumlichen Haupteinheiten und der Kacheln mit Reviervorhersagen.

## 4 Ergebnisse

Die in der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnisse werden in der folgenden Reihenfolge vorgestellt: Zu Beginn werden die Ergebnisse der Habitatmodellierung (4.1) dargestellt, an die sich die Resultate der Fernerkundungsanalyse thematisch unterteilt in die Ergebnisse der Generierung der Orthophotos (4.2.1), der Segmentierung (4.2.2), der Klassifikation (4.2.3) und der Fehlerbewertung (4.2.4) anschließen. Kapitel 4.3 bezieht sich auf die Landschaftsstrukturanalyse der Landnutzung von 2011 im gesamten Untersuchungsgebiet und in den Naturräumlichen Haupteinheiten. Daran schließen sich die Ergebnisse der Bioenergiepotentiale an. In Kapitel 4.5 und 4.6 finden sich die Revierschätzungen bezogen auf die zwei Landnutzungsvarianten und in Kapitel 4.7 wird die Revierabnahme ermittelt. Aufbauend darauf erfolgt in Kapitel 4.8 eine Gegenüberstellung der Standardfehler zu den Reviervorhersagen. Die Reviervorhersagen in den Naturräumlichen Haupteinheiten finden sich in Kapitel 4.9, und das Abschlusskapitel bildet 4.10 mit der Bewertung der Modellvorhersagen anhand der unabhängigen DDA-Monitoringdaten.

### 4.1 Habitatmodellierung

#### 4.1.1 Analyse der Prädiktorvariablen

Die Korrelationsanalyse der Prädiktorvariablen deckte Korrelationen zwischen unterschiedlichen Landschaftsstrukturmaßen auf. Hohe Korrelationswerte wurden für *Shannon's Diversity* mit *Shannon's Evenness* (0,93) und mit *Shannon's Dominance* (-0,89) festgestellt. Außerdem war *Shannon's Evenness* mit *Shannon's Dominance* sehr stark korreliert (-0,99). Vergleichbare Werte ergaben sich bei der Berechnung der aufgeführten *Shannon Indices* nur für die Ackerflächen. Die mittlere Flächengröße je Untersuchungsplot war mit der Randliniensumme *total edge* (-0,84) und mit der mittleren Randliniensumme *mean patch edge* je Untersuchungsplot (0,83) korreliert. Die Randliniensumme war mit der mittleren Randliniensumme negativ korreliert (-0,78).

#### 4.1.2 Das Poissonmodell

Bei der Berechnung des Poissonmodells ergab sich ein *minimum adequate model* mit den Prädiktorvariablen WGE (Flächenanteil Wintergetreide je Untersuchungsfläche) und MPS\_Plot (Mittlere Flächengröße je Untersuchungsplot) mit folgendem Ergebnis des Y-Achsenabschnitts der Steigungen, der Standardfehler und der Signifikanzniveaus:

Tab. 5 Ergebnis des *summary outputs* für das Poissonmodell.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	3.386127	0.146100	23.177	<2e-16 ***
WGE	0.035572	0.002894	12.290	<2e-16 ***
MPS_Plot	-0.826025	0.092027	-8.976	<2e-16 ***

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Null deviance: 339.386 on 16 degrees of freedom

Residual deviance: 99.337 on 14 degrees of freedom

Die Abschätzung der *overdispersion* führte zu einem Wert von 7,1 (gegenüber einem erwarteten Wert von ca. 1), so dass dieser Modellansatz nicht weiter verfolgt wurde. Der AIC-Wert lag bei 188,18.

#### 4.1.3 Das negative Binomialmodell

Wie bei dem Poissonmodell ergab sich auch bei dem negativen Binomialmodell ein MAM mit den Prädiktorvariablen WGE und MPS\_Plot. Die Werte für den Anteil der Wintergetreidefläche an der Gesamtfläche eines Plots reichen von 1,928 ha bis 58,811 ha. Die mittlere Flächengröße nimmt Werte von 0,52 ha bis 3,03 ha ein und die Reviere der Feldlerchen je Untersuchungsplot reichen von 3-125.

Wie bei dem Poissonmodell wurden der Y-Achsenabschnitt und die Steigungen der Prädiktorvariablen alle als hochsignifikant eingestuft. Das Modellergebnis (*summary*) ist in Tabelle 6 dargestellt.

Tab. 6 Ergebnis des *summary outputs* für das negative Binomialmodell.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	3.279056	0.324265	10.112	< 2e-16 ***
WGE	0.034948	0.005839	5.985	2.16e-09 ***
MPS_Plot	-0.733073	0.184940	-3.964	7.38e-05 ***

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Null deviance: 66.756 on 16 degrees of freedom

Residual deviance: 15.968 on 14 degrees of freedom

Die Abschätzung einer möglichen *overdispersion* führte zu einem Wert von 1,14, der  $\theta$ -Wert lag bei 7,21 und der AIC-Wert bei 131,34. Alle drei Werte deuten damit darauf hin, dass das negative Binomialmodell die bessere Modellwahl gegenüber dem Poissonmodell darstellt.

Die Untersuchung der Bedeutung der Prädiktoren für die Gesamtvarianz mittels einer ANOVA führte zu hochsignifikanten Ergebnissen für beide Prädiktoren (vgl. Tabelle 7).

Tab. 7 Ergebnis der Berechnung einer ANOVA für die Prädiktorvariablen WGE und MPS\_Plot.

	Df	Deviance Resid.	Df Resid. Dev	Pr(>Chisq)
Null		66.756	16	
WGE	1	35.249	15	2.901e-09 ***
MPS_Plot	1	15.602	14	7.818e-05 ***

Signif. codes: 0 ‘\*\*\*’ 0.001 ‘\*\*’ 0.01 ‘\*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Die Ableitung der erklärten Varianz ergab einen Wert von 76 % und die Berechnung der unter 3.4.4 beschriebenen Residuen zeigte das in Abb. 43 dargestellte Bild.

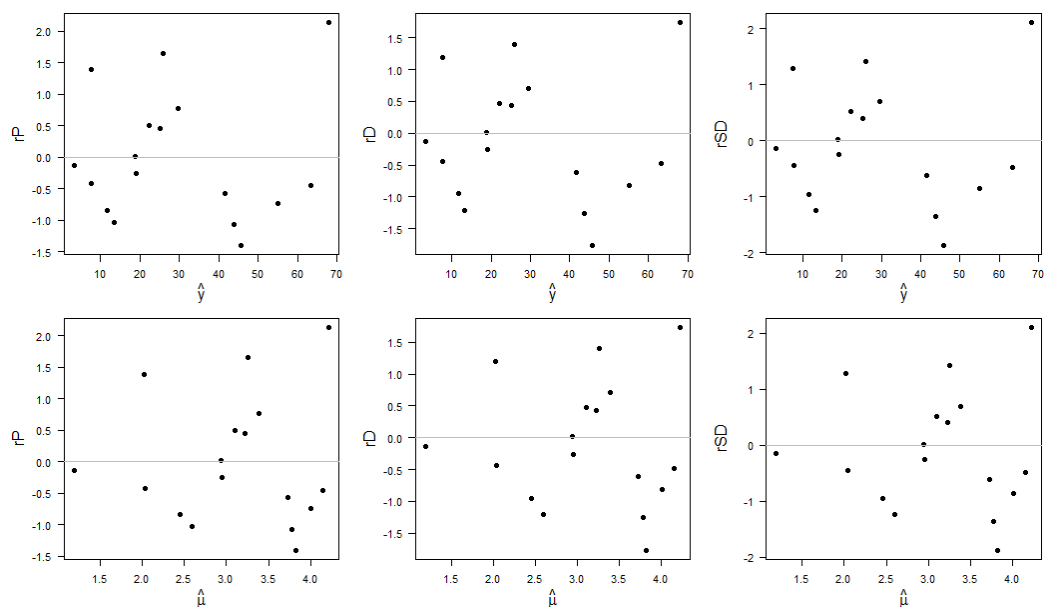


Abb. 43 Darstellung der *pearson residuals*, *deviance residuals* und *studentised residuals* auf der *response* (oben) und *link* (unten) Skala.

Die Gesamtschau der Möglichkeiten zur Beurteilung der Modellgüte sowie der Modellwahl zeigt, dass das negative Binomialmodell dem Poissonmodell vorzuziehen ist, und dass die Modellgüte in allen Bereichen in einem akzeptablen Bereich liegt.

Ein Plot, der die Auswirkungen beider Prädiktoren auf die *response*-Variable aufzeigt (Abb. 44), offenbart, dass die Anzahl der Feldlerchenreviere mit steigendem Anteil an Wintergetreide und einer gleichzeitigen Vergrößerung der landwirtschaftlichen Schläge zunimmt.

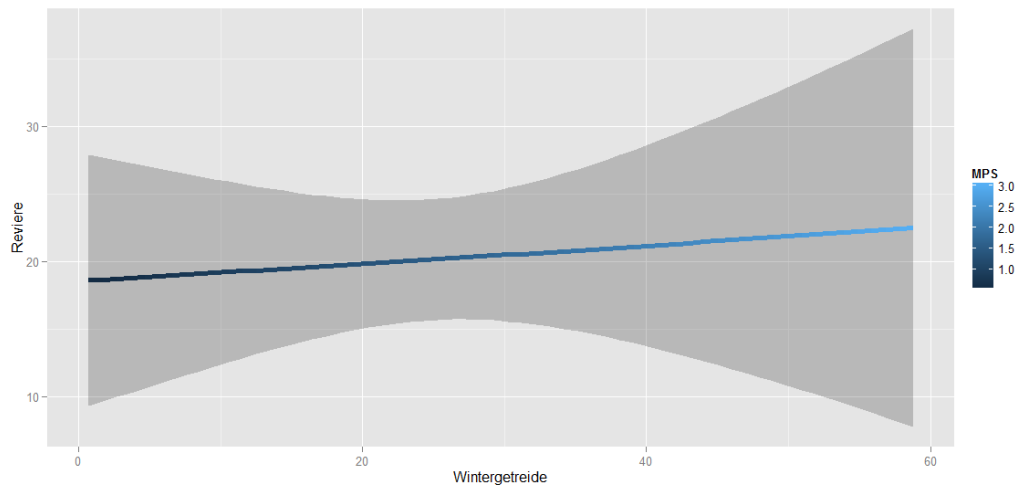


Abb. 44 Grafische Darstellung des *predicted* negativen Binomialmodells auf der *response scale* mit Standardfehlern (95 % Konfidenzintervall). MPS\_Plot = *mean patch size*.

Plottet man ein Modell, bei dem nur der Prädiktor Wintergetreide mit einer Sequenz vom kleinsten zum größten Anteil an Wintergetreide gefittet wurde (Abb. 45) und macht dann Vorhersagen für die gleiche Sequenz (ebenfalls mit nur einem Prädiktor), zeigt sich der Effekt des einzelnen Prädiktors deutlich.

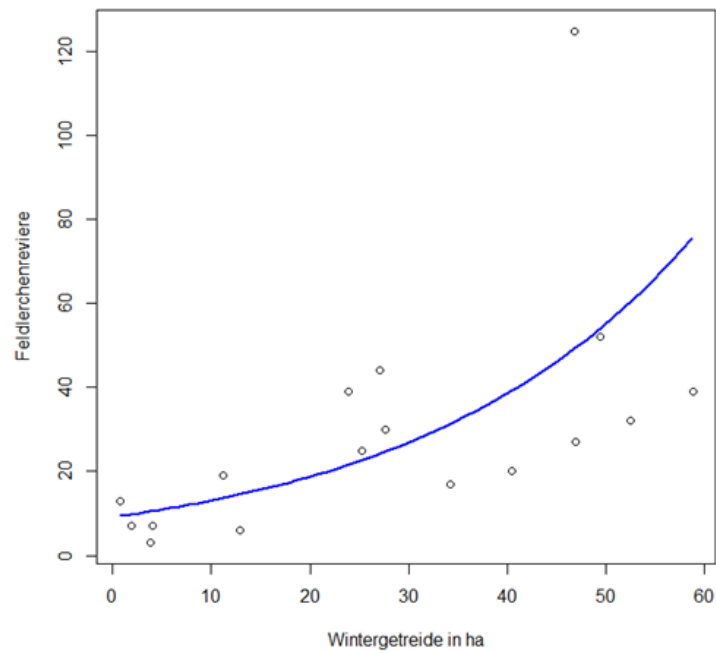


Abb. 45 Negatives Binomialmodell nur mit dem Prädiktor Wintergetreide (blaue Linie). Die schwarzen Kreise zeigen den bei der Modellentwicklung verwendeten Datensatz.

Das Gleiche gilt für den Prädiktor *mean patch size*, dessen Effekt ebenfalls sichtbar wird, wenn das Modell lediglich mittels einer Sequenz der *mean patch size* geplottet wird (Abb. 46).

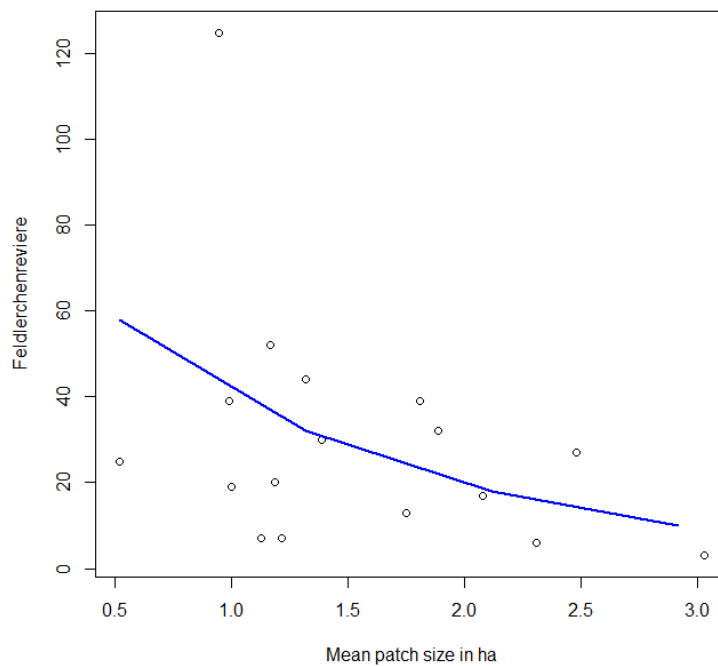


Abb. 46 Negatives Binomialmodell nur mit dem Prädiktor MPS (blaue Linie). Die schwarzen Kreise zeigen den bei der Modellentwicklung verwendeten Datensatz.

## 4.2 Fernerkundungsanalyse

### 4.2.1 Berechnung der Orthophotos

Bei der *aerial triangulation* des Luftbildblocks wurde ein Fehlerwert ( $\sigma$ ) unter 1/3 Pixel errechnet. Durch die Integration der *ground control points* konnten bei der visuellen Inspektion der transformierten Bilddaten an planaren Objekten (Straßen, Feldgrenzen etc.) keine Abweichungen festgestellt werden (Abb. 47).

Der Prozess der Bildmosaikierung führte zu einem weitgehenden Verschwinden von Helligkeitsunterschieden (vgl. Abb. 47).

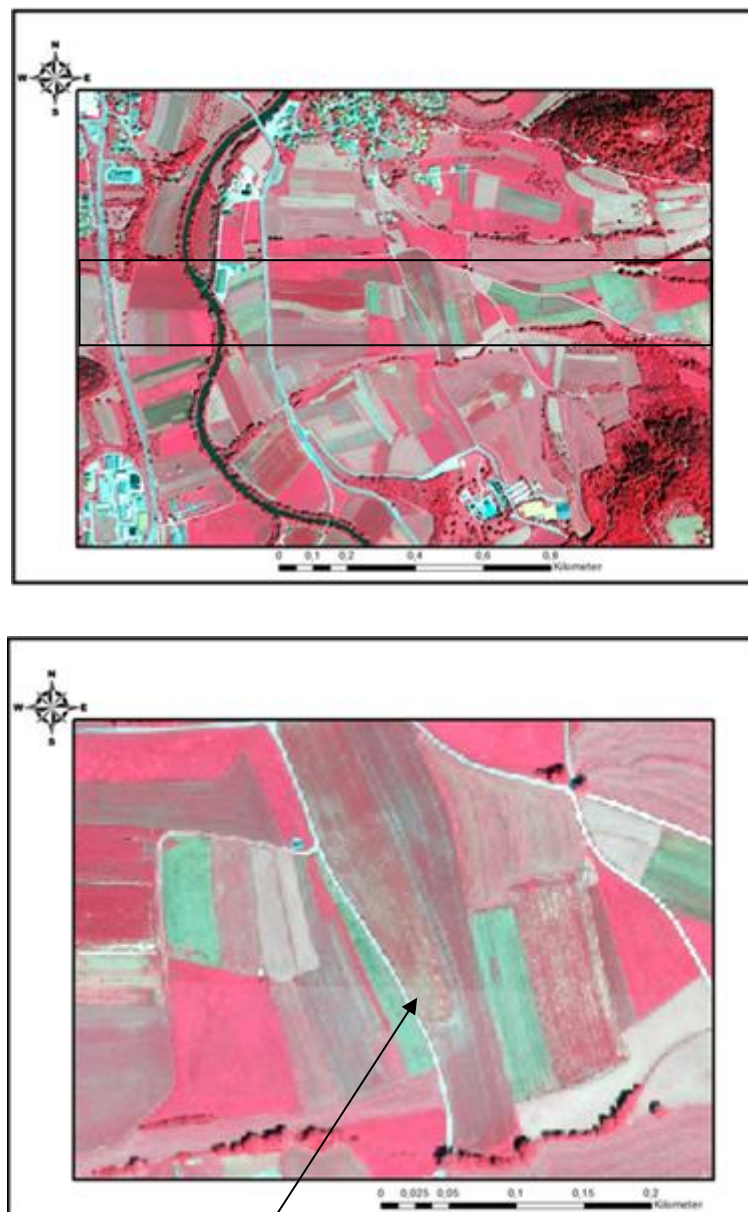


Abb. 47 Oben: Grenzverlauf zweier Luftbilder nach dem Mosaikieren (schwer erkennbar in der Mitte des schwarzen Kastens). Unten: Vergrößerter Ausschnitt der Bildmitte.

Mitunter waren leichte geometrische Abweichungen an dreidimensionalen Objekten wie Gebäuden oder Bäumen erkennbar, was auf die Berechnung von Orthophotos im Gegensatz zu *true-Orthophotos* zurückzuführen ist (Abb. 48).

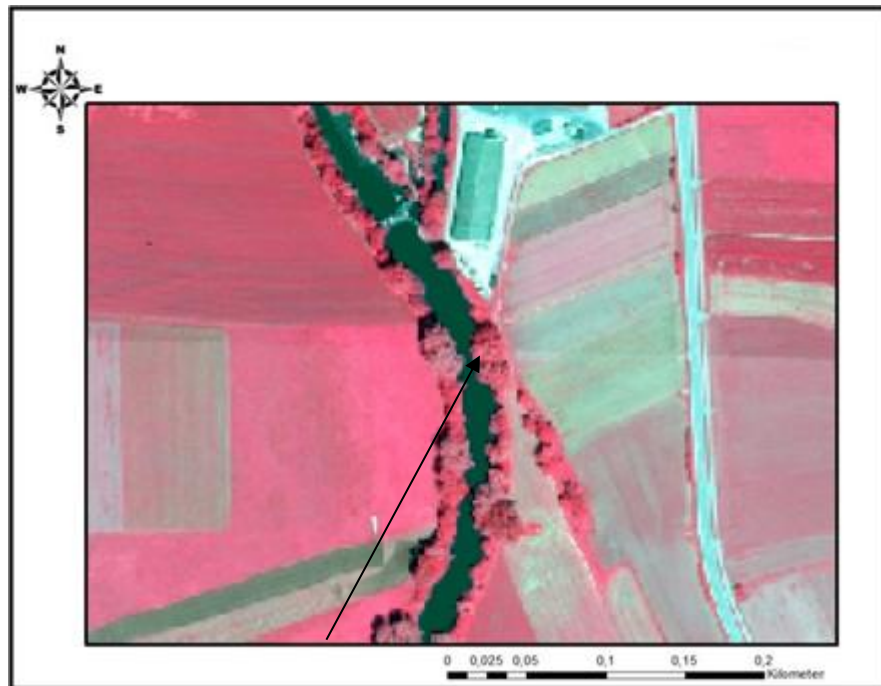


Abb. 48 Leichter Versatz an den Bäumen entlang des Gewässers (vergrößerter Ausschnitt aus dem linken Bildteil der vorangegangenen Abbildung).

#### 4.2.2 Segmentierung der Luftbilder

Die Segmentierung des Luftbilddatensatzes auf zwei unterschiedlichen *levels* (*level 1 = dissolved borders* des Digitalen Landschaftsmodells, *level 2 =* parametrisierte Segmentierung von *geons*) führte überwiegend zu der Herausbildung von *meaningful objects* im Sinne der Fragestellung der vorliegenden Arbeit. Abb. 49 zeigt das Ergebnis der Segmentierung unter Zugrundelegung der Daten des Digitalen Landschaftsmodells, mittels dessen die Landnutzung großräumig in Acker- und Grünlandbereiche getrennt wurde.



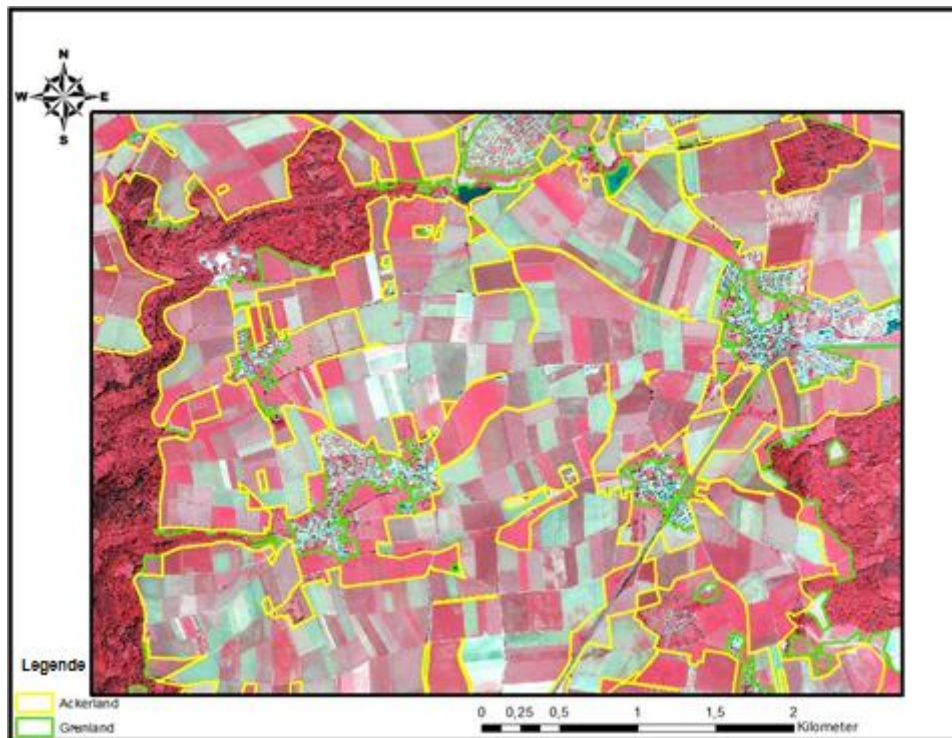


Abb. 49 Darstellung der Segmentierung auf *level 1* mit großräumiger Abgrenzung von Acker- und Grünlandbereichen.

Ausgehend davon ist in Abb. 50 die Abgrenzung der landwirtschaftlichen Schläge innerhalb der durch *level 1* vorgegebenen Acker- und Grünlandmaske dargestellt. Gut erkennbar ist die präzise Herausbildung von Segmenten entlang von Nutzungsgrenzen gegenüber der großräumigen Abgrenzung auf *level 1*. Eine „Übersegmentierung“, bei der einheitliche Objekte in mehrere Segmente zerlegt werden, ist kaum erkennbar. Dennoch werden auch sehr kleine Objekte, wie z.B. sehr schmale Ackerschläge, abgegrenzt. Dass die unter 4.2.1 dargestellten Helligkeitsunterschiede einen Einfluss auf das Segmentierungsergebnis hatten (z.B. unterbrochene Segmente entlang von Bildgrenzen), wurde nicht beobachtet.

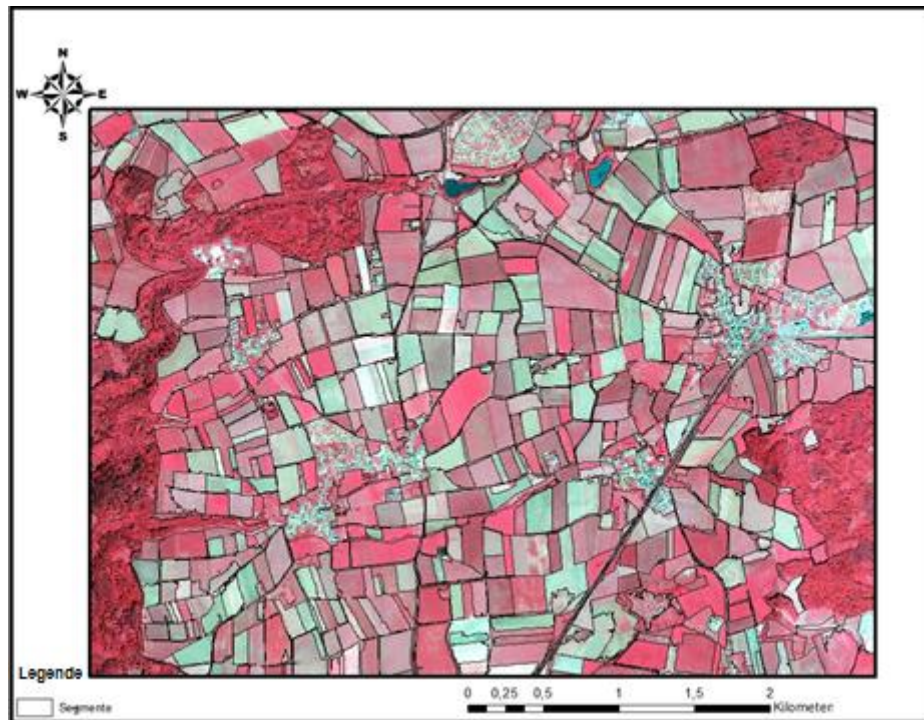


Abb. 50 Darstellung der Segmentierung auf *level 2* mit Adressierung der *geons*.

Ein Blick auf einen Detailausschnitt (Abb. 51) von einem Quadratkilometer bestätigt den durch die Überblickskarte (Abb. 50) gewonnen Eindruck einer detailreichen Abgrenzung von Objekten entlang von Nutzungsgrenzen. Allerdings zeigt die Darstellung auch, dass Teile von Nutzungsgrenzen nicht den Objektgrenzen entsprechen, die ein manueller Bearbeiter erzeugen würde (Abb. 51, rote Pfeile), und dass manche Objekte eine feinere Nutzungsstruktur aufweisen, als sie durch die Segmentierung erfasst sind (Abb. 51, blaue Pfeile). Ein kuriose Ergebnis der Segmentierung stellt die Abgrenzung eines Windrades dar (Abb. 51, lila Pfeil), das aufgrund der Erzeugung von Orthophotos und nicht von *true* Orthophotos als Flächenobjekt erscheint.

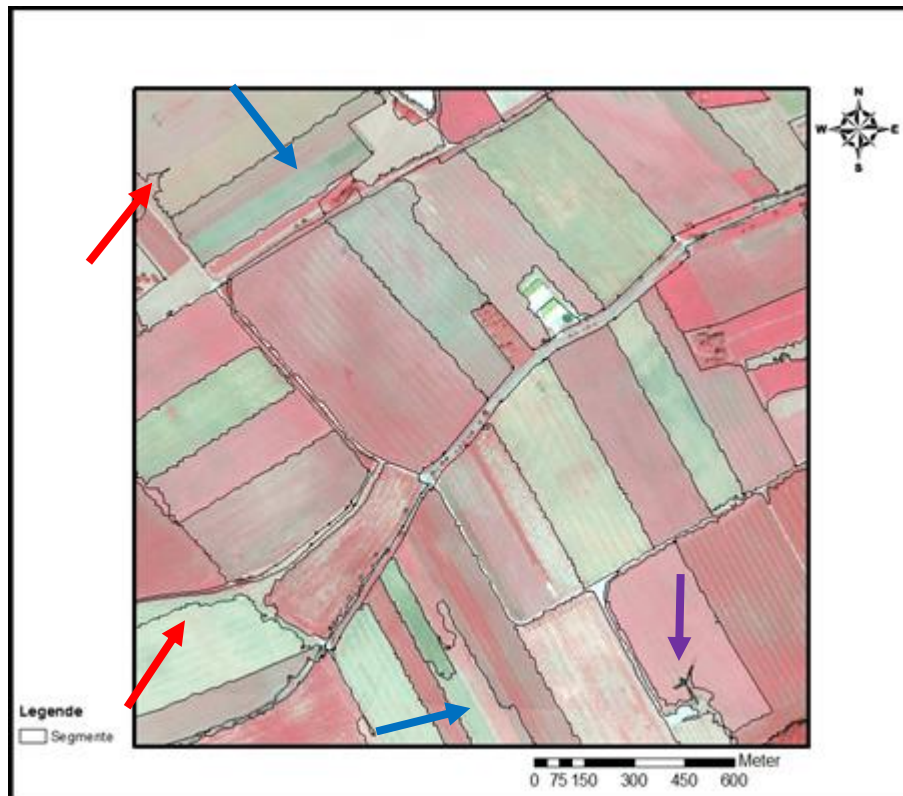


Abb. 51 Detaillierte Darstellung des Segmentierungsergebnisses mit kleineren Segmentierungsfehlern (siehe Text; der Flächenausschnitt befindet sich westlich von Ilshofen).

Ebenfalls gut erkennbar ist in Abb. 51 die gezackte Außengrenze, die charakteristisch für die Segmentierung mit eCognition ist. Wie unter 3.6.7.4 beschrieben, wurden die Grenzen geglättet. Das Ergebnis der Glättung ist in Abb. 52 anhand des gleichen 1 km<sup>2</sup> großen Landschaftsausschnitts wie in Abb. 51 dargestellt. Durch den Schritt der Glättung konnten Segmente erzeugt werden, die „typischen“ GIS-Landnutzungspolygonen angeglichen sind. Die in Abb. 51 dargestellten Segmentierungsfehler sind auch nach dem Glätten, nun in begradigter Form, auffindbar. Bei der Darstellung der geglätteten Segmente muss noch angemerkt werden, dass in der Darstellung die Feldwege bereits entfernt sind, da die Glättung der Segmente nach Abschluss der Klassifikation erfolgte (siehe 3.6.7.4).



Abb. 52 Detaillierte Darstellung der begradigten Segmentgrenzen.

Abb. 53 zeigt die Darstellung der Segmentierung mit eCognition auf Grundlage der Landnutzung von 2011 und die Geometrie der Geländekartierung der verwendeten Vogeldaten von 2006 für den bereits bekannten 1 km<sup>2</sup> großen Ausschnitt. In beiden Datensätzen ist eine vergleichbare Nutzungsabgrenzung erkennbar. Unterschiede sind überwiegend im Grünland festzustellen sowie bei Segmenten, die eine größere Nutzungsvielfalt enthalten, als durch die Segmentierung abgegrenzt wurde.





Abb. 53 Geometrie der Untersuchungsfläche mit der ID 4147 (Geländekartierung der Vogeldaten von 2006) in Gelb und Geometrie der Segmentierung mit eCognition (2011) in schwarz.

#### 4.2.3 Klassifikation der Luftbilder

Die Ergebnisse der Klassifikation der Luftbilder lassen sich in technische Ergebnisse (Algorithmus der Landnutzungsklassifikation, Schwellenwerte der *membership functions*) und inhaltliche Ergebnisse (Verteilung der Landnutzungsklassen) gliedern. Nachfolgend werden zunächst die technischen und anschließend die inhaltlichen Ergebnisse dargestellt.

Der Algorithmus zur Klassifikation des Luftbildmosaiks (Abb. 54) lässt sich in drei Bereiche gliedern. Der erste Teil stellt die Übernahme der thematischen Grenzen der Daten des Digitalen Landschaftsmodells (in Abb. 54 gelb hinterlegt) auf *level 1* dar. Daran schließt sich die Generierung von *level 2* und die Durchführung der Klassifikation an (in Abb. 54 grün hinterlegt). Im dritten Teil finden sich die Aggregation der Unterklassen in Zielklassen und die Entfernung von Flächen aus der Klassifikation, die keine Ackerflächen darstellen (in Abb. 54 blau hinterlegt).

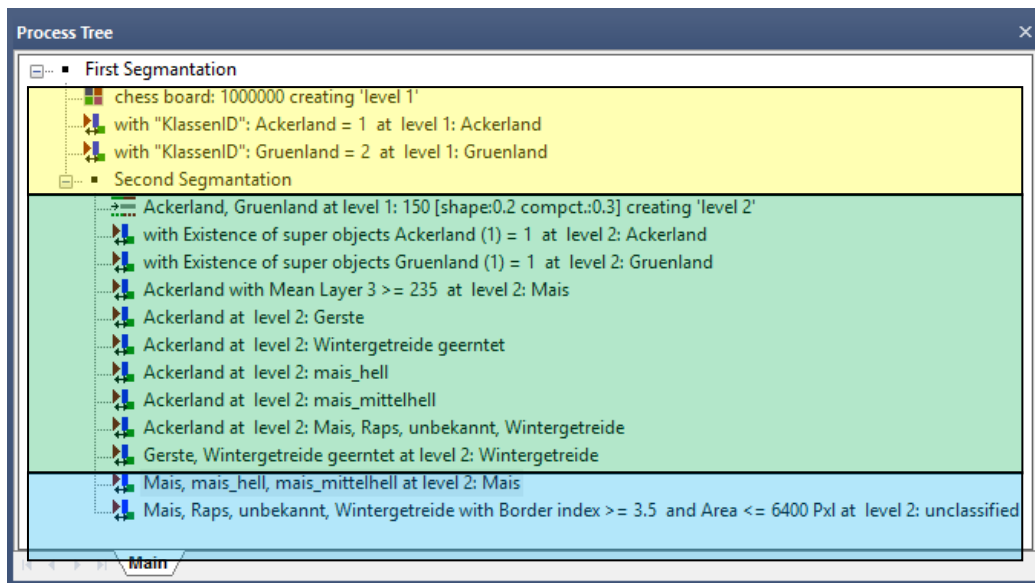


Abb. 54 Ruleset zur Klassifikation des Luftbildmosaik gegliedert in drei Bereiche: Segmentierung von level 1 und Zuweisung thematischer Klassen anhand eines Shapefiles (gelb hinterlegt), Segmentierung von level 2 und Durchführung der Klassifikation (grün hinterlegt), Überführung in relevante Zielklassen und Bereinigung von Fehlern (blau hinterlegt).

Zur Klassifikation von Mais, Gerste und geernteten Wintergetreideflächen wurden insgesamt 18 *membership functions* erstellt. Für drei der (Unter-)klassen war die Erstellung von vier *membership functions* ausreichend, lediglich für die Gerstenflächen wurden sechs *membership functions* erstellt. In allen Klassenbeschreibungen wurden Objektmittelwerte unterschiedlicher Bänder verwendet. Durchgängig ist die Verwendung der Objektmittelwerte des Infrarotkanals. Bei den Klassen mit hohem sichtbarem Bodenanteil („mais\_hell“, „Wintergetreide\_geerntet“) finden sich außerdem *membership functions*, die anhand hoher *brightness*-Werte („mais\_hell“) oder niedriger NDVI-Werte („Wintergetreide\_geerntet“) erstellt wurden. Auffällig sind außerdem die *membership functions* der Standardabweichungen in Band 2 und 3 bei der Klasse „mais\_mittelhell“ (Tabelle 8).

Tab. 8 Übersicht zu den verwendeten Schwellenwerten der *membership functions* bei der Klassifikation (Abbildungen der *membership functions* finden sich in den Anhängen D-G).

Klasse	Feature	Unterer Schwellenwert	Oberer Schwellenwert
Mais_hell	Brightness	210	255
	HSI Transformation	0,38	0,53
	Mean layer 2 (grün)	210	255
	Mean layer 3 (infrarot)	199	255
Mais_mittelhell	Mean layer 2 (grün)	170	255
	Mean layer 3 (infrarot)	159	255
	Standard deviation layer 2	12,5	40,44
	Standard deviation layer 3	14	38,27
Gerste	Brightness	150	205
	HSI Transformation	0,1	0,43
	Mean layer 1 (rot)	150	215
	Mean layer 2 (grün)	163	220
	Mean layer 3 (infrarot)	133	195
	Redgreen	-0,15	0,055
Wintergetreide geerntet	HSI Transformation	0	0,43
	Mean layer 3 (infrarot)	159	200
	NDVI	-0,04	0,1
	Redgreen	-0,285	0

Die Klassifikation des Luftbilddatensatzes mündete in den vier Klassen „Wintergetreide“, „Mais“, „Raps“ und „Unbekannte Ackerkultur“ sowie der Klasse „Grünland“, die allerdings kein Ergebnis der Fernerkundungsanalyse ist. Dabei ergaben sich folgende quantitative Ergebnisse: Wintergetreide 33985,78 ha, Mais 9621,36 ha, Raps 2952,36 ha und unbekannte Ackerkultur 7244,18 ha. Die

Flächenzahl des Grünlands (30721) entstammt dem Digitalen Landschaftsmodell. Eine Übersicht der Ergebnisse ist in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tab. 9 Klassifikationsergebnis nach Klassen.

	Wintergetreide	Mais	Raps	Unbekannte Ackerkultur	Grünland
Gesamtfläche in ha	33985,78	9621,36	2952,36	7244,18	30720,88

Bei Betrachtung der Verteilung der Klassen anhand von Abb. 55 ist auffällig, dass sich Schwäbisch Hall in einen ackerbaulich geprägten nordwestlichen und einen Grünland bzw. Wald geprägten südöstlichen Teil unterteilen lässt. Innerhalb des ackerbaulich geprägten Bereichs ist eine Dominanz des Anbaus von Wintergetreide erkennbar, was daran liegt, dass Wintergetreide mehr als den dreifachen Flächenumfang gegenüber der zweitbedeutendsten Feldfrucht (Mais) einnimmt.

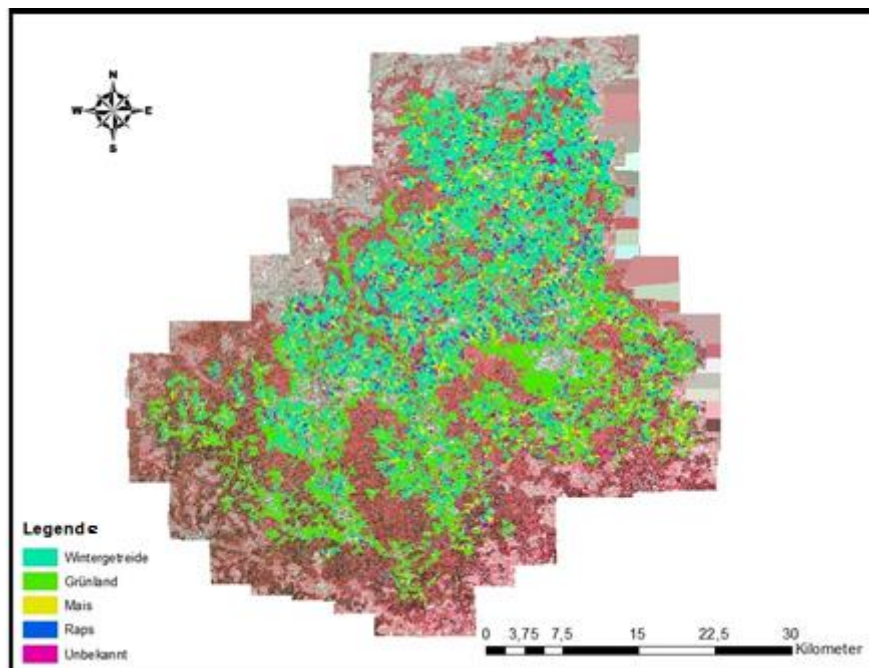


Abb. 55 Übersicht des Klassifikationsergebnisses mit hinterlegtem Luftbildmosaik.

Stellt man das Ergebnis der Landnutzungsklassifikation gemeinsam mit den Naturräumlichen Haupteinheiten dar, wird erkennbar, dass der ackerbaulich geprägte nordwestliche Teil hauptsächlich den Haupteinheiten Kocher-Jagst-Ebenen und Hohenloher-Haller-Ebene zugeordnet werden kann (zu einem kleinen Teil auch dem Tauberland). Der Grünland und Wald geprägte südöstliche Teil wird hingegen in der Hauptsache von den Haupteinheiten Schwäbisch-Fränkische Waldberge und Frankenhöhe und zu einem kleinen Teil vom Mittelfränkischen Becken eingenommen (Abb. 56).



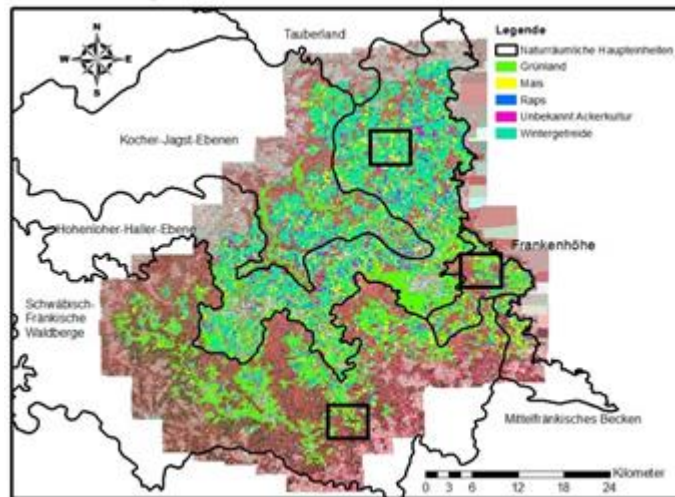


Abb. 56 Darstellung der Überlagerung des Klassifikationsergebnisses mit den sechs Naturräumlichen Haupteinheiten, die Schwäbisch Hall überlagern. Die schwarzen Rechtecke zeigen die Flächenausschnitte der detaillierten Abbildungen (57, 58, 59) der Klassifikationsergebnisse.

Zur Veranschaulichung der Klassifikationsergebnisse wurden die in Abb. 56 dargestellten Landschaftsausschnitte ausgewählt und anhand vergrößerter Kartenausschnitte nachfolgend dargestellt.

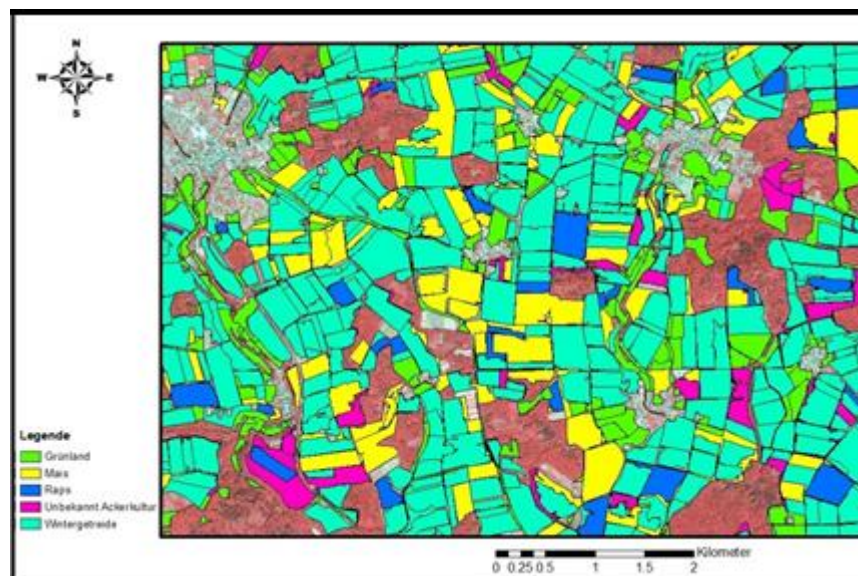


Abb. 57 Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Hohenloher-Haller-Ebene.

Abb. 57 zeigt das Klassifikationsergebnis anhand eines Detailausschnitts in der Naturräumlichen Haupteinheit Hohenloher-Haller-Ebene. Die ackerbauliche Prägung ist lediglich von kleinen Waldstücken unterbrochen, und Grünland ist im Verhältnis zur Ackerfläche unterrepräsentiert. Wintergetreide stellt den höchsten Anteil an der Flächennutzung, gefolgt von Maisflächen. Bei der im linken Bildteil erkennbaren Siedlung handelt es sich um Blaufelden.

Betrachtet man im Vergleich den Landschaftsausschnitt der Haupteinheit Schwäbisch-Fränkische Waldberge (Abb. 58), zeigt sich ein vollkommen anderes Bild. Die Grünlandnutzung ist im Vergleich zur Ackernutzung deutlich präsenter. Insgesamt wird der Ausschnitt jedoch von einer zusammenhängenden Waldfläche dominiert. Unter den Ackerkulturen sind Wintergetreide weiterhin die häufigste Nutzung.

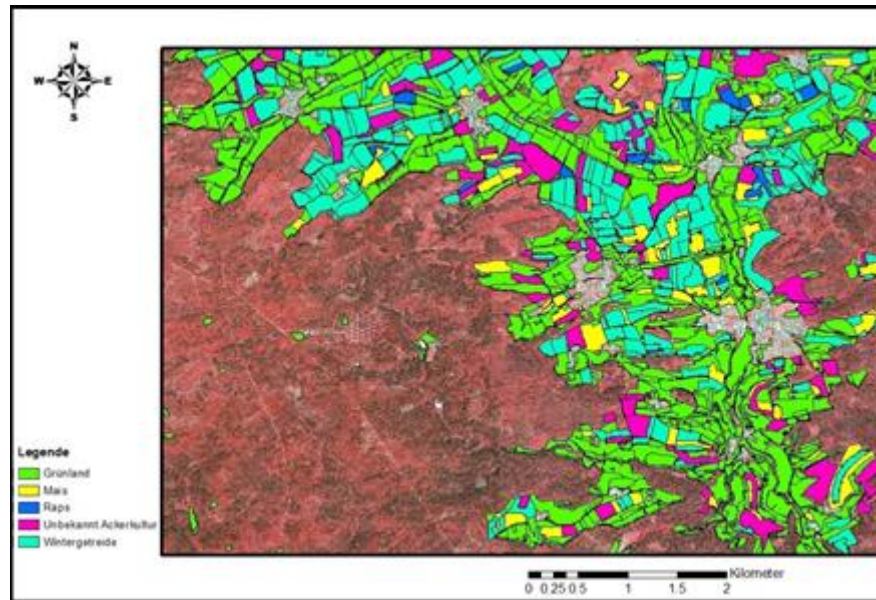


Abb. 58 Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Schwäbisch-Fränkische Waldberge.

Der Landschaftsausschnitt in der Haupteinheit Frankenhöhe (Abb. 59) ist ebenfalls durch eine große zusammenhängende Waldfläche charakterisiert. Die Acker- und Grünlandnutzung halten sich in etwa die Waage. Der Anbau von Wintergetreide stellt noch immer die häufigste Nutzung dar, allerdings ist das Verhältnis zu den anderen Ackerkulturen ausgewogener als in den zuvor betrachteten Landschaftsausschnitten.

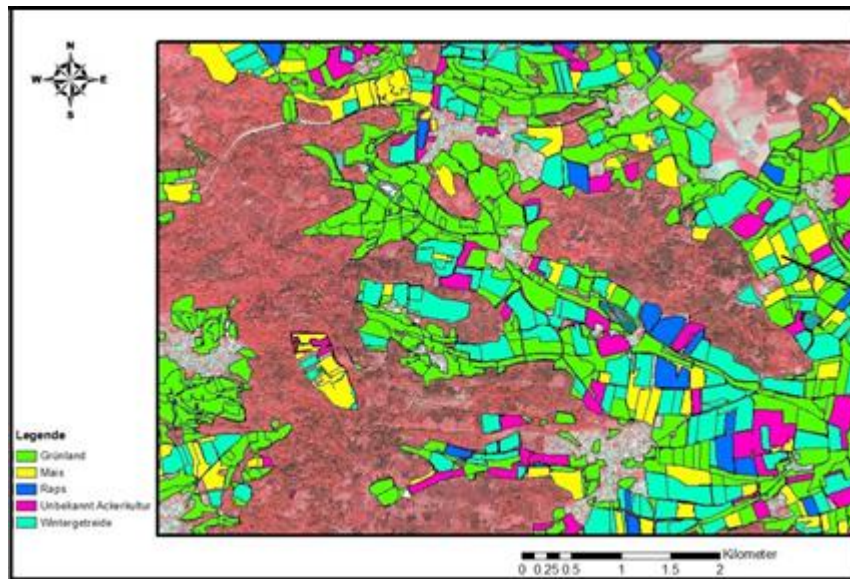


Abb. 59 Klassifikationsergebnis in der Naturräumlichen Haupteinheit Frankenhöhe.

Die Flächenverteilung der Kocher-Jagst-Ebenen und des Tauberlands sind der der Hohenloher-Haller-Ebene vergleichbar und werden daher nicht gesondert dargestellt. Gleiches gilt für die Flächenverteilung im Mittelfränkischen Becken, die mit der in der Haupteinheit Frankenhöhe vergleichbar ist.

Die Ergebnisse der quantitativen Auswertung der landschaftstrukturellen Charakteristika der Landnutzungsanalyse anhand der Klassen und der Naturräumlichen Haupteinheiten werden unter 4.3 und 4.3.1 vorgestellt. Nachfolgend sind die Ergebnisse der Fehlerbewertung der Klassifikation dargestellt.

#### 4.2.4 Fehlerbewertung der Klassifikation

Die Fehlerbewertung der Klassifikation führte für jede Klasse zu einer *producer's* und *user's accuracy* mit über 80 %. Das beste Ergebnis wurde in der Klasse „Wintergetreide“ mit jeweils 92 % erreicht, das schlechteste Ergebnis in der Klasse „Mais“ mit 80 % *producer's* und 83 % *user's accuracy*. Die *overall accuracy* liegt bei einem Wert von 89 % und der Kappa-Index bei 78 %. Eine Übersicht der Fehlerbewertung ist in Tabelle 10 dargestellt.

Tab. 10 Übersicht der Fehlerbewertung der Klassifikation.

User Class \ Sa...	Mais	Raps	Wintergetreide	unbekannt	Sum
<b>Confusion Matrix</b>					
Mais	53	0	11	0	64
Raps	2	28	4	0	34
Wintergetreide	11	6	254	4	275
unbekannt	0	0	6	27	33
unclassified	0	0	0	0	0
Sum	66	34	275	31	
<b>Accuracy</b>					
Producer	0.803	0.8235294	0.9236364	0.871	
User	0.8281250	0.8235294	0.9236364	0.8181818	
Hellden	0.8153846	0.8235294	0.9236364	0.8437500	
Short	0.6883117	0.7	0.8581081	0.7297297	
KIA Per Class	0.7661705	0.8074004	0.7633310	0.8595520	
<b>Totals</b>					
Overall Accuracy	0.8916256				
KIA	0.7842721				

Neben der Betrachtung der klassischen *confusion matrix* ist auch die Gegenüberstellung der Fernerkundungsergebnisse mit den statistischen Erhebungen zu den Agrarflächen in Schwäbisch Hall interessant. Daten gibt es hierzu aus dem Jahr 2010, da Daten zu den Feldfrüchten nicht jährlich auf Landkreisebene veröffentlicht werden (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 2011a). Die Daten sind somit ein Jahr älter als die Fernerkundungsdaten, lassen jedoch dennoch eine Einschätzung zum Anbau von Ackerfrüchten zu, da davon auszugehen ist, dass sich der Anbau nicht innerhalb eines Jahres vollständig verändert. Die Agrarstatistik geht von einer Ackerfläche von 50614 ha aus. Während die Fernerkundungsanalyse auf Grundlage des Digitalen Landschaftsmodells auf 53803,68 ha kommt.

Rechnet man alle Wintergetreide der Statistik nach dem gleichen Prinzip zusammen, wie es bei der Erstellung der Klasse „Wintergetreide“ erfolgte, kommt man für das Jahr 2010 einen Wert von 32161 ha. Beim Mais kommt man unter Berücksichtigung der Klassen der Statistik (Mais, Körnermais einschließlich CCM) auf 8283 ha und beim Raps auf 5232 ha. 4938 ha fallen demnach in die Klasse der unbekannten Ackerkulturen.

Stellt man diese Werte den Ergebnissen der Klassifikation gegenüber und berücksichtigt dabei die Abweichungen, die sich durch den gemittelten Fehler der *user's* und *producer's accuracy* auf Klassenebene ergeben können, ergibt sich das in Tabelle 11 dargestellte Bild.

Tab. 11 Gegenüberstellung der Agrarstatistik von 2010 und der Ergebnisse der Fernerkundungsanalyse sowie der möglichen Abweichungen aufgrund der gemittelten Fehler der *user's* und *producer's accuracy*.

	Agrarstatistik von 2010	Fernerkundung von 2011	Gemittelte <i>user's</i> und <i>producer's</i> <i>accuracy</i> *	Mögliche Abweichung der Fernerkundungs- ergebnisse in ha anhand des gemittelten Fehlers der <i>user's</i> und <i>producer's</i> <i>accuracy</i> *	Tatsächliche Abweichung in ha
Wintergetreide	32161	33985,78	92%	+/- 2718,86	1824,78
Mais	8283	9621,36	82%	+/- 1731,84	1338,36
Raps	5232	2952,36	82%	+/- 531,42	-2279,64
Unbekannte Ackerkulturen	4938	7244,18	84%	+/- 1159,07	2306,18

\*ganzzahlig gerundet

Die geringsten Abweichungen finden sich beim Wintergetreide mit einem Wert von 1824,78 ha gegenüber einer möglichen Abweichung von +/- 2718,86 ha aufgrund des gemittelten Fehlers auf Klassenebene der Fernerkundungsanalyse. Auch bei den Maisflächen liegen, unter Berücksichtigung des gemittelten Fehlers auf Klassenebene, die tatsächlichen Abweichungen unterhalb der „möglichen“ Abweichungen. Sehr hohe Abweichungen treten hingegen beim Raps auf, bei dem die Differenz zu den Daten der Agrarstatistik bei -2279,64 ha liegt, während die Abweichung aufgrund des Fehlers lediglich +/- 531,42 ha betragen sollte (unter Einschränkung der unterschiedlichen Erhebungsjahre). Bei den unbekannten Ackerkulturen fällt die Abweichung ebenfalls höher aus, als durch den gemittelten Fehlerwert nahegelegt wird.

### 4.3 Landschaftsstrukturanalyse der Landnutzungskartierung von 2011

Die Analyse der Landschaftsstruktur in Schwäbisch Hall ergab mittlere Flächengrößen bei den Ackerflächen von 3,22 ha (Mais) bis 3,72 ha (Raps). Ackerkulturen mit unbekannter Nutzung rangieren bei 3,64 ha und Wintergetreide bei 3,41 ha. Die Anzahl der kartierten Einzelflächen verhält sich im Rang analog zur Darstellung der Gesamtflächen der einzelnen Klassen (4.2.3). 9972 *patches* entfallen auf Wintergetreideflächen, 2952 auf Mais, 792 auf Raps und 1991 auf Ackerflächen mit unbekannter Nutzung. Betrachtet man die mittlere Randliniendichte je Ackerkultur (in m), liegt der niedrigste Wert bei 276,53 m (Raps) und der höchste Wert bei 531,31m (Mais).

Beim Grünland beläuft sich die Gesamtfläche auf 30720,88 ha, die mittlere Flächengröße auf 0,56 ha und die Anzahl der *patches* auf 54640. Die mittlere Randliniendichte liegt bei 319,12 m (vgl. auch Tabelle 12).

Die Standardabweichung der Flächengrößen zeigt, dass die Grünlandflächen am homogensten verteilt sind, während die größte Heterogenität bei den unbekannten Ackerkulturen, gefolgt von den Maisflächen, zu finden ist. Ebenfalls eher gleichmäßig verteilt sind die Wintergetreide- und die Rapsflächen.

Tab. 12 Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse der Landschaft in Schwäbisch Hall.

	Wintergetreide	Mais	Raps	Unbekannte Ackerkultur	Grünland
Mittlere Flächengröße in ha	3,41	3,22	3,72	3,64	0,56
Standardabweichung der Flächengrößen	2,66	3,97	2,45	4,53	1,36
Anzahl der <i>patches</i>	9972	2952	792	1991	54640
Mittlere Randliniendichte in m	350,55	531,31	276,53	478,07	319,12

#### 4.3.1 Landschaftsstrukturanalyse auf Grundlage der Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls

Die Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse auf der Ebene der Naturräumlichen Haupteinheiten wurden der Übersichtlichkeit wegen in zwei Tabellen gegliedert. Tabelle 14 enthält die Ergebnisse der Haupteinheiten, die sich großflächig mit dem Landkreis überlagern. Dabei handelt es sich um die in Tabelle 13 dargestellten Naturräumlichen Haupteinheiten.

Tab. 13 Flächendeckung der Naturräumlichen Haupteinheiten mit dem Landkreis Schwäbisch Hall

Naturräumliche Haupteinheit	Flächendeckung mit dem Landkreis Schwäbisch Hall in km <sup>2</sup>
Frankenhöhe	82,25
Schwäbisch-Fränkische-Waldberge	593,62
Kocher-Jagst-Ebenen	228,8
Hohenloher-Haller-Ebene	597,91



Die zweite Tabelle (Tabelle 15) enthält die Ergebnisse der Naturräumlichen Haupteinheiten Tauberland und Mittelfränkisches Becken, die sich mit dem Landkreis nur zu 6,82 km<sup>2</sup> (Tauberland) und 24,75 km<sup>2</sup> (Mittelfränkisches Becken) überlagern. Aufgrund der geringen räumlichen Überlagerung werden diese Ergebnisse nicht im Detail besprochen.

Der visuelle Eindruck, dass es eine landschaftsstrukturelle Northwest- und Südostteilung im Untersuchungsgebiet gibt (siehe 4.2.3), kann anhand der Betrachtung des Verhältnisses von Acker- und Grünland in den Naturräumlichen Haupteinheiten bestätigt werden (Tabelle 14). Etwas differenzierter betrachtet dominiert die Ackerfläche der Kocher-Jagst-Ebenen und der Hohenloher-Haller-Ebene die Landnutzung in einem Verhältnis von ca. 3:1 zur Grünlandnutzung. In den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen ist das Verhältnis umgekehrt, allerdings weniger drastisch (12265,38 ha Grünland / 8923,5 ha Ackerland). In der Haupteinheit Frankenhöhe ist das Verhältnis ungefähr 1:1, was sich auch durch den visuellen Eindruck (siehe 4.2.3) nachvollziehen lässt.

In allen Naturräumlichen Haupteinheiten ist der Anbau von Wintergetreide, gefolgt von Mais (außer Schwäbisch-Fränkische-Waldberge) die häufigste Nutzung. Die mittleren Flächengrößen der Ackerflächen sind in den Kocher-Jagst-Ebenen, der Hohenloher-Haller-Ebene und der Frankenhöhe mit denen des Gesamtuntersuchungsgebiets vergleichbar. Die Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge fallen hingegen durch kleinere mittlere Flächengrößen von 2,4-3,4 ha auf, während die mittleren Flächengrößen des Grünlands (0,69 ha) über denen des Gesamtuntersuchungsgebiets (0,56 ha) liegen. Höhere mittlere Flächengrößen des Grünlands (0,74 ha) sind außerdem in der Haupteinheit Frankenhöhe anzutreffen. Die Hohenloher-Haller-Ebene zeichnet sich durch kleinere mittlere Flächengrößen des Grünlands (0,46 ha) gegenüber dem Gesamtuntersuchungsgebiet aus. In den Kocher-Jagst-Ebenen ist die Größe der Grünlandflächen vergleichbar mit denen des Gesamtuntersuchungsgebiets.

Tab. 14 Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse in den Naturräumlichen Haupteinheiten, die sich großflächig mit dem Landkreis Schwäbisch Halls decken.

Naturräumliche Haupteinheit	Landschaftsstrukturmaße	Wintergetreide	Mais	Raps	Unbekannte Ackerkultur	Grünland
Frankenhöhe	Gesamtfläche in ha	1230,58	733,86	140,23	505,31	2429,96
	Mittlere Flächengröße in ha	2,98	3,39	3,42	3,72	0,74
	Standardabweichung	2,41	3,11	2,03	3,54	1,54
	Anzahl der <i>patches</i>	379	212	39	137	3163
Schwäbisch-Fränkische-Waldberge	Gesamtfläche in ha	4392,26	1937,58	292,46	2301,20	12265,48
	Mittlere Flächengröße in ha	2,46	2,69	2,4	3,4	0,69
	Standardabweichung	2,1	2,81	1,62	4,11	1,47
	Anzahl der <i>patches</i>	1708	719	122	676	17538
Kocher-Jagst-Ebenen	Gesamtfläche in ha	7068,07	1349,52	501,32	902,28	3734,11
	Mittlere Flächengröße in ha	3,76	3,39	4,1	3,34	0,52
	Standardabweichung	2,80	3,95	2,35	3,4	1,21
	Anzahl der <i>patches</i>	1881	398	120	267	7096
Hohenloher-Haller-Ebene	Gesamtfläche in ha	21035,4	5277,65	1974,13	3364,3	11803,18
	Mittlere Flächengröße in ha	3,6	3,45	4	3,92	0,46
	Standardabweichung	2,71	4,5	2,53	5,27	1,28
	Anzahl der <i>patches</i>	5836	1527	493	858	25693



Tab. 15 Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse in den Naturräumlichen Haupteinheiten, die sich nur in geringem Umfang mit dem Landkreis Schwäbisch Hall decken.

Naturräumliche Haupteinheit	Landschaftsstrukturmaße	Wintergetreide	Mais	Raps	Unbekannte Ackerkultur	Grünland
Tauberland	Gesamtfläche in ha	316,08	32,9	18,52	5,55	84,13
	Mittlere Flächengröße in ha	4,53	2,53	9,26	1,39	0,58
	Standardabweichung	3,61	2,16	5,18	1,02	1,39
	Anzahl der <i>patches</i>	70	13	2	4	146
Mittelfränkisches Becken	Gesamtfläche in ha	258,77	323,28	44,55	171,36	647,96
	Mittlere Flächengröße in ha	2,64	3,65	2,78	3,5	0,76
	Standardabweichung	1,60	3,87	1,62	3,49	1,34
	Anzahl der <i>patches</i>	98	83	16	49	844

Zusammenfassend lässt sich daher sagen, dass die Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge durch eine kleinräumigere Nutzungsstruktur der Ackerflächen als der übrige Untersuchungsraum gekennzeichnet sind, während das Grünland im Mittel und absolut größer ausfällt. Die Hohenloher-Haller-Ebene stellt in dieser Hinsicht das gegenteilige Extrem dar, mit eher kleinräumigen Grünlandflächen und einer Dominanz der Ackerbewirtschaftung, die vergleichbar mit den Kocher-Jagst-Ebenen sind, bei denen allerdings die Grünlandnutzung weniger kleinräumig ist. Die Frankenhöhe ist von einer ausgeglichenen Ackergrünlandnutzung geprägt, allerdings sind die Grünlandflächen im Mittel die Größten im Untersuchungsgebiet.

#### 4.4 Bioenergiepotentiale in Schwäbisch Hall

Im Landkreis Schwäbisch Hall werden zur Sicherung der Ernährung 31417 ha Ackerfläche benötigt. Davon entfallen 19772 ha auf die Produktion von Wintergerste, die vor allem für die Schweinemast benötigt wird. Weitere 7678 ha werden für die Produktion von Silomais und Körnermais als Futtermittel benötigt (vgl. Tabellen 16, 17, 18).

Tab. 16 Futtermittelbedarf der Rinder in Schwäbisch Hall.

	Anzahl	Futterbedarf/Tag	Benötigte Maissilage in t * a <sup>-1</sup>	Benötigte landwirtschaftliche Fläche in ha
Milchvieh	21941	18,7 kg <sup>1</sup>	41932	3328
Andere Kühe	24171	18 kg <sup>1</sup>	44465	3529
<b>Rinder gesamt</b>	<b>46112</b>		<b>86397</b>	<b>6857</b>

<sup>1</sup> Davon 28% Maissilage

Tab. 17 Futtermittelbedarf der Mastschweine in Schwäbisch Hall.

	Anzahl	Futterbedarf/Tag	Benötigte Wintergerste in t * a <sup>-1</sup>	Benötigte landwirtschaftliche Fläche in ha
Mastschweine Anfangsmast	208234	1,373 kg <sup>1</sup>	33451	5146
Mastschweine Endmast	208234	2,159 kg <sup>2</sup>	81194	12491
<b>Mastschweine gesamt</b>	<b>208234</b>		<b>114645</b>	<b>17637</b>

<sup>1</sup> 78 % Getreideanteil, <sup>2</sup> 84 % Getreideanteil

Tab. 18 Futtermittelbedarf der Zuchtsauen in Schwäbisch Hall.

	Anzahl	Futterbedarf /Tag	Wintergerste /Tag	Körnermais /Tag	Benötigte Wintergerste in t * a <sup>-1</sup>	Benötigter Körnermais in t * a <sup>-1</sup>	Benötigte landwirtschaftliche Fläche in ha
Zuchtsauen säugend	58271	5,1 kg <sup>1</sup>	1,326 kg	0,816 kg	4636	2853	987
Zuchtsauen nicht säugend	58271	2 kg	0,52 kg	0,32 kg	9242	ackerf	1969
<b>Zuchtsauen gesamt</b>	<b>58271</b>				<b>13878</b>	<b>8540</b>	<b>2956</b>

<sup>1</sup> 26 % Getreideanteil, 16 % Körnermais

Die für die Getreideproduktion benötigte Fläche von 19772 ha übersteigt ein Drittel der Fläche, so dass bei der derzeitigen Tierproduktion in Schwäbisch Hall nicht für alle Flächen eine dreigliedrige Fruchtfolge möglich ist und es bei der Wintergerste keine Flächenpotentiale für energetische Zwecke gibt. Die Flächen für Silomais und Raps wurden um den Betrag, um den die Wintergetreidefläche ein Drittel der Fläche übersteigt, reduziert. Außerdem wurden die noch verbleibenden 3966 ha der für die

Ernährung benötigten Fläche, die nicht durch die Produktion von Futtermitteln belegt ist, gleichmäßig auf die Silomais- und Rapsflächen verteilt. Dadurch ergibt sich beim Silomais ein Flächenpotential von 6774 ha und beim Raps ein Flächenpotential von 15852 ha, das für energetische Zwecke genutzt werden kann. Abb. 60 gibt eine graphische Übersicht zur Verteilung der Flächenpotentiale.

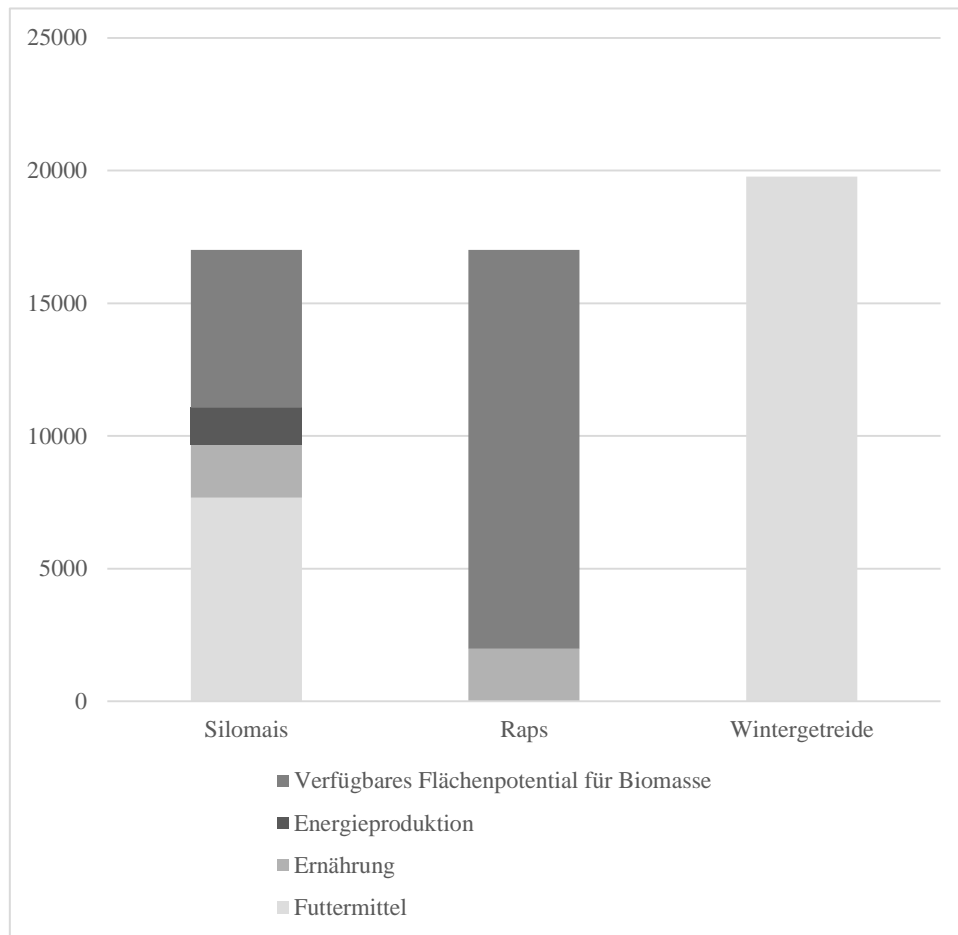


Abb. 60 Verfügbare Flächenpotentiale für die Biomassenutzung in Schwäbisch Hall.

#### 4.5 Vorhergesagte Feldlerchenreviere unter Zugrundelegung der Landnutzung von 2011

Das für Schwäbisch Hall erzeugte 1 km<sup>2</sup> *grid* enthält nach Eliminierung der Flächen mit mehr als 70 % Wald und/oder Siedlung 1283 Kacheln. 103 dieser Kacheln zeichnen sich durch einen größeren Anteil an Wintergetreide aus (bis maximal 87 ha), als er bei der Entwicklung des Modells zur Verfügung stand (58,811 ha). Bei der mittleren Flächengröße treten keine Werte auf, die die Werte des Prädiktors übersteigen. Das Modell extrapoliert daher für 103 Kacheln in ein Wertespektrum, das bei der Modellentwicklung nicht zur Verfügung stand. Aus diesem Grund wird nachfolgend eine Karte dargestellt (Abb. 61), die Reviervorhersagen für alle Kacheln beinhaltet, und eine Karte, die

Reviervorhersagen lediglich für die Kacheln darstellt, deren Wertespektrum im Wintergetreide vergleichbar zu dem bei der Modellentwicklung verwendeten Wertespektrum ist.

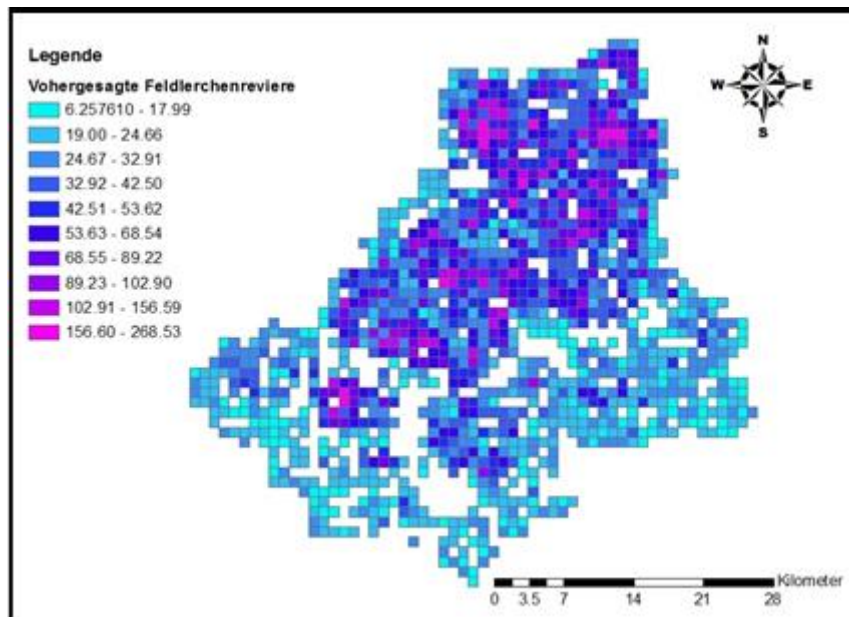


Abb. 61 Darstellung der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 für alle 1283 Kacheln mit 10 Klassen, Jenks als Brake-Methode.

Bei der Landnutzung von 2011 wurden durch das Modell bei Berücksichtigung aller Kacheln insgesamt 52790 Feldlerchenreviere in Schwäbisch Hall vorhergesagt, mit einem Mittelwert von 41 Revieren je Kachel (Standardabweichung 29,56). Der Minimalwert liegt bei 6,26 und der Maximalwert bei 268,53 Revieren.

Betrachtet man den Boxplot (Abb. 62) zu den vorhergesagten Revieren der Landnutzung von 2011 liegt das erste Quartil bei 21,98 und das dritte Quartil bei 50,53.

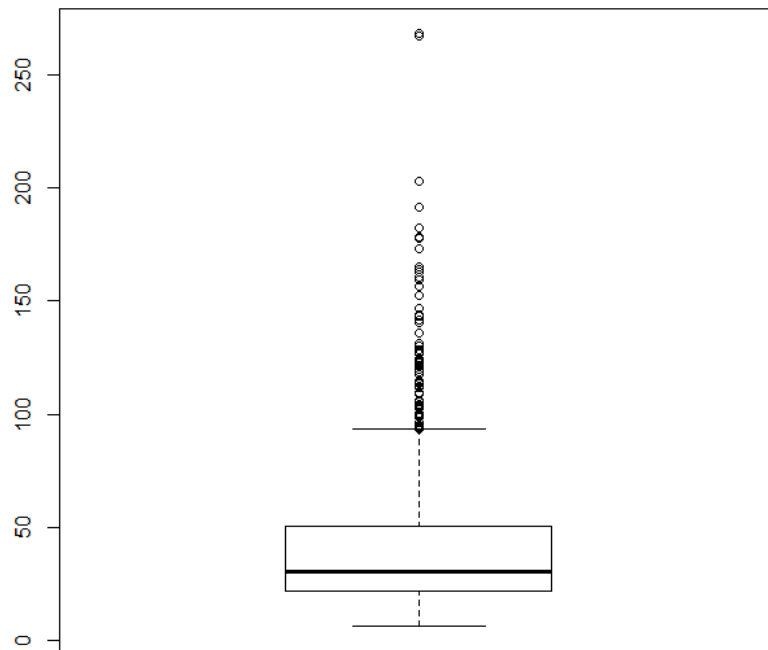


Abb. 62 Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren (Anzahl auf der Y-Achse) auf Grundlage der Landnutzung von 2011.

Berücksichtigt man lediglich die Kacheln, deren Werte der Prädiktorvariablen den Werten entsprechen, die bei der Modellentwicklung zur Verfügung standen, entfallen Vorhersagen für 103 Kacheln (Abb. 63).

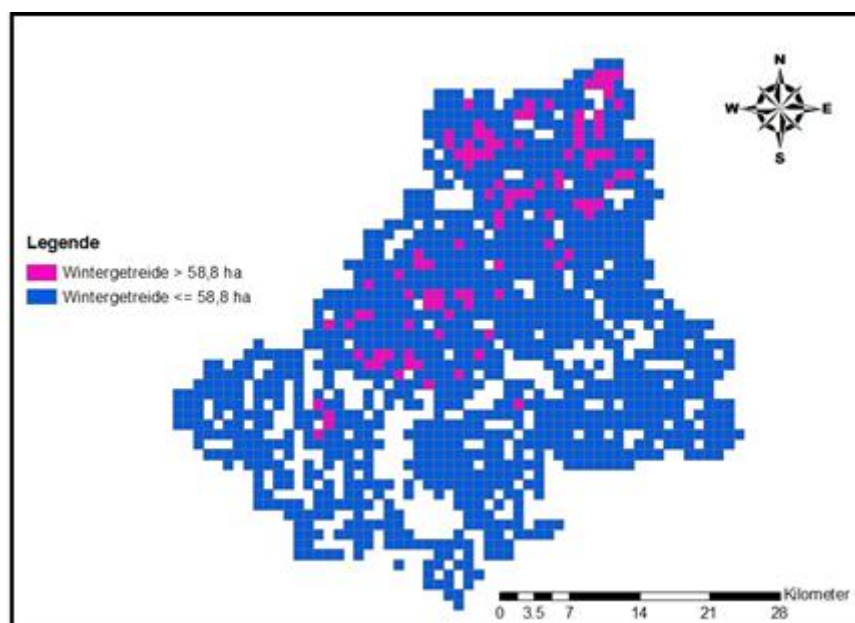


Abb. 63 Kacheln, deren Anteil an Wintergetreide mehr als 58,8 ha aufweist.

Entsprechend verändert sich das Bild folgendermaßen: Es werden lediglich 41635 Reviere vorhergesagt. Der Mittelwert je Kachel liegt bei 35,28 und die Standardabweichung bei 19,19 (vgl. Abb. 64).

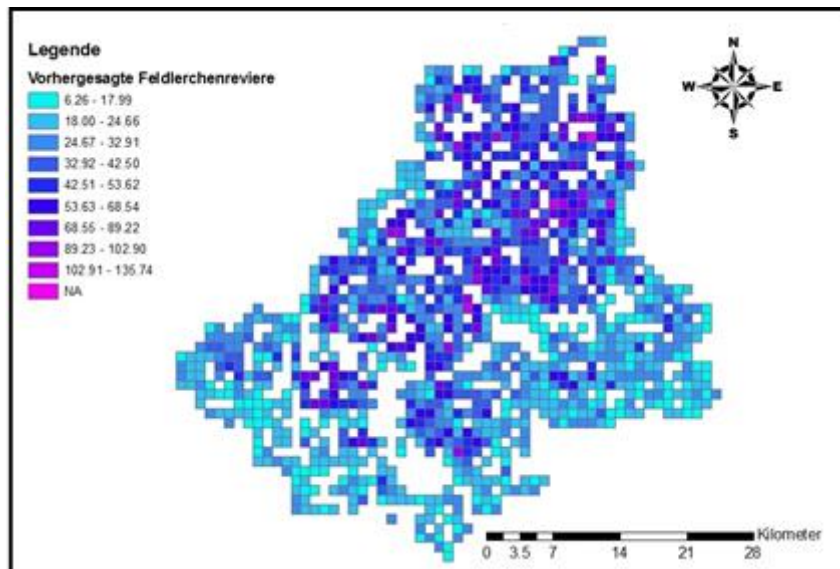


Abb. 64 Vorhergesagte Feldlerchenreviere unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die ein vergleichbares Wertespektrum der Prädiktorvariablen haben, wie sie bei der Berechnung des Modells zur Verfügung standen (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen, die Klasse „NA“ vergeben).

Betrachtet man den dazugehörigen Boxplot (Abb. 65), ergibt sich ein homogeneres Bild gegenüber den Vorhersagen für alle Kacheln. Der Maximalwert liegt nur noch bei 135,75. Das untere Quartil ist fast unverändert bei 21,46, das obere allerdings nur noch bei 44.

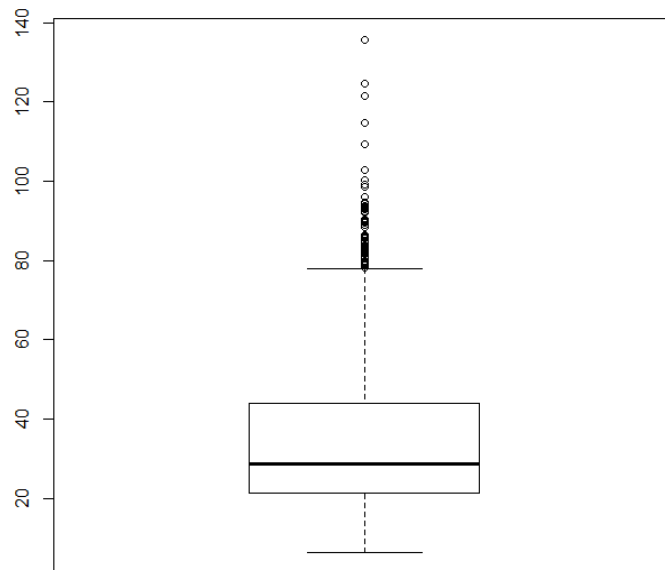


Abb. 65 Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren (Anzahl auf der Y-Achse) auf Grundlage der Landnutzung von 2011 unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die ein vergleichbares Wertespektrum der Prädiktorvariablen haben, wie sie bei der Berechnung des Modells zur Verfügung standen.

Zusammengefasst ergeben sich für die bei der Modellentwicklung verwendeten empirischen Werte und den beiden Vorhersagevarianten die in Tabelle 19 dargestellten Werte der Feldlerchenreviere. Auffällig ist, dass der Maximalwert fast um die Hälfte sinkt und nur noch 10,75 Reviere über dem der empirischen Daten liegt, wenn sich das Wertespektrum der Prädiktoren des empirischen und des Vorhersagemodells decken. Neben dem Maximalwert ist auch ein Absinken des Mittelwerts und der Standardabweichung beobachtbar; letzterer sinkt sogar unter die Standardabweichung des empirischen Modells.

Tab. 19 Gegenüberstellung unterschiedlicher Verteilungsparameter zu den Feldlerchenrevieren der empirischen Geländedaten, der Vorhersagen für alle Kacheln und der Vorhersagen der Kacheln mit einem kleineren Anteil an Wintergetreide als 58,8 ha.

Feldlerchenreviere	Empirische Datengrundlage für die Modellentwicklung	Vorhersagen mit Flächen > 58,8 ha Wintergetreide	Vorhersagen mit Flächen < = 58,8 ha Wintergetreide
Minimalwert	3	6,26	6,26
Maximalwert	125	268,53	135,75
Mittelwert	29,71	41	35,28
Standardabweichung	28,44	29,56	19,19

#### 4.5.1 Berechnung der Standardfehler für die Vorhersagen auf Grundlage der Landnutzung von 2011

Bei der Betrachtung der Standardfehler je Kachel ist eine Zunahme der Standardfehler bei den Kacheln auffällig, die einen größeren Wintergetreideanteil als 58,8 ha aufweisen (Abb. 66).

Die nachfolgende Abbildung zeigt die Verteilung der Standardfehler (95 % Konfidenzintervall) für 1283 Kacheln auf Grundlage der Landnutzung von 2011 auf. Der Minimalwert liegt bei 1,57, der Maximalwert bei 123,68. Der gemittelte Fehler liegt bei 9,61 und die Standardabweichung bei 9,82.

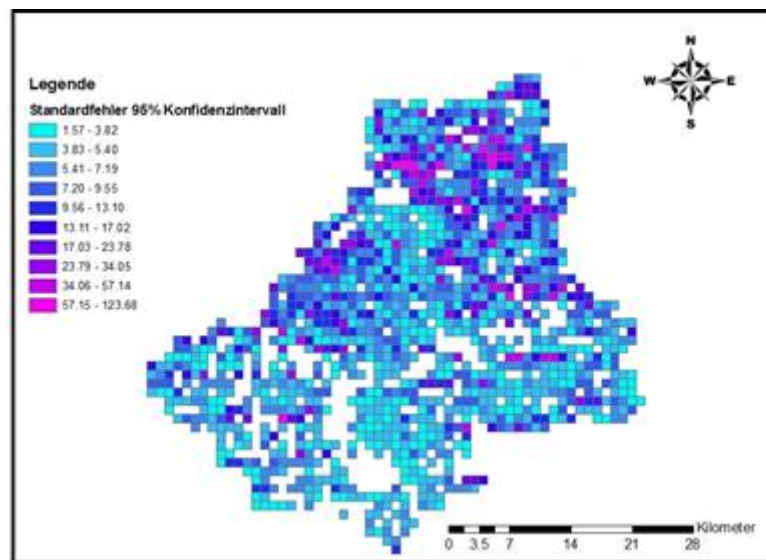


Abb. 66 Fehlerverteilung zu der Vorhersage der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 für alle 1283 Kacheln (95 % Konfidenzintervall).

Wenn lediglich die Kacheln berücksichtigt werden, deren Wintergetreidewerte unter 58,8 ha liegen, reduziert sich der maximale Fehler um deutlich über die Hälfte auf einen Maximalwert von 45,97 gegenüber einem Maximalwert von 123,68 bei Berücksichtigung aller Kacheln. Der gemittelte Fehler reduziert sich auf 7,6 und die Standardabweichung auf 4,71 (Abb. 67).



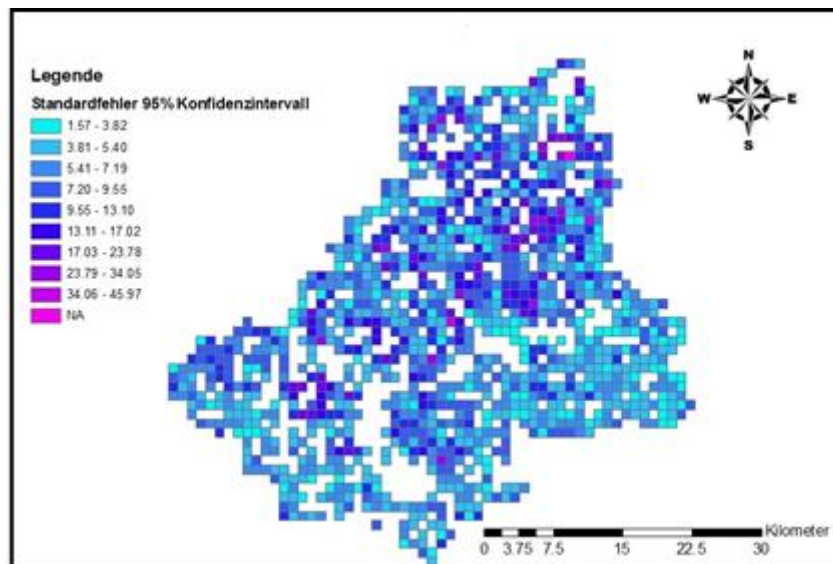


Abb. 67 Fehlerverteilung zur Vorhersage der Feldlerchenreviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 lediglich für die Kacheln, deren Anteil an Wintergetreide unter 58,8 ha liegt (95 % Konfidenzintervall).

#### 4.5.2 Schätzung der Feldlerchenreviere für Schwäbisch Hall auf Grundlage der Landnutzung von 2011

Die Schätzung der Reviere auf Grundlage der Landnutzung von 2011 basierte auf der Annahme, dass das Modell verlässliche Vorhersagen für 1180 Kacheln zulässt, da die Anteile an Wintergetreide dieser Kacheln mit dem Wertespektrum des Prädiktors Wintergetreide des empirischen Modells korrespondieren. Daraus ergeben sich 41635 Reviere. Für die 103 problematischen Kacheln wurde der Mittelwert (35,28) angenommen, der sich ergibt, wenn das Modell auf alle Kacheln mit einem geringeren Wintergetreideanteil als 58,8 ha angewendet wird.

Insgesamt ergeben sich daher 45269 Reviere für Schwäbisch Hall bei der Landnutzung von 2011. Betrachtet man lediglich die Ackerfläche (53804 ha) in Schwäbisch Hall ergibt sich eine mittlere Siedlungsdichte von 0,84 Revieren je ha. Betrachtet man zusätzlich das Grünland (30721 ha) ergibt sich eine mittlere Siedlungsdichte von 0,54 Revieren je ha. Berechnet man die Revierdichte auf Grundlage des Ausgangsdatensatzes, liegt diese bei 0,3 Revieren je ha.

#### 4.6 Vorhergesagte Feldlerchenreviere bei erweitertem Anbau von Bioenergiepflanzen

Für das Biomassesszenario wurden insgesamt 36817 Feldlerchenreviere vorhergesagt, wenn alle 1283 Kacheln berücksichtigt werden. Der Minimalwert liegt bei 6,26 und der Maximalwert bei 129,85. Die räumliche Verteilung korrespondiert in beiden Szenarien mit einem deutlichen Schwerpunkt im nördlichen Teil von Schwäbisch Hall. Der Mittelwert liegt bei 28,69 Feldlerchenrevieren je Kachel (Standardabweichung 14,21) (Abb. 68).

Lediglich fünf Kacheln haben einen größeren Anteil an Wintergetreide als 58,8 ha; bei der mittleren Flächengröße bewegen sich alle Flächen im Rahmen der Werte des Prädiktors. Bleiben die fünf Kacheln mit einem höheren Wintergetreideanteil unberücksichtigt, ergeben sich 36329 Reviere mit einem Mittelwert von 28,43 und einer Standardabweichung von 13,51.

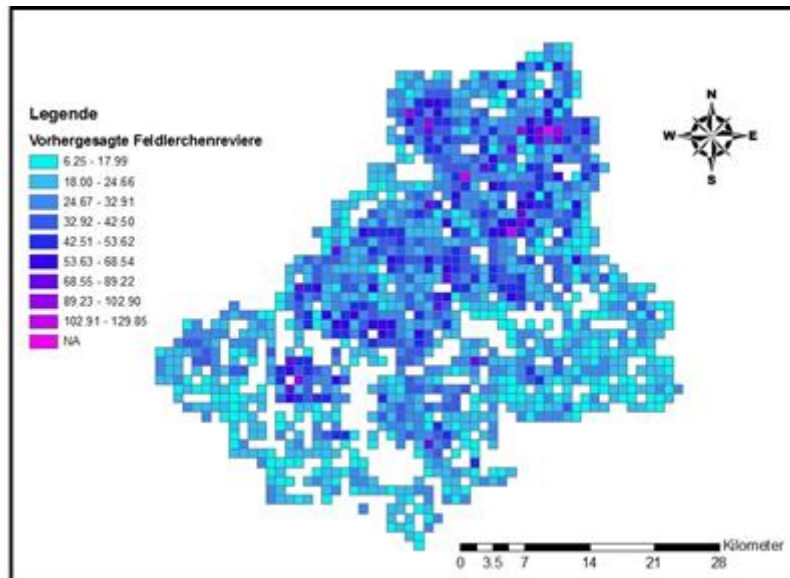


Abb. 68 Vorhergesagte Feldlerchenreviere auf Grundlage des Biomasseszenarios (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben).

Betrachtet man den Boxplot (Abb. 69), liegt das erste Quartil bei 19,5 und das dritte Quartil bei 33,89. Das dritte Quartil liegt damit deutlich unter den vergleichbaren Quartilen der Landnutzung von 2011 (50,53 bei Berücksichtigung aller Kacheln, 44 wenn nur die Kacheln berücksichtigt werden, deren Wintergetreideanteil unter 58,8 ha liegt).

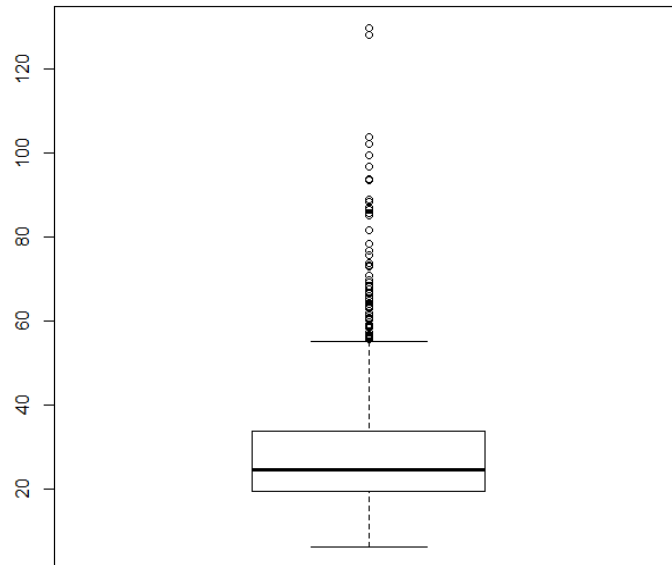


Abb. 69 Boxplot zu den vorhergesagten Feldlerchenrevieren für das Biomass Szenario unter Berücksichtigung aller 1283 Kacheln.

Werden lediglich die Kacheln berücksichtigt, die bei der Landnutzung von 2011 einen geringeren Anteil an Wintergetreide als 58,8 ha haben, ergeben sich 31430 Reviere mit einem Mittelwert von 26,63 und einer Standardabweichung von 10,97. Der Minimalwert liegt bei 6,25 und der Maximalwert bei 86,46 (Abb. 70).

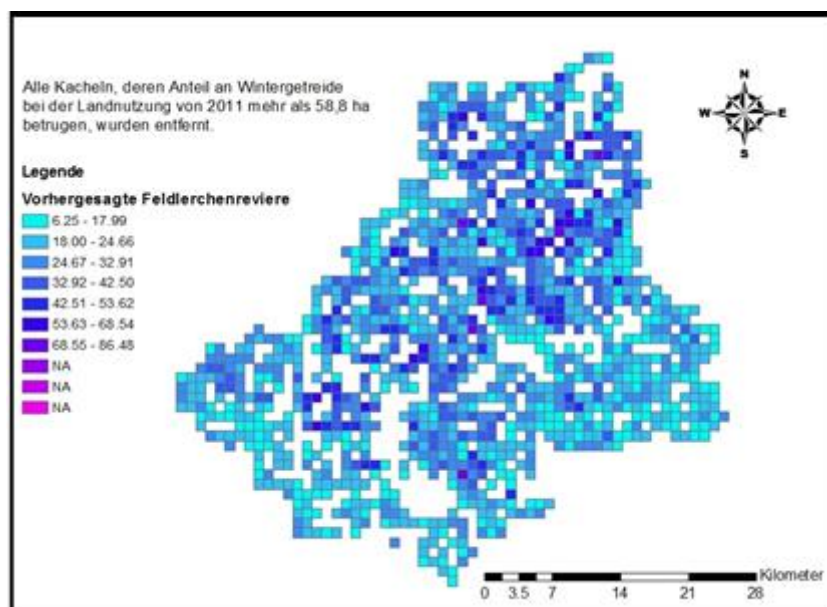


Abb. 70 Vorhergesagte Feldlerchenreviere unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die bei der Landnutzung von 2011 einen Wintergetreideanteil von unter 58,8 ha hatten (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben).

#### 4.6.1 Berechnung der Standardfehler für die Vorhersagen auf Grundlage des Biomasseszenarios

Die Fehlerverteilung ist etwas homogener als bei den Vorhersagen zur Landnutzung von 2011 (Abb. 71). Der gemittelte Fehler liegt bei 6,11. Die Standardabweichung bei 3,52. Der *range* der Fehlerverteilung reicht von 1,57-43,78.

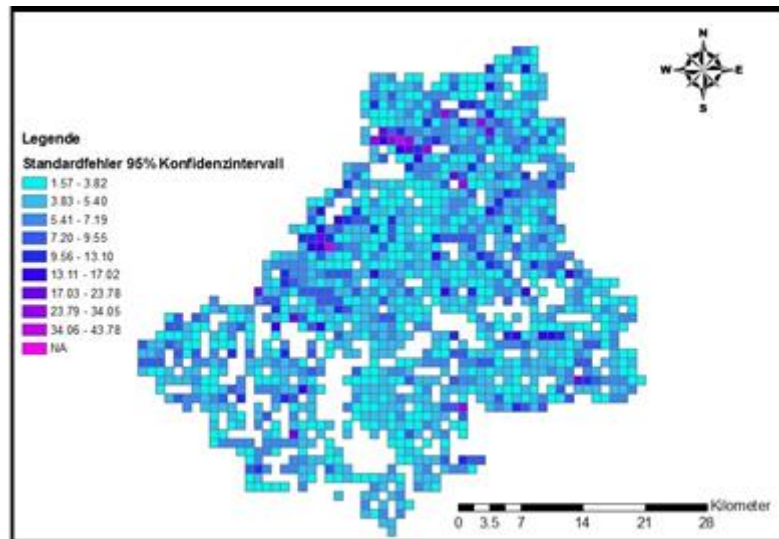


Abb. 71 Fehlerverteilung zu der Vorhersage des Feldlerchenvorkommens auf Grundlage des Biomasseszenarios (95 % Konfidenzintervall) (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen, die Klasse „NA“ vergeben).

Wird lediglich die Fehlerverteilung für die Kacheln betrachtet, deren Anteil an Wintergetreide bei der Landnutzung von 2011 unter 58,8 ha liegt, ergibt sich folgendes Bild: Der Minimalwert liegt bei 1,57, der Maximalwert bei 26,13. Der Mittelwert bei 5,71, die Standardabweichung bei 2,48 (Abb. 72).

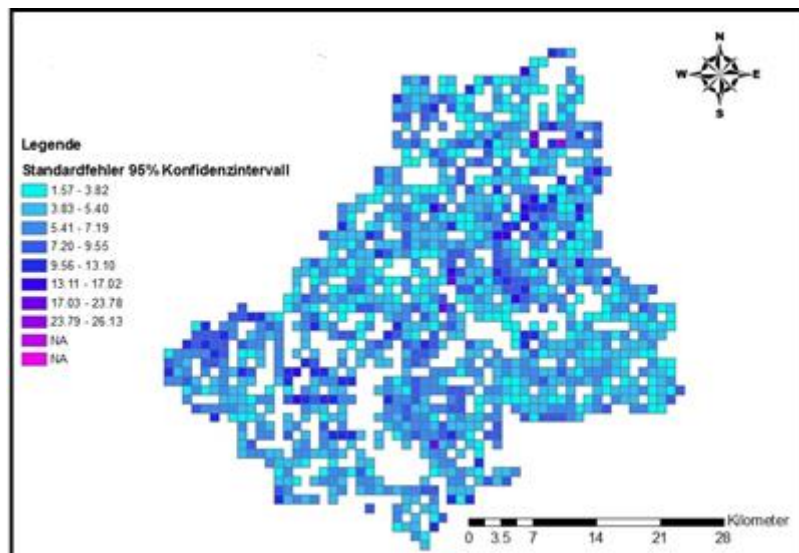


Abb. 72 Fehlerverteilung zu der Vorhersage des Feldlerchenvorkommens auf Grundlage des Biomassesszenarios (95 % Konfidenzintervall) unter Berücksichtigung nur der Kacheln, die bei der Landnutzung von 2011 einen Wintergetreideanteil von unter 58,8 ha hatten (um bei allen Karten die gleichen Klassengrenzen zu erhalten, wurde für Werte, die nicht mehr vorkommen die Klasse „NA“ vergeben).

#### 4.6.2 Schätzung der Feldlerchenreviere für Schwäbisch Hall auf Grundlage des Bioenergieszenarios

Ähnlich wie bei der Landnutzung von 2011 ergibt sich bei der Schätzung der Reviere auf Grundlage des Biomassesszenarios das Problem, dass das Modell für fünf Kacheln in einen unbekannten Datenbereich extrapoliert. Daher wurde für diese fünf Kacheln der Mittelwert (28,42) angenommen, wie er sich berechnet, wenn die Reviervorhersagen ohne die fünf problematischen Kacheln gemacht werden. Werden lediglich die Reviere betrachtet, für die das Modell Vorhersagen treffen kann, ohne dass in einen unbekannten Wertebereich extrapoliert wird, ergeben sich 36329 Reviere. Insgesamt werden für das Biomassesszenario daher 36472 Reviere vorhergesagt. Die Revierdichte liegt unter Berücksichtigung lediglich der Ackerfläche bei 0,68 Revieren je ha. Berücksichtigt man zusätzlich auch das Grünland, liegt die Revierdichte bei 0,43 Revieren je ha.

#### 4.7 Schätzung der Revierabnahme

Berücksichtigt man die unter 4.5 und 4.6 vorgenommenen Revierschätzungen, ergibt sich bei dem Biomassesszenario gegenüber der Landnutzung von 2011 (45269 Reviere) eine Revierabnahme von 8797 in absoluten Revieren bzw. von 19,43 %.

#### 4.8 Gegenüberstellung der Standardfehler

Die Gegenüberstellung der Standardfehler kann bei der Modellbeurteilung hilfreich sein sowie bei der Beurteilung der Gültigkeit des Modells, wenn dieses zur Extrapolation in einen unbekannten

Datenbereich herangezogen wird. Nachfolgend werden die wichtigsten Verteilungsparameter der Standardfehler für beide Szenarien gegenübergestellt (Tabelle 20). Es werden sowohl diejenigen Standardfehler betrachtet, wenn alle Kacheln berücksichtigt werden, als auch die, wenn lediglich die Kacheln mit einem geringeren Anteil an Wintergetreideanteil als 58,8 ha berücksichtigt werden.

Tab. 20 Gegenüberstellung wichtiger Verteilungsparameter der unterschiedlichen möglichen Fehlerverteilungen.

Standardfehler (95 % Konfidenzintervall)	Landnutzung von 2011 (inkl. Kacheln > 58,8 ha Wintergetreide)	Biomassesszenario (inkl. Kacheln > 58,8 ha Wintergetreide)	Landnutzung von 2011 (keine Kacheln > 58,8 ha Wintergetreide)	Biomassesszenario (keine Kacheln > 58,8 ha Wintergetreide)*
Minimalwert	1,57	1,57	1,57	1,57
Maximalwert	123,68	43,79	45,97	43,79
Mittelwert	9,61	6,11	7,6	6,03
Standardabweichung	9,82	3,52	4,71	3,24

\* Die Werte sind unter 4.6 nicht dargestellt, da die Variante ohne die fünf Kacheln mit größerem Anteil als 58,8 ha Wintergetreide im Biomassesszenario nicht im Detail dargestellt wurde.

Die Fehlerverteilung zeigt, dass der maximal mögliche Fehler und der mittlere Fehler bei der Variante, bei der das Modell zur Extrapolation auf den unter 4.5 beschriebenen 103 Kacheln eingesetzt wurde, am Größten ist, während sich die drei anderen dargestellten Varianten in einem ähnlichen Bereich bewegen.

#### 4.9 Verteilung der Feldlerchenreviere in den Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls

Nachfolgend wird die Analyse der Verteilung der Feldlerchenreviere in den Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls vorgestellt. Dabei werden einerseits die Reviervorhersagen zur Landnutzungskartierung von 2011 und andererseits die Reviervorhersagen auf Grundlage des Biomassesszenarios analysiert. Die Naturräumlichen Haupteinheiten Tauberland und Mittelfränkisches Becken werden aufgrund der geringen Flächendeckung mit dem Landkreis Schwäbisch Hall vernachlässigt.

Die höchsten Revierzahlen unter Berücksichtigung der Landnutzung von 2011 treten in den Naturräumlichen Haupteinheiten mit den größten Flächendeckungen des Landkreises auf. Dabei handelt es sich um die Hohenloher-Haller-Ebene (23786) und die Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge (10072). Die höchsten mittleren Revierzahlen je Kachel finden sich hingegen in den ackerbaulich dominierten Einheiten Hohenloher-Haller-Ebene (43,01) und Kocher-Jagst-Ebenen (39,21). Während die Grünland bzw. Wald geprägten Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge die geringsten mittleren Revierzahlen aufweisen (25,31). Analog verhalten sich die Ergebnisse auf Grundlage des Biomasseszenarios, allerdings mit niedrigeren Werten. Die Hohenloher-Haller-Ebene kommt nur noch auf 18451 Reviere und die Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge auf 8967 Reviere. Die mittleren Revierzahlen sinken ebenfalls auf 30,39-33,36 in den ackerbaulich dominierten Gebieten und auf 22,52 in den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen bzw. 21,97 in der Haupteinheit Frankenhöhe (Tabelle 21).

Die absoluten Revierabnahmen zwischen beiden Landnutzungsvarianten sind am höchsten in der Hohenloher-Haller-Ebene mit 5335 Revieren und am geringsten in der Haupteinheit Frankenhöhe mit 293 Revieren. In den Kocher-Jagst-Ebenen beträgt die Abnahme 1914 Reviere und in den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen 1105. Die relative Abnahme ist in den Naturräumlichen Einheiten Hohenloher-Haller-Ebene (22,43 %) und in den Kocher-Jagst-Ebenen (22,49 %) am höchsten, während sie in den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen lediglich 10,97 % und in der Frankenhöhe 15,45 % beträgt.

Tab. 21 Verteilung der Feldlerchenreviere in den Naturräumlichen Haupteinheiten Schwäbisch Halls bei Betrachtung der Landnutzung von 2011 (linke Spalte zu den Revieren, der Mittleren Revieranzahl je Kachel und der Standardabweichung) und bei Betrachtung des Biomassetzenarios (rechte Spalte zu den Revieren, der Mittleren Revieranzahl je Kachel und der Standardabweichung).

Naturraum	Reviere (ganzzahlig gerundet)		Mittlere Revieranzahl je Kachel		Standard- abweichung der Reviere		Anzahl der Kacheln im Natur- raum	Acker- /Grünland Verhältnis in ha
Tauberland	432	288	35,22	24,03	12,79	6,32	12	373,05 / 84,13
Mittelfränkisches Becken	611	565	20,35	18,83	5,75	5,07	30	797,96 / 647,96
Frankenhöhe	1897	1604	26,63	21,97	9,97	6,52	73	2609,98 / 2429,96
Kocher-Jagst- Ebenen	8509	6595	39,21	30,39	18,55	12,2	217	9821,19 / 3734,11
Schwäbisch- Fränkische- Waldberge	10072	8967	25,31	22,53	10,58	7,67	398	8923,5 / 12265,48
Hohenloher- Haller-Ebene	23786	18451	43,01	33,36	19,73	15,86	553	31651,48 / 11803,18

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine Ausweitung des Bioenergieanbaus in den ackerbaulich geprägten Naturräumlichen Einheiten zu Revierverlusten führt, die etwas über der relativen Abnahme bei Betrachtung des gesamten Untersuchungsgebiets (19,43 %) liegt. Die im Süden liegenden Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge, die durch einen hohen Grünland- und Waldanteil charakterisiert sind, sind hingegen von Revierabnahmen weit unter dem Durchschnitt des Landkreises betroffen. Gleiches gilt für die Frankenhöhe.

#### 4.10 Fehlerbewertung der vorhergesagten Feldlerchenreviere

Zur Fehlerbewertung standen, wie oben beschrieben, zwei Flächen des DDA-Vogelmonitorings zur Verfügung. Eine Fläche liegt innerhalb des Bereichs, indem gültige Modellvorhersagen getroffen werden konnten, eine Fläche liegt außerhalb dieses Bereichs. Die erste Fläche eignet sich daher, um die Gültigkeit der Modellvorhersagen in dem Wertespektrum zu überprüfen, für welches das Modell entwickelt wurde, und die andere Fläche, um zu prüfen, ob sich das Modell auch zur Extrapolation eignet.

Die erste Fläche deckt sich räumlich zu 85 % mit einer Kachel des *grids* für das Vorhersagen zu den Revieren der Feldlerche gemacht wurden. Die Feldlerchenbeobachtungen der DDA-Fläche werden mittels der Spalte „RevierID“ in den Attributdaten einem Revier zugeordnet. Das heißt, dass



mehr Beobachtungen als Punkte dargestellt werden, als Reviere vorhanden sind. Für die relevante Kachel liegen Revierbeobachtungen aus den Jahren 2011-2014 vor (vgl. Tabelle 22).

Tab. 22 Reviere der DDA-Vogelmonitoringfläche, die für die Validierung verwendet wurde, von 2011-2014.

Jahr	Reviere
2011	28
2012	37
2013	35
2014	47

Der Mittelwert der kartierten Reviere von 2011-2014 liegt bei 36,75. Berücksichtigt man die Hochrechnung auf die 15 % der Fläche, die nicht deckungsgleich ist, erhöht sich der Mittelwert um 5,5 auf 42,25 (Abb. 73). Der durch das Modell vorhergesagte Wert für die entsprechende Kachel liegt bei 38,96 und somit bei einer Genauigkeit von 92,21 %.

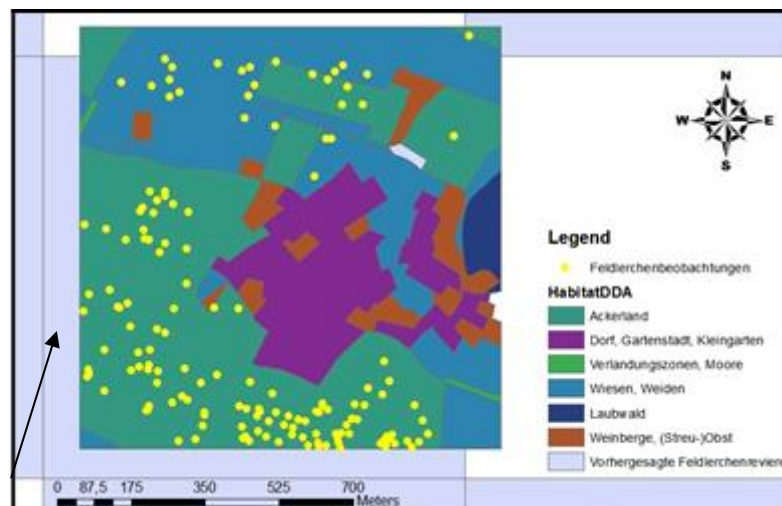


Abb. 73 Räumliche Überschneidung der DDA-Vogelmonitoringfläche mit dem *grid* (schwarzer Pfeil) auf dessen Grundlage die Vorhersagen der Feldlerchenreviere getroffen wurden.

Die zweite Kachel deckt sich im Verhältnis 60 % und 40 % mit zwei Kacheln der Modellvorhersagen. Revierdaten liegen für die Jahre 2011, 2012 und 2013 vor. Die Revierzahlen sind in Tabelle 23 dargestellt.

Tab. 23 Reviere der DDA-Vogelmonitoringfläche, die für die Validierung zur Extrapolation des Modells verwendet wurde, von 2011-2013.

Feldlerchenreviere in den Jahren	Fläche mit 60 % Überdeckung	Fläche mit 40 % Überdeckung	Hochrechnung der Fläche mit 60 % Deckung auf 100 % Deckung	Hochrechnung der Fläche mit 40 % Deckung auf 100 % Deckung
2011	14	18	23,33	45
2012	13	18	21,66	45
2013	22	18	36,66	45

Vergleicht man die Mittelwerte der Hochrechnung (27,22 bei der Fläche mit 60 % Deckung und 45 bei der Fläche mit 40 % Deckung; vgl. Abb. 74) mit den Modellvorhersagen (90,17 für die Fläche mit 60 % Deckung und 98,52 für die Fläche mit 40 % Deckung) wird offensichtlich, dass das Modell die Reviere deutlich überschätzt.

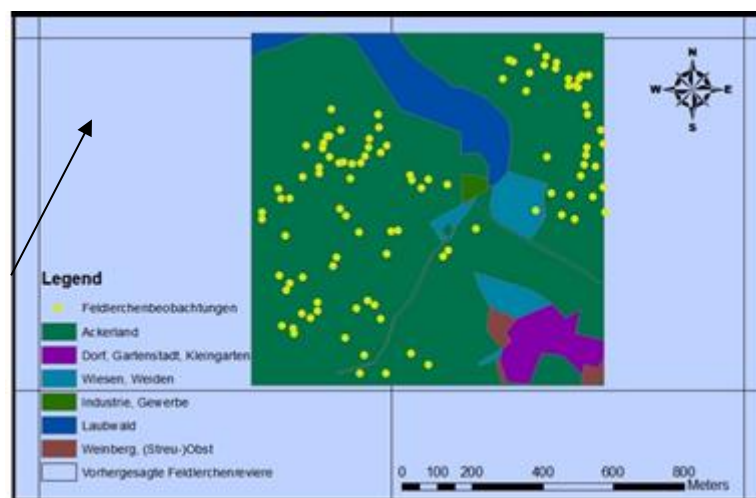


Abb. 74 Räumliche Überschneidung der zweiten DDA-Vogelmonitoringfläche mit dem *grid* (schwarzer Pfeil), auf dessen Grundlage die Vorhersagen der Feldlerchenreviere getroffen wurden.

## 5 Diskussion

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Frage der Auswirkungen eines räumlich ausgeweiteten Anbaus von Bioenergiepflanzen auf die Agro-Biodiversität. Sie folgt dabei einerseits dem Ansatz der empirischen Habitatmodellierung einer für den Agrarraum relevanten Indikatorart, um die Lebensraumansprüche dieser im Untersuchungsraum zu ermitteln, und andererseits der Vorhersage zur Veränderung der Feldlerchenbestände unter sich verändernden Rahmenbedingungen.

Diese Arbeit kann daher in direkter Verbindung zu den Studien von SWETNAM et al. 2005, WRETENBERG et al. 2007, BOATMAN et al. 2010 und ENGEL et al. 2012 gesehen werden, die sich ebenfalls mit Fragen der Habitatveränderung unter sich ändernden Rahmenbedingungen befassen und dabei unterschiedliche Landnutzungsszenarien zugrunde legen.

Die Wahl der Feldlerche als Indikatorart für ähnliche Fragestellungen kann ebenfalls häufig in der Literatur beobachtet werden (WILSON et al. 1997, WAKEHAM-DAWSON et al. 1998, CHAMBERLAIN et al. 1999a, DONALD et al. 2001, PIHA et al. 2003, WHITTINGHAM et al. 2003, SWETNAM et al. 2005, BOATMAN et al. 2010, ENGEL et al. 2012, TOPPING et al. 2013). Das hängt einerseits mit der guten Datenverfügbarkeit sowie dem relativ guten Verständnis der Habitatsprüche zusammen und andererseits mit der Sensitivität der Art sowie ihrer Zeigerwirkung bei großräumigen landschaftlichen Veränderungen, weshalb sie auch Teil der unterschiedlichen Biodiversitätsmonitoringansätze ist.

Vergleicht man allerdings die unterschiedlichen methodischen Ansätze genauer, wird es zunehmend schwieriger, Gemeinsamkeiten der unterschiedlichen Studien zu finden, da sich häufig die verwendeten Daten hinsichtlich ihrer Strukturen deutlich unterscheiden (z. B. thematische Tiefe und Erfassungsmethode der Landnutzungsdaten, aber auch der Vogeldaten (Präsenz-Absenz vs. Revierkartierung, Punkt-Stopp-Kartierung vs. Linien- oder Transsektkartierung usw.) und die methodischen Ansätze entsprechend eine große Bandbreite einnehmen (wissensbasierte Habitatmodelle, GLMs, GAMs, lineare Modelle etc.).

Eine Einordnung der vorliegenden Arbeit in den Kanon der unterschiedlichen Ansätze kann daher lediglich anhand einer eingehenden Diskussion der Datengrundlage und der methodischen Ansätze erfolgen.

Den Kern der vorliegenden Arbeit bildet das empirische Habitatmodell. Der Frage nach der Gültigkeit des Modells kommt daher eine zentrale Bedeutung zu, da von dieser Frage abhängt, ob das Modell geeignet ist, um Vorhersagen bei sich verändernden Landnutzungsbedingungen zu machen. Es ist daher sinnvoll die Wahl des Datensatzes und des Modellierungsansatzes vor dem Hintergrund vergleichbarer Ansätze näher zu betrachten.

## 5.1 Habitatmodellierung

In der vorliegenden Untersuchung wurde für die Ableitung eines Habitatmodells der Feldlerche auf einen Datensatz zurückgegriffen, dessen Erfassungsschema mit einem speziellen Fokus auf die Erfassung der Agro-Biodiversität entwickelt wurde. Beispielsweise wurde bei der Auswahl der Untersuchungsflächen einerseits der nähere Agrarraum (Acker/Grünland) berücksichtigt und andererseits unterschiedliche naturräumliche Einheiten, um deren Effekt auf die Artenzusammensetzung abzubilden (vgl. LUTZE et al. 2007 sowie 3.3.1). Die Nutzungskartierung der Untersuchungsplots erfasst relevante Habitatparameter mit großem Detailreichtum (z. B. Ausdifferenzierung von Grünlandtypen), so dass davon auszugehen ist, dass sich mittels des Datensatzes relevante Habitatparameter ableiten lassen. Somit stellen die verwendeten Ausgangsdaten eine „passgenaue“ Grundlage für die im Rahmen dieser Arbeit bearbeitete Fragestellung.

Die Auswahl eines *subsets* (Stratum 1) aus den Daten steht vor dem Hintergrund, dass die bearbeitete Untersuchungsregion (Schwäbisch Hall) in diesem Stratum liegt und der Fokus der vorliegenden Studie auf der Frage lag, welche Biodiversitätseffekte durch einen erweiterten Anbau von Bioenergiepflanzen in Schwäbisch Hall zu erwarten sind. Ob das Habitatmodell auch für andere Straten in Baden-Württemberg gültig ist, wurde weder untersucht noch war es für die vorliegende Frage von Bedeutung. Mit Blick auf die Studie von WHITTINGHAM et al. (2003) lässt sich allerdings sagen, dass von einer stratifizierten Habitatnutzung durch die Feldlerche auszugehen ist (was auch für Baden-Württemberg bekannt ist; beispielsweise gibt es im Bodenseeraum und im Schwarzwald eine deutlich geringere Feldlerchendichte als in anderen Teilen Baden-Württembergs). WHITTINGHAM et al. (2003) stellen fest, dass es einerseits zahlreiche lokale Studien zu den Habitatparametern der Feldlerche gibt (z. B. WILSON et al. 1997, DONALD et al. 2001) und andererseits großräumige, in denen die Daten gepoolt werden (z. B. CHAMBERLAIN et al. 1999a), jedoch ein weitgehendes Fehlen von Studien, die regionale Unterschiede betrachten. WHITTINGHAM et al. (2003) modellieren in ihrer Studie Zählraten der Feldlerche, mit dem Ziel das Modell auch als Prädiktor für andere Regionen zu verwenden. In den Schlussfolgerungen warnen die Autoren vor absoluten Vorhersagen in anderen Regionen, da sie zu dem Ergebnis kommen, dass die Modellvorhersagen die Referenzdaten nur schlecht abbilden. Dass andere Studien (FIELDING et al. 1995, MANEL et al. 2001) zu besseren Ergebnissen bei der Übertragbarkeit kommen, führen die Autoren auf die Verwendung von Präsenz-Absenz-Daten im Vergleich zu den von WHITTINGHAM et al. (2003) modellierten Zählraten zurück. Die Autoren gehen davon aus, dass die „höhere“ Auflösung ihrer Daten die Abhängigkeit zwischen Revierdichte und naturräumlicher Gliederung besser abbildet. Eine vergleichbare Datengrundlage stand für die vorliegende Arbeit zur Verfügung, so dass mit Bezug auf WHITTINGHAM et al. (2003) die

Beschränkung auf die naturräumliche Einheit, in der das Untersuchungsgebiet liegt, ebenfalls naheliegend ist.

Bei der Auswahl eines Modellansatzes wurde von einer Poisson- bzw. negativen Binomialverteilung der Vogeldaten ausgegangen. Die Wahl fiel daher auf ein Generalisiertes Lineares Modell, da GLMs die Modellierung von Daten, die keiner Normalverteilung folgen, unter mathematischen Gesichtspunkten zulassen.

Für das Poissonmodell wurde die Modelldiagnostik nicht in gleicher Weise durchgeführt wie für das negative Binomialmodell, da das Modell Anzeichen einer *overdispersion* aufwies und damit die Grundannahme des 1:1 Verhältnisses von Mittelwert und Varianz verletzt war. Außerdem lag der AIC-Wert über dem des negativen Binomialmodells, was ein Indikator für die Präferenz des letztgenannten Modells darstellt.

Blickt man auf die Signifikanzen der Modell-*summary* und der ANOVA sowie auf die Verteilung der Residuen, die erklärte Varianz, den Theta-Parameter und den AIC-Wert des negativen Binomialmodells, so deuten alle Werte darauf hin, dass das Modell sehr gut geeignet ist, die eingegangenen Daten zu verarbeiten. Dies legt auch der Plot des Modells unter Berücksichtigung der Standardfehler nahe. Dass dabei die Feldlerchenreviere von den kleinen zu den großen Werten der beiden Prädiktoren zunehmen, obwohl der Prädiktor der *mean patch size* ein negatives Vorzeichen im *summary output* hat, kommt dadurch zustande, dass für den Plot eine Sequenz von den jeweils kleinsten zu den größten Werten der Prädiktoren reproduziert wurde, und für diese Sequenz Vorhersagen mittels des Modells getroffen wurden. Die paarweise Anordnung der aufsteigenden Werte führt dazu, dass der Effekt der *mean patch size* in diesem Fall überdeckt wird.

Auch die Plots mit nur jeweils einem gefitteten Prädiktor (entweder WGE oder MPS) zeigen deutlich die Zusammenhänge, wie sie im *summary output* des negativen Binomialmodells auftauchen. Auffällig ist bei den Plots eine Fläche mit extremer Revierdichte (125 Reviere insgesamt). Da die Fläche so extrem herausfällt, wurde mit den für die Erhebung der Daten Verantwortlichen die Gültigkeit der Erhebungen für diese Fläche validiert. Da keine Erhebungs- oder Eingabefehler festgestellt werden konnten, wurde entschieden, die Fläche nicht als Ausreißer zu behandeln und sie entsprechend während der gesamten Analyse zu berücksichtigen, auch auf die Gefahr hin, dass die Fläche die Standardfehler und das Modell deutlich beeinflusst.

Ein Blick auf die Standardfehler zeigt eine Zunahme der Fehler zu den Rändern des Modells, wenn beide Prädiktoren in einer aufsteigenden Reihe von den kleinsten zu den größten Werten sortiert werden. Es ist also davon auszugehen, dass die Modellperformance bei großen und kleinen Werten der Prädiktoren zunehmend schlechter wird. Dadurch liegt auch die Vermutung nahe, dass das Modell zur

Extrapolation in einen unbekannten Datenbereich ungeeignet ist. Gut sichtbar wurde dies an den extrem hohen Modellvorhersagen für die Kacheln, für die das Modell extrapolieren musste (Vergleich der unterschiedlichen Mittelwerte und Boxplots (vor allem das dritte Quartil) der Modellvorhersagen und Eingangsdaten, Überprüfung anhand der DDA-Monitoringflächen).

Die DDA-Monitoringflächen können zwar in dieser Richtung aufgrund ihrer geringen Anzahl nur eine schwache Validierung liefern, in Zusammenschau mit der Verteilung der Standardfehler sowie der Modellvorhersagen ergeben sie jedoch ein schlüssiges Bild.

Die Modellvorhersagen für den Wertebereich, auf dem das Modell beruht, scheinen besser zu sein, wenn man die Mittelwerte und Boxplots vergleicht. Die Revierzahlen mittels des Modells zu schätzen kann daher als plausibel eingeschätzt werden. Problematisch ist natürlich, dass für Flächen mit einem sehr hohen Anteil an Wintergetreide keine Schätzung möglich war, sondern lediglich Mittelwerte angenommen werden konnten. Für das Biomasseszenario fällt die Problematik aufgrund der geringen Anzahl an betroffenen Kacheln weniger ins Gewicht. Bei der Landnutzung von 2011 ist die Problematik hingegen größer. Betrachtet man die Unterschiede insbesondere des Maximalwerts, des Mittelwerts und der Standardabweichung bei der Vorhersage der Revierzahlen sowie der Standardfehler, wenn das Modell auf den gesamten Datensatz der Landnutzung von 2011 und lediglich auf den Datensatz mit Wintergetreideflächen bis zu 58,8 ha angewandt wird, wird jedoch offensichtlich, dass die Revierschätzung mittels des Mittelwerts verlässlicher ist als die Extrapolation in einen unbekannten Datenbereich mittels des Modells, da die Überschätzung durch das Modell relativ drastisch ist und auch der Standardfehler sehr stark ansteigt.

Die Revierschätzung für das Biomasseszenario kann insgesamt als verlässlicher beurteilt werden, da einerseits Revierschätzungen für nur sehr wenige Kacheln nicht möglich waren, und andererseits die typischen Verteilungsparameter der vorhergesagten Reviere näher an den Werten des Eingangsdatensatzes liegen. Das Biomasseszenario reduziert den Anteil an Wintergetreide insgesamt, und das Verfahren der *random selection* führt zu einer stärkeren Homogenisierung der Landschaft (weniger Kacheln mit sehr hohem Anteil an Wintergetreide zugunsten einer homogenen Verteilung von Wintergetreideflächen im Untersuchungsraum). Dadurch verringern sich die Modellvorhersagen in den Randbereichen des Modells, was mit einer Verringerung der Standardfehler einhergeht, wie der Plot des Modells eindrücklich zeigt und wie es sich auch anhand des dritten Quartils des entsprechenden Boxplots ablesen lässt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass nach Betrachtung aller relevanten Parameter die Modellperformance als sehr gut eingeschätzt werden kann. Bei der Betrachtung der beiden unterschiedlichen Landnutzungsvarianten lässt sich festhalten, dass die Reviervorhersagen für die

Landnutzung von 2011 gegenüber des Biomassesszenarios mit größerer Unsicherheit behaftet sind, da die Landschaftsstruktur weniger homogen ausfällt.

Eine weitere Möglichkeit die Gültigkeit des Modellansatzes zu beurteilen, stellt der Vergleich der berechneten Siedlungsdichten mit anderen Studien dar. HÖLZINGER (1999) gibt für mitteleuropäische Landschaften eine Siedlungsdichte von 10-20 Brutpaaren je 10 ha an. Einschränkend muss gesagt werden, dass in vielen Landschaften aufgrund der Intensivierung in der Landwirtschaft deutlich geringere Siedlungsdichten auftreten (HÖLZINGER 1999, KÖNIG et al. 2011). JENNY (1990) gibt in seiner Studie folgende Siedlungsdichten an: 0,5 Brutpaare/10 ha in intensiv genutzten Agrarlandschaften mit geringem Ackeranteil und 13 Brutpaare/10 ha auf Grünlandböden in Niedermoorgebieten. Für die Schweiz spricht er von 0,9-3 Brutpaaren/10 ha. Vergleichbare Angaben finden sich auch bei JEROMIN (2002), der in seiner Untersuchung auf Siedlungsdichten von 5-7 Brutpaaren/10 ha kommt. Vergleicht man die vorgestellten Werte mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie, lassen diese sich problemlos in die angegebenen Werte einordnen. Da keine Studie zur Revierdichte im gleichen Untersuchungsraum vorliegt, ist eine genauere Bestimmung leider nicht möglich, da die Angaben von 0,5 (Minimalwert bei JENNY 1990) und 20 Brutpaaren je 10 ha (Maximalwert bei HÖLZINGER 1999) doch recht weit schwanken.

Der Vergleich mit der Revierdichte bei anderen Autoren liefert eher eine grobe Einschätzung im Vergleich zu den davor diskutierten Möglichkeiten der Modellbeurteilung, da die Werte relativ stark schwanken. Der Vergleich zeigt jedoch auch, dass die Modellergebnisse innerhalb dieses breiten Spektrums angesiedelt werden können, wodurch die Plausibilität des Modells untermauert wird.

Blickt man auf die Revierdichte des Vogeldatensatzes, der für die Modellierung verwendet wurde, kommt man zu einer Revierdichte von 3 Revieren je 10 ha, was deutlich weniger ist als die in der vorliegenden Studie ermittelten Werte. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass das Stratum 1, das den Raum für die Auswahl der Untersuchungsplots darstellt, im nördlichen Teil viele Landkreise enthält, die ähnlich strukturiert sind wie Schwäbisch Hall, was z. B. die Acker- und Grünlandverteilung angeht (z. B. Hohenlohekreis, Neckar-Odenwald-Kreis, Main-Tauber-Kreis). Im Süden sind jedoch auch Landkreise teilweise in Stratum 1, bei denen der Grünland- bzw. Waldanteil deutlich über dem des Ackerlands liegt (z. B. Schwarzwald-Baar-Kreis, Zollernalbkreis, Waldshut). Blickt man auf die mittleren Reviervorhersagen der Naturräumlichen Einheit der Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge in Schwäbisch Hall, kann davon ausgegangen werden, dass Landkreise mit einer ähnlichen landschaftsstrukturellen Ausstattung vermutlich ebenfalls deutlich geringere Revierzahlen aufweisen. Insofern bestünde die Möglichkeit, dass die geringeren Revierdichten im Ausgangsdatensatz durch die Berücksichtigung der genannten Landkreise bzw. anderer ähnlich strukturierter Gebiete zustande kommen. Das erscheint vor dem Hintergrund der Habitatansprüche der

Feldlerche (offene, barrierefreie Agrarlandschaften, s. u.), die einen Großteil von Schwäbisch Hall ausmachen, naheliegend.

Betrachtet man das Set an Prädiktoren, das in der vorliegenden Arbeit für die Ableitung des Habitatmodells verwendet wurde, handelt es sich dabei einerseits um Landnutzungsinformationen und andererseits um Landschaftsstrukturmaße, die teilweise hochkorreliert sind, was ein gängiges Problem von Landschaftsstrukturmaßen darstellt (vgl. RITTERS et al. 1995). Für die vorliegende Arbeit ist dies allerdings von untergeordneter Bedeutung, da in dem berechneten *minimum adequate model* lediglich die *mean patch size* enthalten ist.

Ähnliche Prädiktoren finden sich in Studien, die sich mit der empirischen Habitatmodellierung der Feldlerche beschäftigen. In den Arbeiten von WILSON et al. (1997), WAKEHAM-DAWSON et al. (1998), CHAMBERLAIN et al. (1999a), DONALD et al. (2001) werden Feldfrüchte, Flächengrößen und Randstrukturen als Prädiktoren verwendet. Daneben finden sich vor allem in Studien, die die Feldlerchendichte im Verlauf der Vegetationsperiode untersuchen, als weitere Prädiktoren Vegetationshöhe und -deckung (z. B. WILSON et al. 1997, DONALD et al. 2000, WHITTINGHAM et al. 2003). Auffällig ist außerdem, dass die überwiegende Anzahl an Studien, die mit linearen Modellen und GLMs arbeiten, aus Großbritannien stammt.

In der vorliegenden Studie wurde herausgearbeitet, dass in intensiv genutzten Landschaften Wintergetreideflächen das wichtigste Habitat für Feldlerchen darstellen. Vermutlich lässt sich diese Aussage auch etwas verallgemeinern und es kann von Getreideflächen als wichtigstem Habitat gesprochen werden. Die deutlichste dieser Ergebnisse finden sich in den Studien von CHAMBERLAIN et al. (1999b) und DONALD et al. (2000). CHAMBERLAIN et al. (1999b) untersuchen auf 600 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln in Großbritannien das Feldlerchenvorkommen. Darüber hinaus nutzen sie Daten von 16 Farmen, auf denen Vogeldaten auf den Farmflächen erhoben wurden. Die Daten werden poissonverteilt und binomialverteilt (Präsenz-Absenz) modelliert. Wie bei der vorliegenden Studie zeigt die Studie von CHAMBERLAIN et al. (1999b) die Bedeutung von Wintergetreide als Habitat. Am deutlichsten ist das Ergebnis bei der Untersuchung der 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln. Lediglich Brachflächen weisen eine höhere Feldlerchendichte auf. Da die 1 km<sup>2</sup>-Kacheln nach einem vergleichbaren Stratifizierungsprinzip wie die in der vorliegenden Studie verwendeten Daten erhoben wurden, stützt CHAMBERLAIN et al. (1999b) Studie die vorliegenden Ergebnisse sehr deutlich. Auch die auf den 16 Farmen erhobenen Daten liefern Ergebnisse, die in eine ähnliche Richtung deuten. Allerdings wurde neben dem Wintergetreide dort auch die Bedeutung von Sommergetreideflächen herausgearbeitet. Da die Datengrundlage nicht direkt vergleichbar ist, gehen möglicherweise die Ergebnisse leicht auseinander. Ein anderer Grund könnte das eher geringe Vorkommen von Sommergetreideflächen in dem bei dieser Studie verwendeten Datensatz darstellen.



Vergleichbare Ergebnisse, wie sie CHAMBERLAIN et al. (1999b) in ihrer Studie vorstellen, finden sich auch bei DONALD et al. (2000). DONALD et al. (2000) nutzen eine vergleichbare Datengrundlage wie CHAMBERLAIN et al. (1999b) und zeigen in ihrer Studie ebenfalls die große Bedeutung von Getreideflächen im Allgemeinen als Feldlerchenhabitat. Differenziert nach Sommer- und Wintergetreide zeigt die Studie ebenfalls eine höhere Dichte im Sommergetreide auf (vgl. dazu auch SWETNAM et al. 2005). Da auch saisonale Unterschiede im Verlauf der Vegetationsperiode betrachtet wurden, arbeitet die Untersuchung heraus, wie die Habitateignung mit fortschreitender Vegetationsentwicklung für beide Getreidetypen abnimmt. Dieses Phänomen wird auch von WILSON et al. (1997), WHITTINGHAM et al. (2003) und DZIEWIATY et al. (2007) (nicht nur im Sommer- und Wintergetreide) beobachtet. Neben der Einspeisung der Sommergetreideflächen je Untersuchungsplot wurde in der vorliegenden Arbeit auch eine aus Sommer- und Wintergetreideflächen kombinierte Variable berechnet (WGE\_SOG, vgl. 3.5.2) und anstelle der Wintergetreidefläche in das Modell eingespeist. Zwar wurde auch diese Variable als signifikant erkannt, allerdings konnte gegenüber dem dargestellten MAM keine Modellverbesserung erreicht werden (Signifikanzen, AIC, erklärte Varianz).

Neben der Bedeutung von Getreide ist jedoch nach CHAMBERLAIN et al. (1999b), DONALD et al. (2000) und WRETENBERG et al. (2007) auch die Bedeutung von Brachen zu unterstreichen, die als integrierte Biodiversitätsflächen ihren festen Platz in intensiv genutzten Agrarlandschaften haben sollten. Insbesondere die Studie von WRETENBERG et al. (2007) liefert in diesem Zusammenhang aufschlussreiche Erkenntnisse. Die Studie untersucht mehrere Agrarvögel in Schweden, unter denen sich auch die Feldlerche befindet, über die Jahre 1976-2003. Dabei werden drei Phasen der Agrarpolitik unterschieden: 1976-1987 Phase der landwirtschaftlichen Intensivierung, 1987-1995 *set aside*-Phase und 1995-2003 Phase der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Betrachtet werden drei Landschaftstypen (großräumige Offenlandschaften, kleinräumige Agrarlandschaften und forstlich geprägte Landschaften). In der 1. und 3. Phase kommt es in allen drei Landschaftstypen zu Rückgängen der Feldlerche, während in der 2. Phase ein Erholung und Zunahme vorzufinden ist. Die Studie legt demnach nahe, dass Wintergetreide als bevorzugtes Habitat von Brachen abgelöst werden, wenn diese ausreichend in der Landschaft vorhanden sind, und unterstreicht den Einfluss agrarpolitischer Maßnahmen auf die Biodiversität der Agrarlandschaft.

Etwas allgemeiner kann mit Blick auf eine zweite Studie von CHAMBERLAIN et al. (1999a) formuliert werden, dass Agrarflächen das bevorzugte Habitat von Feldlerchen darstellen und dass Waldflächen und Siedlungen gemieden werden. Innerhalb des Agrarraums besteht nach CHAMBERLAIN et al. (1999a) eine Differenzierung nach Grünland und Ackerland, wobei Ackerland deutlich höhere Siedlungsdichten aufweist. In der vorliegenden Studie wurde dies nicht im Detail untersucht, auffällig war jedoch bei der explorativen Untersuchung der einzelnen Kacheln, dass Kacheln mit hohem Grünlandanteil stets nur wenige Feldlerchenreviere aufwiesen. Bestätigt wird dies

auch durch die Untersuchungen von LUTZE et al. (2007), die dieses Phänomen anhand des gleichen Datensatzes für Baden-Württemberg feststellen.

Interessant ist in der Studie von CHAMBERLAIN et al. (1999a), dass ein *field diversity index* als signifikanter Prädiktor bei der Modellierung auftaucht, da in der vorliegenden Studie weder einer der berechneten *diversity indices* als signifikant erkannt wurde noch dies in anderen Studien ein typischer Prädiktor ist. Möglicherweise liegt es daran, dass, wie die Autoren selbst schreiben, „it appears that the scale of the habitat survey was not fine enough to detect strong relationships with individual crop types“, so dass anstelle einzelner Feldfrüchte der berechnete *field diversity index* tritt, da die Daten keine entsprechende Auflösung hatten.

Mit Blick auf die Studien aus Großbritannien muss noch gesagt werden, dass ein Prädiktor, der häufig als signifikant erkannt wird, die Ausgestaltung der Feldgrenze mit Feldgehölzen ist. In der Studie von WILSON et al. (1997) wurden neben den unterschiedlichen Feldfrüchten die Vegetationshöhe und -deckung sowie ein *field boundary index* erhoben, der den Bewuchs mit Gehölzen entlang der Ackergrenzen abbildet. Als signifikante Prädiktoren werden der *field boundary index*, die Feldgröße und der Betriebstyp (ökologisch, konventionell), teilweise auch Feldfrüchte berechnet. DONALD et al. (2001) kommen in ihrer Revierstudie zur Feldlerche zu dem Ergebnis, dass Feldfrüchte, Feldgröße, die Form der Ackerfläche sowie die Ausgestaltung der Feldgrenzen signifikante Prädiktoren für das Vorkommen von Feldlerchen sind. Vergleichbare Ergebnisse lassen sich weiterhin bei WAKEHAM-DAWSON et al. (1998) und CHAMBERLAIN et al. (1999a) finden. Dass Gehölzstrukturen gemieden werden, bestätigt auch die Untersuchung von PIHA et al. (2003), die das Vorkommen der Feldlerche in Finnland untersuchen.

Die Bedeutung des *field boundary index* hängt eventuell mit der traditionell hohen Ausstattung an Gehölzstrukturen in Großbritannien zusammen, womit sich das Untersuchungsgebiet deutlich von dem in dieser Studie betrachteten Agrarraum unterscheidet. Das in dieser Studie berechnete MAM hat entsprechend den Prädiktor DistFGE (Distanz zum nächsten Feldgehölz) und den Prädiktor Flächenanteil an Feldgehölzen (FGE) als nicht signifikant erkannt. Auch wenn der *field boundary index* und der Prädiktor DistFGE aufgrund der unterschiedlichen Berechnung nicht direkt vergleichbar sind, bilden beide doch die unterschiedliche Ausstattung an Gehölzen in der Agrarlandschaft ab.

Mit Ausnahme der Studie von CHAMBERLAIN et al. (1999a) besteht zudem ein wesentlicher Unterschied in der Struktur der Prädiktorvariablen gegenüber der vorliegenden Studie, die auf 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln und nicht auf einzelnen Feldern unterschiedlicher Farmen beruht. Entsprechend ergibt sich, dass der Prädiktor „Feldfrucht“ als kategoriale Variable mit mehreren Levels und die Flächengröße als *offset*-Variable im Modell geführt wird. Die Ergebnisse unterscheiden sich daher

ebenfalls in ihrer Aussagekraft. Während die zitierten Studien stärker in sich homogene Einzelhabitate (Felder) abbilden, wird in der vorliegenden Studie der Einfluss der Struktur der Landschaft herausgearbeitet.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die genannten Studien die Bedeutung von Feldgröße, Feldfrüchten, Randstrukturen entlang der Feldgrenzen und teilweise der Dichte und Höhe der Vegetation als wichtigste Prädiktoren für das Vorkommen der Feldlerche identifizieren. Die Bedeutung der Feldfrucht sowie der Größe der Ackerfläche wird von der vorliegenden Arbeit gestützt. Keine Aussagen lassen sich hingegen zur Vegetationsdichte und -höhe machen, da hierzu keine Daten vorlagen. Das Feldgehölze nicht als wichtiger Prädiktor erkannt wurden, liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit an den unterschiedlichen Charakteristika der Untersuchungsräume. Wahrscheinlich lassen sich Modellunterschiede auch auf die unterschiedlichen Datenstrukturen zurückführen. Dies legen insbesondere die großräumigen Ergebnisse von CHAMBERLAIN et al. (1999b) und DONALD et al. (2000) nahe, deren Arbeiten auch auf 1 km<sup>2</sup> großen Kacheln beruhen und die ebenfalls zu dem Schluss kommen, dass Getreide das wichtigste Feldlerchenhabitat darstellt.

Da die Flächengröße in vielen der genannten Studien sowie in der vorliegenden Arbeit eine wichtige Rolle als Prädiktor spielt, sei nachfolgend auch dieser Prädiktor genauer betrachtet.

Die süddeutsche Agrarlandschaft ist durch relativ kleine Flächengrößen gekennzeichnet. In dem für die Modellentwicklung verwendeten Datensatz reichen die mittleren Flächengrößen von 0,52 ha bis 3,03 ha. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind daher gut mit denen von SCHLÄPFER (1988) zu vergleichen, der in einer Untersuchung in der Schweiz auch zu dem Ergebnis kommt, dass mit steigender Flächengröße geringere Abundanzen auftreten. Dies wird auch von BRUST et al. (2011) bestätigt, die sich in ihrer Analyse auf DZIEWIATY et al. (2007) beziehen.

Vollständig gegenteilige Ergebnisse liefert die Studie von WHITTINGHAM et al. (2003), in der (wieder für Großbritannien) Flächen <5 ha die geringsten Feldlerchendichten aufweisen, die Dichte aber mit steigenden Flächengrößen zunimmt. Da in den unterschiedlichen getesteten Modellen die drei wichtigsten Prädiktoren die Flächengröße, Feldfrüchte und ein *boundary index* sind, wobei der *boundary index* über fast alle Modelle hinweg eine negative Beziehung zum Vorkommen der Feldlerche hat (steigender Index, geringere Dichte), könnte der Zusammenhang kleiner Feldgrößen und einer geringen Dichte durch die Barrierewirkung der Randstrukturen entstehen, was auch eine steigende Dichte auf größeren (sichtfreien) Flächen erklären würde. Ab einer Flächengröße von >15 ha gibt es jedoch Anzeichen, dass diese Beziehung möglicherweise ihre Gültigkeit verliert. Dieses Ergebnis bleibt vage, da die *sample size* für diese Flächen nur n = 6 beträgt. Das Ergebnis ist insofern interessant, dass die geringe Dichte auf kleinen Flächen mit der hohen Dichte an Gehölzstrukturen (s.

o.) in Verbindung steht und daher im Vergleich zu den süddeutschen und Schweizer Flächen die Revierbesetzung auf kleinen Flächen deutlich geringer ausfällt. Die Vermutung, dass die Wirkung von hohen Randstrukturen auf großen Flächen nachlässt, wird auch durch die Ergebnisse dieser Arbeit gestützt, in der der Agrarraum selbst deutlich sichtfreier ist, auch wenn die Flächengrößen klein sind. Möglich ist jedoch auch, dass die Ergebnisse wie sie aus Großbritannien kommen, im hiesigen Raum verdeckt bleiben, da z. B. in dem für die Modellierung verwendeten Datensatz ähnlich große Flächen nicht enthalten waren.

Am Rande sei noch bemerkt, dass im Rahmen von Fachdiskussionen während der Arbeit an der vorliegenden Studie die Frage aufkam, welche Bedeutung Graswege als Anflugplätze für Feldlerchen insbesondere bei sich verschlechternden Habitatbedingungen haben. Mittels des Prädiktors DistWeg wurde versucht diese Frage zu berücksichtigen. Dass der Prädiktor nicht als signifikant im Modell auftaucht, liegt möglicherweise daran, dass das für die Abbildung des Agrarraums als Habitat entwickelte Untersuchungsdesign nicht geeignet ist, diese Beziehung aufzudecken, und es daher eine Untersuchung bräuchte, die in einem eher von ungünstigen Habitatbedingungen geprägten Gebiet eine entsprechende Erhebung durchführt. Mit Blick auf die eher kleinen Flächengrößen in Schwäbisch Hall sowie den Plot, bei dem lediglich der Prädiktor *mean patch size* gefittet wurde (Feldlerchenzahlen gehen mit steigender mittlerer Flächengröße zurück), könnte man jedoch zu der Schlussfolgerung kommen, dass Feldwege eine wichtige ökologische Funktion für die Feldlerche haben. Vor dem Hintergrund der Studie von WHITTINGHAM et al. (2003) aus Großbritannien, die den negativen Zusammenhang zwischen kleinen Flächengrößen und dem Vorhandensein von Randstrukturen aufzeigen, müsste man davon ausgehen, dass in barrierefreien Agrarlandschaften die Anzahl der Reviere mit der Flächengröße steigt. Da dies im vorliegenden Fall nicht beobachtet werden konnte, könnte man auf eine ökologische Bedeutung von Feldwegen schließen. Bei HÖLZINGER (1999) findet sich allerdings mit Verweis auf JENNY (1990) eine Aussage, dass bei einer entsprechenden Untersuchung von Graswegen als Habitat keine Neststandorte an Wegrändern gefunden wurden.

Es lässt sich sagen, dass die Ergebnisse der vorgestellten Modellierung vor dem Hintergrund der dargestellten Literaturauswahl plausibel und auch ökologisch gut interpretierbar sind. Die Gültigkeit des negativen Binomialmodells kann somit nicht nur durch die statistische Beurteilung anhand der unterschiedlichen Modell- und Güteparameter bestätigt werden, sondern auch anhand einer breiteren Auswahl anderer Modellergebnisse.

Der Zusammenhang zwischen dem Anbau von Getreide, der Bedeutung von Flächengrößen sowie einer offenen Agrarlandschaft wird in der überwiegenden Anzahl der diskutierten Studien aufgezeigt. Mit Blick auf die landschaftsstrukturelle Analyse auf Ebene der Naturräumlichen Haupteinheiten

sowie der Reviervorhersagen zu den Einheiten der Naturräumlichen Gliederung können diese Zusammenhänge noch etwas näher betrachtet werden.

Die Landschaftsstrukturanalyse ergab, dass Schwäbisch Hall in einen ackerbaulich geprägten nordwestlichen und einen Grünland- und Waldgeprägten südöstlichen Teil gegliedert werden kann, wobei der südöstliche Teil gegenüber dem nordwestlichen Teil weniger homogen ausfällt, wie die Unterschiede der Flächenverteilungen zwischen der Frankenhöhe und den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen zeigen. Die Ackerflächen werden in allen Naturräumlichen Haupteinheiten vom Wintergetreideanbau dominiert, allerdings mit einer unterschiedlichen Ausprägung des Acker- und Grünlandverhältnisses in den Naturräumlichen Haupteinheiten.

Die mittleren Flächengrößen der Ackerflächen sind bei Betrachtung des Gesamtuntersuchungsgebiets relativ homogen und stimmen mit den Ergebnissen von SCHÄUBLE (2007), der für die Gemeinden in Schwäbisch Hall eine mittlere Schlaggröße von mehr als 3,5 ha angibt, überein. Auf der Ebene der Naturräumlichen Haupteinheiten ändert sich dieses Bild etwas; vor allem die Schwäbisch-Fränkischen-Waldberge fallen bei den mittleren Ackerflächen durch kleinere Schlaggrößen auf.

Betrachtet man die Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse im Zusammenhang mit den Reviervorhersagen auf der Ebene der Naturräumlichen Haupteinheiten, spiegelt sich die landschaftsstrukturelle Ausstattung der Untersuchungsräume in den Reviervorhersagen. Hohe Revierzahlen mit hohen Mittelwerten der einzelnen Kacheln finden sich in den ackerbaulich geprägten Einheiten der Kocher-Jagst-Ebenen und der Hohenloher-Haller-Ebene. Während geringere Revierzahlen und kleinere Mittelwerte der einzelnen Kacheln in den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen und in der Frankenhöhe anzutreffen sind. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass die mittleren Flächengrößen in den Schwäbisch-Fränkischen-Waldbergen geringer ausfallen als in allen anderen Naturräumlichen Haupteinheiten und die mittleren Revierzahlen einzelner Kacheln auch die Geringsten sind. Durch die Modellstruktur hätte man auch erwarten können, dass sich ein Effekt der geringeren Flächengrößen auf die mittleren Revierzahlen z.B. gegenüber der Frankenhöhe zeigt. Offensichtlich überdeckt jedoch der Anteil an Wintergetreide die Abnahme der mittleren Flächengrößen. Vermutlich ist der Unterschied der mittleren Flächengrößen zwischen den Untersuchungsräumen letztlich nicht groß genug, um diesen Effekt, den das Modell nahelegt, deutlicher zu machen.

Aus der vorangegangenen Beobachtung lässt sich daher ableiten, dass die Unterschiede der Revierzahlen zwischen den Naturräumlichen Haupteinheiten hauptsächlich durch eine veränderte Nutzungsstruktur zustande kommen, während die mittleren Flächengrößen insgesamt zu wenig

voneinander abweichen, als dass sich deren Effekt auf die Revierzahlen stichhaltig ableiten ließe. Beim Anteil an Wintergetreide sind die Zusammenhänge hingegen wesentlich deutlicher.

## 5.2 Fernerkundungsanalyse

Nachdem die Modellergebnisse einer umfassenden Diskussion in Bezug auf ihre Plausibilität unterzogen wurden, wird im Folgenden die fernerkundungsbasierte Landnutzungskartierung genauer betrachtet. Dabei wird zunächst die Generierung der Orthophotos, gefolgt von Segmentierung sowie der Klassifikation und abschließend der Fehlerbewertung, eingeordnet.

Die Prozessierung der Orthophotos war ein verhältnismäßig arbeitsaufwendiger Schritt in der vorliegenden Arbeit, wobei das Ergebnis (entzerrte Bilddaten) lediglich die Grundlage für die Erzeugung der inhaltlich angestrebten Ergebnisse darstellt. Folgt man der „Standardprozedur“ mit einer geeigneten Software unter der Voraussetzung, dass alle relevanten Daten (Bilddaten mit entsprechender räumlicher Überdeckung, Kallibrierungsprotokoll der Kamera, Log-File der GPS/IMU Protokollierung, hochaufgelöstes Höhenmodell, *ground control points*) vorhanden sind, stellt die Prozessierung lediglich eine technische Herausforderung dar. Im vorliegenden Fall, wurde ein *total image unit weight RMSE* ( $\sigma$ ) von weniger als 1/3 Pixel errechnet, womit die Genauigkeitsanforderungen an die Produktion von Orthophotos erfüllt werden konnten (KRAUS 2004), was durch die visuelle Inspektion bestätigt werden konnte und sich letztlich auch in der Segmentierung widerspiegelt, da Fehler bei der Entzerrung Segmentierungsfehler nach sich ziehen.

Bei objektbasierten Verfahren kommt gegenüber pixelbasierten Ansätzen der Frage nach der Ableitung von Segmenten eine große Bedeutung zu (RADOUX et al. 2008). Im Zentrum des Interesses steht damit vor dem Klassifikationsschritt die Frage, nach welchen Verfahren *geons* (Lang 2008) gebildet werden können.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Ansatz verfolgt, Segmente auf der Grundlage von Sekundärdaten abzugrenzen. Dadurch wurde die Segmentierung auf einen festgelegten Suchraum beschränkt, und es wurden keine Segmente außerhalb der durch die Daten des Digitalen Landschaftsmodells definierten Grenzen gebildet. Innerhalb dieser Abgrenzung wurde eine kleinräumige Abgrenzung von *geons* zugelassen, die nach Abschluss der Klassifikation geglättet wurden, um sie den in den Verwaltungsbehörden üblichen GIS-Daten stärker anzunähern. Die Gültigkeit der *geons* kann neben der visuellen Interpretation auch anhand des Vergleichs der mittleren Flächengrößen bewertet werden. Die Größe der kartierten Flächen lag im Mittel zwischen 3,22 (Mais) und 3,72 (Raps) ha. Für Baden-Württemberg wird eine mittlere Schlaggröße von 1,34 ha für das Jahr

2010 angegeben (SCHRAMEK et al. 2010). Eine Übersicht zu den Schlaggrößen auf Gemeindeebene findet sich bei SCHÄUBLE (2007). Demnach sind die Schläge in Schwäbisch Hall auf Gemeindeebene im Mittel größer als 3,5 ha, was sich mit der Schlagabgrenzung der vorliegenden Arbeit deckt.

Das Einbeziehen von Sekundärdaten in den Segmentierungs- und Klassifikationsprozess von Ackerflächen ist ein häufig angewandtes Verfahren, da viele Länder im Rahmen ihrer Agrar-, Landnutzungs- oder Katastersysteme Geodaten vorhalten, die eine geometrische Relevanz für die Abgrenzung von Ackerflächen haben (BLASCHKE et al. 2000, DEAN et al. 2003, DE WIT et al. 2004, TIEDE et al. 2007, WU et al. 2007, CASTILLEJO-GONZÁLEZ et al. 2009, SCHLAGER et al. 2013, SCHMEDTMANN et al. 2015, SOHL et al. 2016).

Vor allem die Studie von TIEDE et al. (2007) ist in diesem Zusammenhang für die vorliegende Arbeit von Interesse. Diese Studie zielte auf die Klassifikation von Habitat- und Biotopkomplexen im Großraum Stuttgart ab. Das heißt, das Untersuchungsgebiet liegt in direkter geographischer Nachbarschaft zu dem in dieser Studie betrachteten Untersuchungsraum, und die für die Arbeit verwendeten Geodaten sind die gleichen, die auch für die vorliegende Arbeit als mögliche Sekundärdaten zur Verfügung standen. Allerdings verwendeten TIEDE et al. (2007) in ihrer Studie nicht das Digitale Landschaftsmodell als GIS gestützte Klassifikationsmaske, sondern die Daten des Allgemeinen Liegenschaftskatasters, die die Besitzverhältnisse abbilden. Für beide Datensätze stellt sich das Problem, dass sie nicht exakt mit der Landnutzung übereinstimmen. Das Digitale Landschaftsmodell grenzt Acker- und Grünland nur sehr großräumig ab, ohne auf kleinräumige Bewirtschaftungsänderungen einzugehen. Das Liegenschaftskataster hingegen unterteilt aufgrund der Besitzverhältnisse einheitliche Landnutzungstypen in mehrere Parzellen oder Parzellen enthalten mehrere Landnutzungstypen. Hintergrund ist das in Teilen Süddeutschlands vormals praktizierte Realteilungserbrecht (nicht in Schwäbisch Hall), das historisch eine sehr kleinräumige Besitzstruktur entstehen ließ (TIEDE et al. 2007). TIEDE et al. (2007) lösen das Problem durch ein aufwendiges *merge and split*-Verfahren, bei dem einerseits alle Grenzen entfernt werden, die innerhalb einheitlicher Landnutzungstypen (definiert durch spektrale Homogenität) liegen, und andererseits Grenzen eingezogen werden, sofern der Fall vorliegt, dass eine Liegenschaftsparzelle mehrere Landnutzungstypen enthält. Nur für ca. 1/5 der Daten war das Ziehen neuer Grenzen notwendig, während bei dem überwiegenden Teil der Daten Grenzen entfernt wurden. Die Genauigkeit lag im ersten Fall bei 86 %, im zweiten Fall bei 96 %. Eine Verbesserung der Genauigkeit sehen die Autoren vor allem in der Verwendung höher auflösender Bilddaten als SPOT 5, da diese in ihrer räumlichen Genauigkeit nicht den sehr präzisen Katasterdaten entsprechen.

Vergleicht man die Verfahren der Herausbildung von *geons* bei TIEDE et al. (2007) und in der vorliegenden Arbeit, nutzen TIEDE et al. (2007) die in eCognition implementierte *Cognition Network*

*Language* (CNL), um spektrale Ähnlichkeiten benachbarter Liegenschaftsparzellen zu definieren und auf dieser Grundlage *geons* abzuleiten. In der vorliegenden Arbeit ist das Prinzip ähnlich, allerdings wird die Parametrisierung des Segmentierungsalgorithmus, wie er in eCognition implementiert ist, genutzt. Wie genau die spektralen Eigenschaften der Bilddaten in den Segmentierungsprozess einbezogen werden, bleibt dabei verborgen, da Trimble das Verfahren nicht offen legt. Die methodische Offenlegung geht nur soweit, dass das Verfahren nicht ohne spektrale Bildinformationen auskommt (*color*-Parameter kann nicht null gesetzt werden).

Beide Ansätze kommen nicht ohne relativ aufwendige Vor- oder Nachprozessierungsschritte aus. Bei TIEDE et al. (2007) ist es das Entfernen bzw. Einziehen neuer Grenzen. Im vorliegenden Fall ist es das Glätten der gezackten Grenzen (was bei den mit einem GIS produzierten Liegenschaftsdaten nicht notwendig ist), wie sie typischerweise durch den Segmentierungsalgorithmus von eCognition entstehen, sowie das Entfernen von Segmenten, die keine Acker- und Grünlandflächen darstellen. Im Ergebnis liefern beide Verfahren akzeptable Ergebnisse. Für die vorliegende Arbeit war der zusätzliche Informationsgewinn durch die Verwendung des Digitalen Landschaftsmodells (Unterteilung in Acker- und Grünland) entscheidend für die Auswahl der Sekundärdaten.

SOHL et al. (2016) greifen in einer Studie zur Klassifikation von Maisbeständen in einem Landkreis Niedersachsens ebenfalls auf die Daten des Allgemeinen Liegenschaftskatasters zurück, um zu einer Abgrenzung von Ackerflächen zu kommen. Auf einem zweiten Level kleinerer Segmente unterhalb der Liegenschaftsparzellen wird aufbauend darauf die eigentliche Klassifikation vorgenommen. Ob die Landnutzungsgrenzen durch die Liegenschaftsdaten adäquat wiedergegeben werden, wird aus der Studie allerdings nicht ersichtlich.

DE WIT et al. (2004) nutzen in ihrer Studie zur Klassifikation von Ackerflächen in den Niederlanden digitale Sekundärinformationen, die aufbereitet werden mussten, da sie nicht in Übereinstimmung mit den Landnutzungsdaten waren. Die Aufbereitung erfolgte allerdings in aufwendiger manueller Digitalisierungsarbeit. Demgegenüber stellt sowohl das Verfahren von TIEDE et al. (2007) als auch das im Rahmen dieser Arbeit vorgestellte automatisierte Segmentierungsverfahren unter Einbezug von Sekundärdaten ein deutlich effizienteres Verfahren dar, da es sich dabei um automatisierte und reproduzierbare Verfahren handelt.

Eine Studie von SCHLAGER et al. (2013) zur Klassifikation von Grünlandbiotopen auf der Schwäbischen Alb ist insofern interessant, dass für die Studie ebenfalls eine aufwendig produzierte GIS-Maske zur Vorklassifikation erstellt wurde. Dabei wurde auf eine Reihe unterschiedlicher GIS- und Statistikdaten zurückgegriffen, die in einem regelbasierten Verfahren miteinander verschnitten wurden, um einen größtmöglichen Informationsgewinn für die bearbeitete Fragestellung zu



generieren. Im Acker- und Grünlandbereich wurde ebenfalls auf die Daten des Liegenschaftskatasters zurückgegriffen. Zusätzlich standen für die Studie Nutzungsdaten zur Verfügung, die von den Landwirten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU an die zuständigen Behörden gemeldet werden und detaillierte Nutzungsinformationen zum Acker- und Grünland enthalten. Dabei handelt es sich um tabellarische Informationen, die mittels einer ID mit dem Liegenschaftskataster verknüpft werden können. Die Daten unterscheiden Ackerflächen nach Fruchtarten und Grünlandflächen nach Agrarumweltmaßnahmen und Beweidung. Damit machen die Daten Fernerkundungsverfahren teilweise überflüssig. Nur teilweise, da Liegenschaftsparzellen in bestimmten Fällen auch mehrere Fruchtarten enthalten können. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der Versuch unternommen, diese Nutzungsdaten zu erhalten. Das Landwirtschaftsministerium behandelt diese Daten auf Grund der Persönlichkeitsrechte allerdings mit großer Sorgfalt und war nicht bereit, die Daten für diese Arbeit zur Verfügung zu stellen. Insofern wurde der vorgestellte Fernerkundungsansatz verfolgt.

Es kann festgehalten werden, dass Sekundärdaten häufig eine brauchbare Datenquelle darstellen, um das aufwendige Suchen nach geeigneten Segmentierungsparametern, die für das gesamte Untersuchungsgebiet gültig sind (je größer das Untersuchungsgebiet, desto gravierender wird dieser Faktor), abzukürzen. TIEDE et al. (2010) sprechen in diesem Zusammenhang auch von *class modeling*, da Klassen nicht mehr ausschließlich durch den Einsatz statistischer Klassifikationsmethoden abgeleitet werden, sondern durch den Einbezug von Zusatzinformationen Modellannahmen getroffen werden.

Insbesondere wenn Acker- und Grünlandflächen kartiert werden sollen, liegen häufig geeignete Sekundärdaten vor. Allerdings hat sich auch gezeigt, dass eine Übernahme ohne weitere Prozessierungsschritte zur präzisen Abbildung von Nutzungstypen nur in sehr wenigen Fällen möglich ist. Je nach Fragestellung muss daher genau betrachtet werden, ob der Nutzen im Verhältnis zum Aufwand der Vor- bzw. Nachprozessierung steht.

Nach Festlegung der beiden Segmentierungslevel zu Beginn des Bildinterpretationsprozesses wurde im Verlauf der Klassifikation keine weitere Veränderung der Segmente mehr vorgenommen (abgesehen von dem *post-processing* Schritt der Glättung von Grenzen) wie es die in eCognition implementierte *cognition network language* ermöglicht. Alle weiteren Schritte dienten der Klassifikation der Feldfrüchte als Prädiktorvariablen für das Habitatmodell.

Der erste Schritt der Klassifikation war die Trennung von Acker- und Grünlandflächen mittels der verwendeten Sekundärdaten. Dieser Schritt birgt die Problematik, dass zu Acker konvertierte Grünlandflächen dadurch nicht erfasst wurden, da das Grünland nicht weiter untersucht wurde.

Während der Geländekartierung war ersichtlich geworden, dass Grünland, welches als solches im Digitalen Landschaftsmodell ausgewiesen war, in geringem Umfang zu Ackerflächen konvertiert worden war. Die Ungenauigkeit resultiert aus der Fortschreibungsdauer des Digitalen Landschaftsmodells, dessen Aktualisierung sich auf das Jahr 2009 bezog, während die Fernerkundungsdaten aus dem Jahre 2011 waren. Letztlich wurde diese Konversion aufgrund der aktuellen Forschungslage nicht weiter untersucht. Hintergrund ist, dass Grünland aufgrund der Bewirtschaftung sowie der Ausprägung eine sehr große Bandbreite an spektralen Signaturen aufweist. Je nach Bewirtschaftungsintensität wird Grünland 1-5 Mal während der Vegetationsperiode gemäht. Dadurch entstehen sehr heterogene spektrale Signaturen, die hauptsächlich durch das Verhältnis von Boden zu Vegetation gekennzeichnet sind. Kurz nach der Mahd ist der Bodenanteil sehr hoch und geht dann mit dem Aufwuchs des Grünlands kontinuierlich zurück (SCHLAGER et al. 2013). Je nach Schnitthäufigkeit kommt es dabei zu sehr unterschiedlichen Mustern in der Untersuchungslandschaft, so dass Grünland sehr heterogene Bewirtschaftungsmuster und somit auch Spektralsignaturen aufweist. Hinzu kommt, dass die Spektralsignatur von Grünland kurz nach der Mahd der von der Klasse „mais\_mittelhell“ praktisch nicht zu unterscheiden war (dies wurde explorativ anhand von Signaturplots untersucht). Bei der Klassifikation von Grünland werden daher meist Zeitreihen eingesetzt, um die unterschiedlichen Bewirtschaftungsmuster zu detektieren. DE WIT et al. (2004) klassifizieren eine Zeitserie von Landsat TM-Daten mit einem objektorientierten Ansatz. Zielklassen sind Grünland, Mais, Kartoffeln, Zuckerrübe, Getreide, Blumenzwiebeln und andere Feldfrüchte. Die Objekte werden durch manuell nachbearbeitete Sekundärdaten definiert; für jedes Objekt werden NDVI-Werte der Zeitserie berechnet und anschließend vier phänologische Typen definiert. Dabei zeigt sich, dass der phänologische Typ „immergrün“ sowohl Grünlandflächen als auch Getreideflächen enthält, was eine sichere Unterscheidung erschwert. SCHLAGER et al. (2013) klassifizieren Grünlandflächen ebenfalls anhand von Bewirtschaftungsmustern. Anhand einer Zeitserie von RapidEye-Daten werden Grünlandtypen herausgebildet. Diese Grünlandtypen werden dann für die präzisere Klassifikation anhand von Orthophotos weiter verwendet. Für einzelne Typen des Feuchtgrünlands wird zusätzlich auf LiDAR-Daten zurückgegriffen. Eine ähnliche Arbeit findet sich bei SCHUSTER et al. (2015), die RapidEye und TerraSAR-X-Daten als Grundlage für die Ableitung von Bewirtschaftungsmustern nutzen.

Da für die vorliegende Arbeit keine Zeitserien zur Verfügung standen, wurde Grünland lediglich anhand der Sekundärdaten abgetrennt und nicht weiter untersucht. Wenn selbst mit Zeitserien große Unsicherheiten bezüglich der Klassifikation von Grünland bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass mit den monotemporalen Daten ein deutlich schlechteres Klassifikationsergebnis möglich gewesen wäre. Betrachtet man die Ergebnisse der vorgestellten Studien, ist davon auszugehen, dass die Vorklassifikation zu den guten Klassifikationsergebnissen der Ackerflächen beigetragen haben, da

es zu keiner Konfusion von Getreide- und Grünlandflächen kommen konnte, außer in dem eher geringen Umfang, dass umgebrochenes Grünland nicht als solches erkannt wurde.

Die Klassifikation der Maisflächen baute auf die Integration von Expertenwissen in den Klassifikationsprozess auf. Im Zusammenhang mit der Kartierung von Feldfrüchten wird dabei meist Wissen über die phänologische Entwicklung und die Bewirtschaftung (Aussaat, Bewässerung etc.) integriert (vgl. z. B. CONRAD et al. 2010). Im vorliegenden Fall konnte auf Erfahrungen, die im Zusammenhang mit der Klassifikation von Maisflächen in Niedersachsen gemacht wurden (vgl. SOHL et al. 2016) zurückgegriffen werden. Dabei hatte sich gezeigt, dass eine Unterteilung von Maisflächen in unterschiedliche phänologische Typen eine erfolgreiche Klassifikation möglich machte. Dieses Vorgehen wird auch von der Studie von FÖRSTER et al. (2012) gestützt, in der Feldfrüchte in Norddeutschland kartiert werden. FÖRSTER et al. (2012) erstellen aus Landsat-Daten phänologische Profile für Ackerfrüchte über den Lauf der Jahreszeiten. Aufbauend darauf erfolgt die Klassifikation. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass sich für Mais nur schwierig ein solches Profil erstellen lässt (im Vergleich zu anderen Feldfrüchten), da die Phänologie von Mais sehr stark mit den lokalen Boden- und Wasserverhältnissen variiert. Nur 14,5 % der Maisflächen können mit diesem Ansatz korrekt klassifiziert werden. Überwiegend wird Mais in der Studie als Kartoffeln klassifiziert. Diese Problematik gab es bei der Klassifikation der Flächen in Schwäbisch Hall nicht, da dort kaum Kartoffeln angebaut werden. Wenn man allerdings die drei in dieser Arbeit vorgestellten phänologischen Maistypen betrachtet, ist es gut vorstellbar, dass Mais und Kartoffeln ein ähnliches spektrales NDVI-Profil haben, da das in Reihen setzen der Kartoffeln ebenfalls zu einem großen Bodenanteil im Verhältnis zur Vegetation führt.

Im vorliegenden Fall wurden direkt die in Frage kommenden *geons* mittels der Erstellung von Klassenbeschreibungen und Schwellenwerten klassifiziert und nicht wie bei SOHL et al. (2016) durch die Übertragung der Klassifikationsergebnisse eines sehr kleinräumigen Segmentierungslevels auf die *geons*.

Da mittels der Erstellung von Klassenbeschreibungen nicht alle Maisflächen kartiert werden konnten, wurden die *samples* auch für die *Nearest Neighbor*-Klassifikation verwendet. Die *producer's accuracy* ist mit 80,3 % die Niedrigste im Vergleich zu den anderen Klassen. Bei der *user's accuracy* liegen die Maisflächen ähnlich wie Raps und Unbekannt, nur bei den Wintergetreideflächen konnte eine deutlich bessere *user's accuracy* erzielt werden. Die Studie von SOHL et al. (2013) erzielt eine *producer's accuracy* von 84,56 % und eine *user's accuracy* von 89,32 % und liegt damit etwas besser als das hier vorgestellte Ergebnis. Möglicherweise liefert der methodische Ansatz von SOHL et al. (2013) bessere Ergebnisse oder es hängt damit zusammen, dass im Endergebnis nur zwei Klassen unterschieden wurden (Mais und alles Andere). Durch die Kombination aller anderen Informationen in

eine Klasse ist mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer Verbesserung des Klassifikationsergebnisses auszugehen. Im vorliegenden Fall musste mittels der *Nearest Neighbor*-Klassifikation zwischen vier Klassen unterschieden werden, was erwartungsgemäß den Fehler vergrößert.

Klassenbeschreibungen konnten einerseits für die Klassen erstellt werden, die sich spektral deutlich unterscheiden (die drei Unterklassen von Mais, geerntetes Wintergetreide), und für die Klassen, zu denen eine große Anzahl von Referenzdaten vorlagen aufgrund der Häufigkeit des Vorkommens im Untersuchungsgebiet (Gerste). Für Raps und die sehr heterogene Klasse unbekannter Feldfrüchte war es nicht möglich Klassenbeschreibungen zu erstellen. Interessant ist, dass in beiden Fällen die *Nearest Neighbor*-Klassifikation jedoch zu sehr guten Ergebnissen führte.

Das deckt sich insgesamt mit den Studien, deren Klassifikationsansatz auf automatisierten Klassifikationsverfahren beruht. CASTILLEJO-GONZÁLEZ et al. (2009) testen fünf verschiedene Klassifikatoren (*Parallelepiped*, *Minimum Distance*, *Mahalanobis Classifier Distance*, *Spectral Angle Mapper*, *Maximum Likelihood*) auf einer Quickebird Szene in Südsanien. Unterschieden werden 10 Klassen, von denen 7 sich auf Agrarflächen beziehen. Alle fünf Klassifikatoren erreichen eine Genauigkeit über 85 % in Verbindung mit einem objektorientierten Ansatz. Wie die *Nearest Neighbor*-Klassifikation zählen die ersten drei Klassifikatoren zu distanzbasierten Ansätzen, so dass in Bezug auf CASTILLEJO-GONZÁLEZ et al. (2009) die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit gut einzuordnen sind. Bei ORMECI et al. (2010) werden SPOT 5-Daten in der südlichen Türkei untersucht. Dabei werden sowohl pixelbasierte als auch objektorientierte Verfahren getestet und außerdem überwachte und unüberwachte Klassifikationsansätze. Unterschieden werden vier Feldfrüchte. Die besten Ergebnisse erzielt die objektorientierte Bildanalyse (Szene 1: 88,6 % *overall accuracy*, 83,85 Kappa; Szene 2: 87,5 % *overall accuracy*, 84,3 Kappa). Die Arbeiten von YI et al. (2008), CONRAD et al. (2010) und YANG et al. (2011) zeichnen ein vergleichbares Bild hinsichtlich der erreichten Genauigkeit, Klassifikationstiefe und des methodischen Ansatzes.

Die verlässlichen Ergebnisse der vorgestellten Arbeiten werfen die Frage auf, ob das iterative Vorgehen in Kombination mit dem Einsatz von Expertenwissen zur Annäherung einzelner Klassen notwendig gewesen wäre, da sich die Ergebnisse dieser Arbeit letztlich in einem ähnlichen Bereich bewegen, wie bei den oben diskutierten Ansätzen. Der Aufwand der Klassifikation ist jedoch deutlich größer, da die Klassenbeschreibungen durch einen Bearbeiter erstellt werden müssen. Zu Beginn der Untersuchung war der Datensatz auch einer überwachten *Nearest Neighbor*-Klassifikation unterzogen worden, allerdings konnte dabei kein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt werden, weshalb dieser Ansatz nicht weiter verfolgt wurde, etwa durch eine veränderte Auswahl der *samples*, Einbeziehen unterschiedlicher Features, etc. Hintergrund ist möglicherweise, dass die im Gelände erhobenen *samples* eine zu große Bandbreite unterschiedlicher Klassen aufwiesen.

Dass die *Nearest Neighbor*-Klassifikation zu überzeugenden Ergebnissen führte, nachdem bereits ein Teil der Flächen anhand von Klassenbeschreibungen zugeordnet werden konnte, liegt sehr wahrscheinlich daran, dass sich der Raum potentiell zu klassifizierender Objekte und Klassen durch dieses Vorgehen bereits verringert hatte.

Die Zusammenfassung aller Wintergetreideflächen in eine Klasse war dem Umstand geschuldet, dass die Vogeldaten Wintergetreideflächen nicht weiter unterschieden und beide Datensätze eine vergleichbare Datentiefe benötigten, um die Ergebnisse der Habitatmodellierung in die Fläche zu übertragen. Das Anlegen von *samples* für jede im Gelände kartierte Feldfrucht (was bei der geplanten Zusammenfassung in die Klasse Wintergetreide im Grunde überflüssig war) stützte sich auf JACOBS (1998), der dieses Vorgehen empfiehlt, um bei inhaltlich homogenen, spektral aber heterogenen Klassen zu optimalen Ergebnissen zu kommen. Am leichtesten ist dies bei den Wintergetreideflächen nachzuvollziehen, da diese teilweise abgeerntet waren, teilweise jedoch noch nicht. Beide Typen sind inhaltlich gleich, spektral aber sehr unterschiedlich.

Um zu einer strukturierten Einordnung der Klassifikationsergebnisse zu kommen, ist es lohnenswert, Fernerkundungsansätze, die sich mit dem Thema der Klassifikation von Feldfrüchten beschäftigen, zu kategorisieren. Hintergrund ist die, aufgrund der weltweiten Bedeutung von Ackerflächen, große Zahl an Studien, die es zu diesem Themengebiet gibt. Grundsätzlich lassen sich drei unterschiedliche Ansätze unterscheiden: 1. Es werden monotemporale Datensätze untersucht, 2. es werden Zeitserien untersucht und/oder 3. die Daten unterschiedlicher Sensoren (Radar, LiDAR, multispektral etc.) werden miteinander kombiniert. Außerdem gibt es eine Gruppe von Arbeiten, die Variationen (z. B. Biomasse, Krankheitsbefall etc.) innerhalb von Klassen untersucht und dem Forschungsfeld der *precision agriculture* zugeordnet werden können.

Die grundsätzliche Frage nach einem pixel- oder objektbasierten Klassifikationsansatz findet sich auch in Studien, die sich mit der Klassifikation von Ackerflächen beschäftigen (DE WIT et al 2004, YI et al. 2008, CASTILLEJO-GONZÁLEZ et al. 2009, CONRAD et al. 2010, ORMECI et al. 2010, PEÑA-BARRAGÁN et al. 2010). Wie auch in Studien zu anderen Themenfeldern (z. B. BOCK et al. 2003, HAY et al. 2008, RITTL et al. 2013, TEHRANY et al. 2013) ist das Klassifikationsergebnis objektbasierter Verfahren in der Regel besser (DE WIT et al 2004, YI et al. 2008, CASTILLEJO-GONZÁLEZ et al. 2009, ORMECI et al. 2010). Dass bei der Klassifikation von Ackerfrüchten auf objektbasierte Verfahren zurückgegriffen wird, ist deswegen naheliegend, da Ackerfrüchte in der Regel semantisch klar abgrenzbare Objekte darstellen und damit ideal für objektbasierte Verfahren geeignet sind (Ökotonen spielen beispielsweise bei der Klassifikation von Ackerflächen eine untergeordnete Rolle, da es eine eindeutige Bewirtschaftungsgrenze gibt).

Anders als z. B. bei Klassifikationsansätzen im Rahmen der *precision agriculture* liegt der Fokus des Interesses auf der Erfassung einheitlicher Objekte. Die Variabilität innerhalb des Objekts spielt im Grunde dabei keine Rolle, außer sie kann für die Identifikation des Gesamtobjekts genutzt werden (wie z. B. in der oben zitierten Studie von SOHL et al. 2016). Bei der Klassifikation von Luftbildern stellt die hohe Auflösung der Bilddaten bei einem pixelbasierten Ansatz ein deutlich größeres Problem dar, als bei einem objektorientierten Ansatz, da spektrale Variabilität innerhalb eines semantisch klar definierten Objekts sehr groß sein kann. Die im Rahmen dieser Arbeit klassifizierten Maisbestände hatten beispielsweise drei unterschiedliche phänologische Ausprägungen, die durch das Verhältnis von Boden- zu Vegetationsanteil charakterisiert wurden. Da Boden und Vegetation spektral sehr weit auseinander liegen, stellt das ein pixelbasiertes Verfahren vor große Herausforderungen. Die Wahl eines objektorientierten Ansatzes erscheint daher vor dem Hintergrund der oben zitierten Studien und des verwendeten Datenmaterials (hohe Auflösung der Orthophotos) plausibel.

Die Bewertung der Genauigkeit der Fernerkundungsanalyse stützte sich einerseits auf die Erstellung einer klassischen *error matrix* und andererseits auf den Vergleich mit den Daten der Agrarstatistik von Schwäbisch Hall.

Die Ergebnisse des *accuracy assessment* liegen bei einem Wert von über 85 %. Dieser Wert wird von FOODY (2002) als Minimalwert in Bezug auf eine erfolgreiche Klassifikation angesehen. Mit Blick auf die oben zitierten Studien ist dieser Wert plausibel. Vermutlich stellen 85% Genauigkeit bei monotemporalen Daten, die auf die Unterscheidung von Ackerkulturen abzielen, ein verhältnismäßig präzises Ergebnis dar, das lediglich durch die Hinzunahme weiterer Informationsschichten wie z.B. multitemporale Daten verbessert werden kann.

Die zusätzliche Überprüfung anhand der Ergebnisse der Agrarstatistik von 2010 zeigt, dass die Ergebnisse der Fernerkundungsanalyse plausibel sind. Die Klassen Mais und Wintergetreide liegen unter Berücksichtigung des gemittelten Fehlers der *user's* und *producer's accuracy* unterhalb der durch den Klassifikationsfehler potentiell verursachten Abweichungen. Bei den Klassen Raps und unbekannte Ackerkulturen ist die Abweichung über dem zu erwartenden Fehler. Allerdings können die Ursachen dafür vielfältig sein. Eine Möglichkeit ist, dass die angebauten Feldfrüchte tatsächlich zwischen den Jahren in diesem Umfang abweichen. Eine weitere Quelle möglicher Ungenauigkeiten liegt darin begründet, dass das Digitale Landschaftsmodell von einer Ackerfläche von 55414 ha ausgeht. Diese Fläche wurde durch das Entfernen von Feldwegen und *sliver* Polygonen auf 53804 ha reduziert womit jedoch eine Differenz von 3190 ha gegenüber der Statistik von 2010 besteht. Möglicherweise kommt dies dadurch zustande, dass die Agrarstatistik vermutlich auf den Daten des Gemeinsamen Antrags im Zusammenhang mit den EU-Subventionen im Rahmen der GAP aufbaut.

Da nicht alle Landwirte diesen Antrag stellen, könnte möglicherweise die Fläche unterschätzt werden. Auch das Digitale Landschaftsmodell kommt natürlich für Fehler in Frage.

Behält man die Habitatmodellierung im Blick, ist vor allem das Güteergebnis der Klasse Wintergetreide aufgrund ihrer Bedeutung als Prädiktor wichtig. Die höchsten Werte der *user's* und *producer's accuracy* wurden in dieser Klasse erzielt, so dass die Güte der Reviervorhersagen nicht durch einen hohen Klassenfehler der Fernerkundungsanalyse beeinträchtigt wurde.

Es sei im Zusammenhang mit der Fehlerbewertung noch kurz auf die von ALBRECHT et al. (2010) vorgestellte und später von HERNANDO et al. (2012) erweiterte *Object Fate Analysis* (OFA) im Zusammenhang mit der objektorientierten Bildanalyse eingegangen. Das Konzept bezieht sich, verkürzt gesagt, auf das Problem, dass Objektgrenzen in Abhängigkeit ihrer Entstehung nicht das „wahre“ Objekt wiedergeben. Unterschiedliche Digitalisierer nehmen beispielsweise andere Generalisierungen vor; bei automatisierten Verfahren stehen die Grenzen der Objekte in direkter Beziehung zur räumlichen Auflösung des Datensatzes, mittels dessen sie generiert wurden. Besonders bei Objekten, deren Grenzen einen gewissen Interpretationsspielraum zulassen (z. B. Wald) interpretieren unterschiedliche Bearbeiter die Objektgrenze mit größeren Spielräumen, wie ALBRECHT et al. (2010) eindrücklich zeigen. Die *Object Fate Analysis* dient in diesem Zusammenhang der geometrischen Annäherung eines *common sense* der digitalen Grenze.

Für das *accuracy assessment* stellt sich das Problem, wenn digitalisierte GIS-Daten als Referenzdaten verwendet werden, da die Grenzen in der Regel nicht mit den Objektgrenzen der Bildanalyse übereinstimmen (vgl. auch LANG 2008).

In der vorliegenden Arbeit ist dieses Problem von untergeordneter Bedeutung, da die Referenzdaten als *samples* in eCognition digitalisiert wurden, und somit Segmente und Referenzdaten deckungsgleich sind. Da die Nutzungsgrenzen der Ackerflächen in Verbindung mit der hohen Auflösung der Bilddaten automatisiert gut abgrenzbar waren, stellt sich das Problem auch von der inhaltlichen Seite kaum. Bei ALBRECHT et al. (2010) werden beispielsweise Objekte mit scharfer Grenze (z. B. Gebäude) von unterschiedlichen Bearbeitern übereinstimmend gut abgegrenzt.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass Fernerkundungsmethoden eine verlässliche Methode darstellen, um Nutzungsstrukturen in der Agrarlandschaft zu kartieren. Die scharfen Nutzungsgrenzen von Agrarflächen lassen sich mittels der Segmentierung im Rahmen einer objektorientierten Bildanalyse abgrenzen, auch wenn dabei zusätzliche Prozessierungsschritte notwendig sind. Gegenüber einem pixelbasierten Ansatz liegt der Vorteil in der Vermeidung eines *salt and pepper effect*, der insbesondere bei sehr hochaufgelösten Daten wie in der vorliegenden Arbeit problematisch ist. Die Klassifikation beruhte auf der Annahme, dass monotemporale Daten nicht geeignet sind, eine

verlässliche Trennung von Ackerfrüchten vorzunehmen, wenn dabei gleichzeitig Grünland klassifiziert werden muss. Daher wurde eine Trennung von Acker- und Grünlandflächen anhand von Sekundärdaten vorgenommen. Aufbauend darauf konnte mittels der Kombination von Schwellenwerten, Klassenbeschreibungen und einer *Nearest Neighbor*-Klassifikation ein zufriedenstellendes Ergebnis insbesondere im Hinblick auf die notwendigen Eingangsdaten zur Vorhersage mittels des Habitatmodells erzielt werden.

### 5.3 Szenarienbetrachtung

Das in der vorliegenden Arbeit betrachtete Landnutzungsszenario gibt einen Einblick zu den Effekten auf die Reviere der Feldlerche bei einer Ausweitung des Biomasseanbaus. Grundlage zur Erstellung des Szenarios waren § 17 BBodSchG, 1998 (Gute fachliche Praxis) und §5 BNatschG sowie die Berücksichtigung des regionalen Ernährungsbedarfs im Kontext der Diskussion um indirekte Landnutzungsänderungen (EDWARDS et al. 2010, SEARCHINGER 2013). Außerdem wurde der für Schwäbisch Hall charakteristische hohe Anteil der Viehzucht sowie deren Implikationen auf die Landnutzung berücksichtigt. Dies ist vor dem Hintergrund des transdisziplinären Forschungsprojektes zu sehen, in dessen Rahmen die vorliegende Arbeit entstanden ist. Im Rahmen von Fachdiskussionen mit regionalen Akteuren war die Rolle der Viehwirtschaft in Schwäbisch Hall betont worden, mit dem Hinweis der hohen Investitionskosten und größeren Inflexibilität der betrieblichen Umstellung gegenüber Betrieben die vornehmlich Ackerbau betreiben. Vor dem Hintergrund steigender Pachtpreise sollte ein Szenario mit erhöhtem Anteil an Energiepflanzen keine Flächenpotentiale ausweisen, die für die Viehproduktion benötigt werden. Insofern wurden die benötigten Flächen für die Viehproduktion gesondert ermittelt und mit den Flächen für eine regionale Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln verrechnet. Letztlich war dadurch die Einhaltung einer dreigliedrigen Fruchtfolge nicht auf allen Flächen möglich, da der für die Viehwirtschaft benötigte Anteil an Wintergerste bereits ein Drittel der Fläche übersteigt.

Neben einem erhöhten Anteil an Bioenergiepflanzen wurde auch die Frage nach der Variation der mittleren Flächengrößen im Rahmen eines Szenarios diskutiert. Letztlich wurde diese Betrachtung nicht durchgeführt, da für Schwäbisch Hall keine Flächenarrondierungen zu erwarten sind. Das hat einerseits damit zu tun, dass Schwäbisch Hall historisch ein Gebiet ist, in dem das Anerbenrecht praktiziert wurde, was eine Fragmentierung der Landschaft wie in anderen Teilen Baden-Württembergs verhinderte (INFORMATIONEN DES REGIERUNGSPRÄSIDIUMS STUTTGART 2005). Dies ist beispielsweise an den mittleren Schlaggrößen gut erkennbar. Hinzu kommt, dass nach einem Zwischenstandsbericht zum „Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum Baden-



Württemberg 2007-2013 (MEPL II)“ (CHARMEK et al. 2010) der Landkreis Schwäbisch Hall in der Klasse mit den meisten Flurneuordnungsverfahren (31-40) ist. Bedenkt man, dass Schwäbisch Hall lediglich 30 Gemeinden hat, bedeutet dies, dass eine sehr hohe Anzahl an Gemeinden bereits in einem Flurneuordnungsverfahren teilgenommen hat. Als Zielwert wird in dem Zwischenstandsbericht eine mittlere Schlaggröße von 2 ha in Baden-Württemberg angegeben. Da Schwäbisch Hall deutlich über diesem Wert liegt, kann davon ausgegangen werden, dass der Landkreis kein prioritäres Gebiet für Flurneuordnungsverfahren in den kommenden Jahren sein wird. Vor diesem Hintergrund scheint ein Szenario, das die Effekte von veränderten Flächengrößen betrachtet, eher unwahrscheinlich und wurde daher nicht erstellt.

Methodisch sehr ähnliche Ansätze wie in der vorliegenden Arbeit finden sich bei SWETNAM et al. 2005, BOATMAN et al. 2010 und EATON et al. 2013. Alle drei untersuchen anhand von GLM unterschiedliche Landnutzungsszenarien (allerdings nur BOATMAN et al. 2010 im Kontext erneuerbarer Energien).

SWETNAM et al. 2005 untersucht u.a. Feldlerchen in Großbritannien anhand eines GLMs. Das Modell wird für die Betrachtung von 19 Szenarien genutzt. Dabei werden unterschiedliche Anteile an Sommergetreide, an Brachen, an Feldhecken entlang von Feldgrenzen, an Grünland und an Pufferstreifen entlang von Feldgrenzen. Für die Feldlerche tritt der stärkste Effekt bei einem Anteil von 50 % der bewirtschafteten Fläche mit Sommergetreide auf (24 % Anstieg der Reviere). Der größte negative Effekt tritt auf, wenn alle Feldhecken über 2 m groß sind (-34 % Reviere). Insgesamt kann die Arbeit gut in die oben geführte Diskussion zur Habitatmodellierung eingeordnet werden in Bezug auf die Bedeutung von Sommergetreide sowie der negativen Effekte von Feldhecken.

BOATMAN et al. 2010 modellieren Feldlerchendaten aus Großbritannien mittels eines Generalisierten Linearen Gemischten Modells. Ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit werden die Modellergebnisse zur Vorhersage unterschiedlicher Landnutzungsvarianten herangezogen. Unterschieden werden drei Szenarien mit je drei Unterszenarien. Dabei handelt es sich um ein marktgeleitetes, ein umweltgeleitetes und ein Energiepflanzenszenario. Das marktgeleitete und das Energiepflanzenszenario führen zu einer Abnahme von Feldlerchen von 13,6-14,4 % (marktgeleitet) und 11,2-11,3 % (Energiepflanzen). Das umweltgeleitete hingegen zu einer Zunahme von 0,1 %. Die betrachtete Agrarfläche ist mit einer Fläche von ca. 50000 ha mit der in der vorliegenden Arbeit vergleichbar. Im Rahmen des marktgeleiteten Szenarios werden ähnliche Annahmen vorgenommen (hoher Anteil an Raps, hoher Getreideanteil) wie bei dem hier vorgestellten Szenario. Allerdings werden insgesamt mehr Feldfrüchte im Modell berücksichtigt und somit insgesamt eine geringere Intensivierung. Das könnte ein Grund sein, weshalb das Modell zu einer geringeren Abnahme der

Bestände im Vergleich zu den Ergebnissen dieser Arbeit kommt. Hinzu kommt, dass die Arbeit von BOTMAN et al. 2010 auf Vogeldaten aus Großbritannien beruht.

Die Arbeit von EATON et al. 2013 stützt sich auf das oben besprochene Model von WILSON et al. 1997. Allerdings wird es von EATON et al. 2013 im Zusammenhang mit der Modellierung von Landnutzungsszenarien verwendet. Da die betrachteten Szenarien keinen Bezug zum Anbau von Biomasse aufweisen, werden die Ergebnisse hier nicht näher besprochen.

Neben dem Einsatz Generalisierter Linearer (Gemischter) Modelle gibt es eine Reihe von Arbeiten, die zur Simulation von Auswirkungen auf die Feldlerche durch einen ausgeweiteten Anbau von Bioenergiepflanzen mit agentenbasierten Modellen und Landschaftsgeneratoren einsetzen (GEVERS et al. 2011, ENGEL et al. 2012).

ENGEL et al. (2012) erstellen eine künstlich erzeugte Landschaft mit unterschiedlichen Feldfrüchten, denen ein *habitat suitability index* zugeordnet wird, der sich auf Bruterfolge, Nahrungsverfügbarkeit und Habitatdiversität zusammensetzt. Es werden zwei Szenarien betrachtet. Ein Szenario bildet die aktuelle Landnutzung auf der Grundlage von Daten aus der Agrarstatistik nach, im zweiten Szenario wird der Anteil an unterschiedlichen Bioenergiepflanzen erhöht, mit einem Maisanteil von bis zu 45 % an der Gesamtackerfläche. Für beide Szenarien wird die mittlere Flächengröße variiert (einmal 1,3 ha im Durchschnitt, einmal 16,8 ha im Durchschnitt). Als Naturschutzmaßnahmen werden Lerchenfenster auf 10 % der Fläche und integrierte Biodiversitätsflächen auf 10 % der Fläche simuliert. Die Reduktion auf wenige Bioenergiepflanzen in Verbindung mit der Variation der Flächengrößen beeinträchtigt beide Landschaftstypen sehr stark. Vor allem im Bereich von 4-7 ha Flächengröße sagt das Modell einen starken Rückgang der Feldlerchen voraus. Insofern sind die Ergebnisse nur sehr bedingt mit den vorliegenden Ergebnissen vergleichbar, da mittlere Flächengrößen dieser Größenordnung in der vorliegenden Arbeit nicht vorlagen.

GEVERS et al. 2011 untersuchen zwei Szenarien. In einem wird von einem Maisanteil von 15 % und im zweiten von 30% in der Landschaft ausgegangen. Neben Mais sind Raps und Wintergetreide die Feldfrüchte mit der größten Flächendeckung. Beide Szenarien haben mehrere Unterszenarien. Untersucht werden sechs Arten, unter denen sich auch die Feldlerche befindet. Die Arbeit basiert auf einem agentenbasierten Modell und einem Landschaftsgenerator. Verglichen werden die beiden genannten Szenarien mit einem Basisszenario. Das Szenario, das mit der vorliegenden Arbeit am ehesten vergleichbar ist, ist das Szenario 30Random, das von einem Maisanteil von 30,1 %, einem Rapsanteil von 24,1 % und einem Winterweizenanteil von 34,9 % ausgeht. Gegenüber dem Basisszenario kommt es dabei zu einem relativen Verlust von 28,3 % der Feldlerchen, was im

Vergleich zu den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit etwas drastischer ist. In einem Unterszenario des 30Random (30Random SA50) wird berücksichtigt, dass 50 % der Brachflächen im Vergleich zum Referenzszenario erhalten bleiben, wodurch die Abnahme der Feldlerchen lediglich 16,2 % beträgt. Brachflächen werden in dem Szenario in einem Umfang von 3 % Anteil an der Ackerfläche berücksichtigt. Ein Blick in die Agrarstatistik von Schwäbisch Hall zeigt, dass dort im Jahr 2011 148 ha Fläche stillgelegt waren, was einem Anteil von 0,27 % entspricht. Vor dem Hintergrund dieser Zahlen lassen sich die in der vorliegenden Arbeit ermittelten 19,43 % Revierabnahme zwischen den zwei bei GEVERS et al. 2011 ermittelten Werten im Rahmen eines vergleichbaren Szenarios gut einordnen.

Betrachtet man die Ergebnisse oben aufgeführter Studien, die sich mit der Frage beschäftigen, welche Veränderungen der Feldlerchenbestände bei einer Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen zu erwarten sind, wird häufig von einem deutlichen Anstieg des Anbaus von Mais und Raps ausgegangen. Die dabei erzielten Ergebnisse weisen insgesamt in eine vergleichbare Richtung wie die im Rahmen dieser Arbeit vorgestellten Revierabnahmen. Bei der Einhaltung einer dreigliedrigen Fruchtfolge kann daher in einem überregionalen Kontext in offenen Agrarlandschaften von einem Rückgang der Feldlerche von ca. 15-30 % gerechnet werden.

## 6 Schlussfolgerungen

Die Transformation des Energiesystems von einem auf konventionellen Energieträgern beruhenden zu einem auf erneuerbaren Energiequellen beruhenden System hat in den vergangenen Jahren einen großen weltweiten Entwicklungsschub in Gang gesetzt. In Deutschland gibt es zahlreiche Landkreise, Regionen, Kommunen und Gemeinden, die die auf Bundesebene beschlossene Energiewende mit eigenen politischen Beschlüssen, Strategien und Maßnahmen umsetzen.

Die Nutzung von Biomasse als Energieträger hat dabei eine vielschichtige öffentliche und wissenschaftliche Diskussion nach sich gezogen, aufgrund von Landnutzungsänderungen und deren sekundären Effekten, die von der lokalen bis zur globalen Ebene beobachtbar sind.

In Deutschland sind im Rahmen der Energiewende auf regionaler Ebene dezentrale Strukturen der Energiegewinnung entstanden, die vielfach in der Hand privater Personen, kleiner Genossenschaften und Erzeugergemeinschaften sind. Der Anbau von Biomasse wird vielfach kritisch bewertet aufgrund der befürchteten ökologischen Auswirkungen, der Veränderungen des Landschaftsbilds und der Sorge, dass der Anbau von Energieträgern zu einer Flächenverknappung und damit steigenden Lebensmittelpreisen führt, von denen vor allem Menschen in Entwicklungsländern negativ betroffen sein werden.

Dass der Anbau von Biomasse das Landnutzungsmanagement vor große Herausforderungen stellt, kann weltweit beobachtet werden. Die anfängliche Hoffnung, dass mit dem Anbau von Biomasse auch eine Extensivierung in intensivierten Agrarlandschaften stattfinden könnte (z. B. durch den Einsatz von Blümmischungen) hat sich bislang nicht erfüllt. Es ist eher der Trend beobachtbar, dass eine weitere Intensivierung der Landnutzung stattfindet.

Vor diesem Hintergrund untersuchte die vorliegende Arbeit die Frage, ob in einer Region, die das Ziel verfolgt, die eigene Energieversorgung auf erneuerbare Energien umzustellen, ökologische Effekte durch eine Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen erwartet werden können. Dabei stützte sich die Untersuchung auf den Ansatz, Auswirkungen auf die Biodiversität mittels eines Habitatmodells einer typischen Indikatorart der Agrarlandschaft zu untersuchen. Innovativ ist der vorgestellte Ansatz insofern, als dass das Habitatmodell anhand eines stratifizierten, empirischen Plotdesigns mit Fokus auf die Untersuchungsregion entwickelt und ausführlich beurteilt wurde, um dann als Grundlage für eine räumlich explizite Vorhersage von Feldlerchenrevieren auf Grundlage einer fernerkundungsgestützten Landnutzungskartierung zu dienen. Dadurch werden die Stärken der empirischen, statistischen Habitatmodellierung, die auch für eher problematisch verteilte ökologische Daten zahlreiche robuste Methoden bereithält, mit der Beurteilung großräumiger Veränderungen (was ein generisches Fernerkundungsthema ist) verbunden. Die Arbeit lässt daher nicht nur eine

quantitative Abschätzung der Revierv Veränderungen zu, sondern sie ermöglicht zusätzlich eine räumliche Verortung bis zu einer Auflösung von 1 km<sup>2</sup>.

Die Möglichkeit der quantifizierten, räumlichen Verortung kann auch als Potential gesehen werden, Schutzmaßnahmen in Schwäbisch Hall auf besonders problematische Gebiete zu konzentrieren und nicht nach dem Gießkannenprinzip vorzugehen.

Die Abschätzung der Revierv Veränderungen bei einer Ausweitung des Anbaus von Bioenergiepflanzen hat gezeigt, dass zukünftig mit einer weiteren Verschlechterung der Situation von Brutvögeln der offenen Agrarlandschaft gerechnet werden kann. Die Veränderungen gegenüber dem IST-Zustand liegen dabei bei ca. 20 %. Es ist allerdings davon auszugehen, dass auch der IST-Zustand bereits einen „degradierten“ Zustand in Bezug auf die Revierausstattung der offenen Agrarlandschaft darstellt, wenn man die Ergebnisse des Indikatorenberichts zum Biodiversitätsmonitoring (BMU 2010) und die Monitoringergebnisse des *European Bird Census Council* beachtet.

Durch die gute Forschungslage zu Brutvögeln der Agrarlandschaft, insbesondere der Feldlerche, konnten die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit in den Kontext anderer Arbeiten eingebettet werden. Dadurch war auch eine Einschätzung der Verlässlichkeit der Vorhersagen hinsichtlich der Modellwahl, aber auch der Landnutzungsszenarien möglich, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Ergebnisse relativ robust sind.

Die Bedeutung von Brachflächen konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht herausgearbeitet werden, da die Ausgangsdaten die „typische“ Agrarlandschaft im korrespondierenden Stratum abbilden, die seit der Rücknahme der Flächenstilllegungsprämie in 2009 insgesamt eher arm an Brachflächen ist. Mit Blick auf die in der Diskussion vorgestellten Studien sollten Brachflächen jedoch Teil jedes nachhaltig orientierten Landnutzungsmanagements sein.

Eine mögliche Veränderung von Flächengrößen im Zuge eines ausgeweiteten Anbaus von Bioenergiepflanzen wird eher als unwahrscheinlich angesehen, da der Landkreis Schwäbisch Hall im Vergleich zum Landesdurchschnitt in Baden-Württemberg bereits verhältnismäßig große Flächen hat und zahlreiche Gemeinden bereits Teil eines Flurneuordnungsverfahrens waren.

Um die Ergebnisse der Arbeit auch künftig für die Abschätzung von Feldlerchenrevieren in Schwäbisch Hall nutzen zu können, sind aktualisierte Landnutzungsdaten notwendig, die mittels Fernerkundungstechnologien gewonnen werden können. Eine mögliche Quelle dieser Daten mit einem guten Kosten-Nutzen-Verhältnis sind RapidEye-Daten, die eine ausreichende Auflösung besitzen (6,5 m/Pixel) und durch die möglichen Wiederholungsraten auch in der Lage sind, große Gebiete abzudecken.

Zukünftig könnten auch die Daten von Planet Labs eine größere Rolle im Landschaftsmonitoring spielen, da das Unternehmen bis Mitte 2016 von 150 neuen Satelliten im All ausgeht, die Erdbeobachtungsdaten liefern. Die Folgen für die Bereitstellung von Bilddaten dieser Größenordnung für den Fernerkundungsmarkt sind bislang noch nicht absehbar, es ist jedoch ein großes Potential hinsichtlich der Datenverfügbarkeit und Aktualität erkennbar.

## Literatur

- AL-RIFFAI, P., DIMARANAN B. & LABORDE, D. (2010): Global trade and environmental impact study of the EU biofuels mandate. Washington: International Food Policy Research Institute.
- ALBERTZ, J. (2001): Einführung in die Fernerkundung. Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. 2. Auflage. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- ALBERTZ, J. (2009): Einführung in die Fernerkundung. Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. 4. Auflage. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- AMMERMAN, K. & MENGEL, A. (2011): Energetischer Biomasseanbau im Kontext von Naturschutz, Biodiversität, Kulturlandschaftsentwicklung. In: Informationen zur Raumentwicklung, 5/6/2011. 323–337.
- ARONOFF S. & PETRIE, G. (2005): Frame-capture sensors: Photographic cameras, digital cameras and videography. In: ARONOFF, S. (Hrsg.): Remote Sensing for GIS Managers. Redlands: Esri Press. 111–146.
- AVERY, M. I. & HAINES-YOUNG, R. H. (1990): Population estimates for the dunlin *Calidris alpina* derived from remotely sensed satellite imagery of the Flow Country of northern Scotland. In: Nature 344. 860–862.
- BAATZ, M. & SCHÄPE, A. (2000): Multiresolution segmentation – an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. & GRIESEBNER, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg. Heidelberg: Wichmann Verlag. 12–23.
- BAATZ, M., HOFFMAN, C. & WILLHAUCK, G. (2008): Progressing from object-based to object-oriented image analysis. In: BLASCHKE, T., LANG, S. & HAY, G.J. (Hrsg.): Object-based image analysis. Spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications. Berlin: Springer. 29–42.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K. F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- BAUER, T. (2008): Landschaftsstrukturmaße als Parameter der Brutvogelbesiedlung in Baden-Württemberg. Magisterarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.
- BAILEY, S. A., HORNER-DEVINE, M. C., LUCK, G., MOORE, L. A., CARNEY, K. M., ANDERSON, S., BETRUS, C. & FLEISHMAN, E. (2004): Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. In: Ecology 85(2). 207–217.
- BERKES, F., COLDING, J., & FOLKE, C. (2003): Introduction. In: F. BERKES, J. COLDING, & C. FOLKE (Hrsg.): Navigating social-ecological systems. Cambridge: Cambridge University Press. 1–29.
- BLASCHKE, T., LANG, S., LORUP, E., STROBL, J., & ZEIL, P. (2000): Object-Oriented Image Processing in an Integrated GIS/Remote Sensing Environment and Perspectives for Environmental

- Applications. Presented at the 14. Internationales Symposium "Informatik für den Umweltschutz" der Gesellschaft für Informatik, Bonn. 555–570.
- BLASCHKE, T. (2004): Habitatmodellierung im Naturschutz. Unterschiedlich komplexe Modelle und deren Zusammenführung. In: DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004. 135–140.
- BLASCHKE, T., HAY, G.H., KELLY, M., LANG, S., HOFMANN, P., ADDINK, E., QUEIROZ FEITOSA, R., Van der MEER, F., Van der WERFF, H., Van COILLIE, F. & TIEDE, D. (2014): Geographic Object-Based Image Analysis - Towards a new paradigm. In: ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 87(0). 180–191. doi:10.1016/j.isprsjprs.2013.09.014.
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT] (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. [http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere\\_biolog\\_vielfalt\\_strategie\\_bf.pdf](http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_biolog_vielfalt_strategie_bf.pdf) (12.4.2013).
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT] (2010). Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Indikatorenbericht-2010\\_NBS\\_Web.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Indikatorenbericht-2010_NBS_Web.pdf) (5.3.2011).
- BOATMAN, N. D., PIETRAVALLE, S., PARRY, H. R., CROCKER, J., IRVING, P. V., TURLEY, D. B., MILLS, J. & DWYER, J. C. (2010): Agricultural land use and Skylark *Alauda arvensis*: A case study linking a habitat association model to spatially explicit change scenarios. In: The International Journal of Avian Science 152. 63–76.
- BOCK, M. (2003): Remote sensing and GIS-based techniques for the classification and monitoring of biotopes. In: Journal for Nature Conservation 11. 145–155.
- BOCK, M., ROSSNER, G., WISSEN, M., REMM, K., LANGANKE, T., LANG, S., KLUG, H. (2005): Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. In: Ecological Indicators, 5(4). 322–338.
- BOCK, M., XOFIS, P., MITCHLEY, J., ROSSNER, G., WISSEN, M. (2005): Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales – Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. In: Journal for Nature Conservation 13. 75–89.
- BORCHERDT, C. (1993): Das Land Baden-Württemberg – ein Überblick. In: Borchardt, C. (Hrsg.): Geographische Landeskunde von Baden-Württemberg. Stuttgart: Verlag W. Kohlhammer GmbH. 21–84.
- BRUST, V., LOHR, M., RIEKSCHNITZ, K., VERMEULEN, W., HILDENBERG, V. & MAAS, K. (2011): Landschafts- und Biodiversität beim Biomasseanbau. Begleitforschung im Rahmen des Projektes „Bioenergieregion Kulturland Kreis Höxter“. Abschlussbericht. [http://www.hs-owl.de/fb9/fileadmin/download/Abschlussbericht\\_HS-OWL\\_Diversitaet-Biomasse.pdf](http://www.hs-owl.de/fb9/fileadmin/download/Abschlussbericht_HS-OWL_Diversitaet-Biomasse.pdf) (12.12.2012).
- CAMPBELL, J. B. (2005): Visual interpretation of aerial images. In: ARONOFF, S. (Hrsg.): Remote Sensing for GIS Managers. Redlands: Esri Press. 259–286.



- CASTILLEJO-GONZÁLEZ, I. L., LÓPEZ-GRANADOS, F., GARCÍA-FERRER, A., PENA-BARRAGÁN, J.M., JURADO-EXPÓSITO, M., DE LA ORDEN SÁNCHEZ, M. & GONZÁLEZ-AUDICANA, M. (2009): Object- and pixel-based analysis for mapping crops and their agro-environmental associated measures using QuickBird imagery. In: *Computers and Electronics in Agriculture* 68. 207–215.
- CHAMBERLAIN, D. E. & GREGORY, A. D. (1999a): Coarse and fine scale habitat association of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. In: *Bird Study* 46. 34–47.
- CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, A. M., BROWNE, S. J., & VICKERY, J. A. (1999b). Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. In: *Journal of Applied Ecology* 36. 856–870.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C. & SHRUPP, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. In: *Journal of Applied Ecology* 37. 771–788.
- COLLINGHAM, Y. C., WADSWORTH, R. A., HUNTLEY, B., & HULME, P. E. (2000): Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: Issues of spatial scale and extent. In: *Journal of Applied Ecology* 37. 13–27.
- CONRAD, C., FRITSCH, S., ZEIDLER, J., RÜCKER, G. & DECH, S. (2010): Per-field irrigated crop classification in arid Central Asia using SPOT and ASTER data. In: *Remote Sensing* 2. 1035–1056.
- CRAWLEY, M. J. (2002): *Statistical Computing. An Introduction to Data Analysis Using S-PLUS*. Wiley: Chichester.
- DAVENPORT, I. J., BRADBURY, R. B., ANDERSON, G. Q. A., HAYMAN, G. R. F., KREBS, J. R., MASON, D. C., WILSON, J. D. & VECK, N. J. (2000): Improving bird population models using airborne remote sensing. In: *International Journal of Remote Sensing* 21(13, 14). 2705–2717.
- DEAN, A. M. & SMITH, G. M. (2003): An evaluation of per-parcel land cover mapping using maximum likelihood class probabilities. In: *International Journal of Remote Sensing* 24(14). 2905–2920.
- DEFINIENS (2006): *Definiens Professional 5. User Guide*. München.
- DEFINIENS (2007): *Definiens Developer 7. User Guide*. München.
- DE WIT, A. J. W. & CLEVERS, J. G. P. W. (2004): Efficiency and accuracy of per-field classification for operational crop mapping. In: *International Journal of Remote Sensing* 25(20). 4091–4112.
- DIEBOLD, M. (2009): *Landschaftsstruktur und Artenreichtum von Brutvögeln im Kulturland. Profitieren Brutvögel von ökologischen Fördermaßnahmen in der Landwirtschaft? Masterarbeit an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Zürich*.
- DLG [DEUTSCHE-LANDWIRTSCHAFTS-GESELLSCHAFT] (2006): *Schätzung der Futteraufnahme bei der Milchkuh*. DLG-Information 1.
- DOG [DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT] & DDA [DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN] (2011). *Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft*. <http://www.do-g.de/fileadmin/do->

g\_dokumente/Positionspapier\_Agrarv %C3%B6gel\_DO-G\_DDA\_2011-10-03.pdf  
(12.2.2012).

- DONALD, P. F. & VICKERY, J. A. (2000): The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. In: AEBISCHER, N. J., EVANS, A. D., GRICE, P. V. & VICKERY, J. A. (Hrsg.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Tring: British Ornithologists Union. 140–150.
- DONALD, P. F., EVANS, A. D., BUCKINGHAM, D. L., MUIRHEAD, L. B. & WILSON, J. D. (2001): Factors affecting the territory distribution of Skylark *Alauda arvensis* breeding on lowland farm. In: Bird Study 48. 271–278.
- DORMANN, F., LAUSCH, A. & KÜSTER, S. (2004): Zeitliche Konstanz der Habitatpräferenz in einer sich wandelnden Landschaft – Landschaftsstruktureffekte. In: DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004. 87–90.
- DORMANN, F. & KÜHN, I. (2012): Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. 2., durchgesehene, aktualisierte, überarbeitete und erweiterte Auflage, Leipzig.  
[https://www.ufz.de/export/data/1/22396\\_deutschstatswork\\_23022011.pdf](https://www.ufz.de/export/data/1/22396_deutschstatswork_23022011.pdf) (12.1.2013).
- DORMANN, F. (2013): Parametrische Statistik. Verteilungen, maximum likelihood und GLM in R. Berlin, Heidelberg: Springer.
- DWA [DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.] (2010): Erzeugung von Biomasse für die Biogasgewinnung unter Berücksichtigung des Boden- und Gewässerschutzes. Merkblatt DWA-M 907.
- DZIALAK, M. R., OLSON, C. V., HARJU, S. M. & WINSTEAD, J. B. (2013): Spatial generality of predicted occurrence models of nesting habitat for the greater sage-grouse. In: Ecosphere 4(3). 41. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00325.1>
- DZIEWIATY, K., BERNARDY, P., MAIERHOF, J., JANSEN, S. & WELLMANN, L. (2007): Auswirkungen zunehmender Biomassenutzung (EEG) auf die Artenvielfalt – Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den Schutz der Vögel der Agrarlandschaft – Endbericht.  
[http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht\\_biomasse\\_vogelschutz.pdf](http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/endbericht_biomasse_vogelschutz.pdf) (18.4.2012).
- EATON, M. & BRADBURY, R. (2013): Using habitat association models to predict impacts of agricultural landscape changes on farmland bird populations. Appendices to CSG15.
- ECK, H. (2008): Hohenlohe – Bevölkerungsgeographie und Wirtschaftsentwicklung in einer Peripherieregion. In: GEBHARDT, H. (Hrsg.): Geographie Baden-Württembergs. Raum, Entwicklung, Regionen. Stuttgart: Verlag W. Kohlhammer GmbH. 284–304.
- EDWARDS, R., MULLIGAN, D., MARELLI, L. (2010): Indirect Land Use Change from increased biofuels demand. Comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EEA [EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY] (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Technical Report No. 25.

- EEA [EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY] (2006): How much bioenergy can Europe produce without harming the environment. EEA Report No 7.
- ENGEL, J., HUTH, A. & FRANK, K. (2012): Bioenergy production and Skylark (*Alauda arvensis*) population abundance – a modeling approach for the analysis of land-use change impacts and conservation options. In: GSB Bioenergy 4. 713–727.
- FARAWAY, J. J. (2005): Linear models with R. New York: Chapman & Hall/CRC.
- FARAWAY, J. J. (2006): Extending the linear model with R. Generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. New York: Chapman & Hall/CRC.
- FIELDING, A. H. & HAWORTH, P. F. (1995): Testing the generality of bird-habitat models. Conservation Biology 9(6). 1466–1481.
- FLADE, M., GRÜNEBERG, C., SUDFELDT, C. & WAHL, J. (2008): Birds and Biodiversity in Germany 2010 Target. DDA, NABU, DRV, DO-G, Münster.
- FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L. & HOLLING, C. (2004): Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35. 557–581.
- FOLKE, C., HAHN, T., OLSSON, P. & NORBERG, J. (2005): Adaptive governance of social-ecological systems. In: Annual Review of Environment and Resources 30. 441–473.
- FOLKE, C. (2006): Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems and analyses. In: Global Environmental Change 16. 253–267.
- FOODY, G.M. (2002): Status of land cover classification accuracy assessment. In: Remote Sensing of Environment 80. 185–201.
- FÖRSTER, S., KADEN, K., FÖRSTER, M. & ITZEROTT, S. (2012): Crop type mapping using spectral-temporal profiles and phenological information. In: Computers and Electronics in Agriculture 89. 30–40. doi: 10.1016/j.compag.2012.07.015
- FRICK, A. (2006): Beiträge höchstauflösender Satellitenfernerkundung zum FFH-Monitoring – Entwicklung eines wissensbasierten Klassifikationsverfahrens und Anwendung in Brandenburg. Dissertation an der Technischen Universität Berlin.
- GEVERS, J., HOYE, T. T., TOPPING, C. J., GLEMNITZ, M. & SCHRÖDER, B. (2011): Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. In: GCB Bioenergy 3. 472–482.
- GIBBONS, J. W. & MCGLOTHLIN, K. L. (2003): A changing balance. An ecological perspective on the loss of biodiversity. In: SPRAY, S. L. & MCGLOTHLIN, K. L. (Hrsg.): Loss of biodiversity. Oxford: Rowman & Littlefield Publishers. 29–54.
- GIZ [GESELLSCHAFT FÜR INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT] (2011): Themendienst Biodiversität / Biodiversity. Eschborn. [http://www3.giz.de/imperia/md/content/a-internet2008/dokumentation\\_undbibliothek/themendienst\\_biodiversit\\_\\_t.pdf](http://www3.giz.de/imperia/md/content/a-internet2008/dokumentation_undbibliothek/themendienst_biodiversit__t.pdf) (12.4.2012).

- GOTTSCHALK, T. K., AUE, B., HOTES, S. & EKSCHMITT, K. (2011): Influence of grain size on species-habitat models. In: *Ecological Modelling* 222. 3403–3412.
- GRAF, R. F., BOLLMANN, K., SACHOT, S., SUTER, W. & BUGMAN, H. (2006): On the generality of habitat distribution models: A case study of capercaillie in three Swiss regions. In: *Ecography* 29. 319–328.
- GUNDERSON, L. H. (2000): Ecological resilience – in theory and application. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 31. 425–439.
- GUNDERSON, L. H. & HOLLING, C.S. (Hrsg.) (2002): *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington D.C.: Island Press.
- HANUS, H. (2000): Gute fachliche Praxis aus pflanzenbaulicher Sicht. In: *Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel* 90. 95–104.
- HARALICK, R. M. & SHAPIRO, L. G. (1985): Image segmentation techniques. In: *Computer Vision, Graphics and Image Processing* 29. 100–132.
- HARTMANN, A. (2008): *Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg* 7.
- HAY, G. J. & CASTILLA, G. (2008): Geographic object-based image analysis (GEOBIA). A new name for a new discipline. In: BLASCHKE, T., LANG, S. & HAY, G. J. (Hrsg.): *Object-based image analysis. Spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications*. Berlin: Springer. 75–89.
- HAY, G. J. & BLASCHKE, T. (2010): Forward: Special issue on geographic object-based image analysis (GEOBIA). In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 76(2). 121–122.
- HILDEBRANDT, G. (1996): *Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie*. Heidelberg: Herbert Wichmann Verlag.
- HOLLING, C. (1973): Resilience and stability of ecological systems. In: *Review of Ecology and Systematics* 4. 1–23.
- HOLLING, C. (1986): The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: CLARK, W. & MUNN, R. (Hrsg.): *Sustainable development of the biosphere*. London: Cambridge University Press. 292–317.
- HÖLZINGER, J. (1999): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1: Singvögel 1*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- HÖTKER, H. (2004): *Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz*. Bonn: Naturschutzbund Deutschland (NABU).
- HURLBERT, H. & HASKELL, J. P. (2003): The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. In: *The American Naturalist* 161. 83–97.
- INFORMATIONEN DES REGIERUNGSPRÄSIDIUMS STUTTGART (2005): *Flurneuordnung und Landentwicklung. Lernen und Nachschlagen. Verwaltung für Flurneuordnung und*

Landentwicklung Baden-Württemberg. Stuttgart: Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg.

- INSITUT FÜR STATISTIK AN DER LUDWIG-MAXIMILIANS-UNIVERSITÄT MÜNCHEN (2009): Residualanalyse im GLM. Diskussion der Vorgehensweise und Ziele. Seminar: Modellwahl und Modelldiagnostik. Sommersemester 2009.  
[http://www.statistik.lmu.de/institut/lehrstuhl/semwiso/seminare/modellwahl\\_modelldiagnose\\_SoSe09/downloads/KOPF-Handout.pdf](http://www.statistik.lmu.de/institut/lehrstuhl/semwiso/seminare/modellwahl_modelldiagnose_SoSe09/downloads/KOPF-Handout.pdf) (25.4.2011).
- IVITS, E. A., BUCHANAN, G. B., OLSVIG-WHITTAKER, L. C. & CHERLET, M. A. (2011): European farmland bird distribution explained by remotely sensed phenological indices. In: Environmental Modeling and Assessment 16(4). 385–399.
- JACOBS, H. (1998): Analyse von Satelliten- und Flugzeugscannerdaten. In: BÄHR, H. P. & VÖGTLE, T. (Hrsg.): Digitale Bildverarbeitung. Anwendung in Photogrammetrie, Kartographie und Fernerkundung. Heidelberg: H. Wichmann Verlag. 170–185.
- JANßEN, A., Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2011): Biodiversität in Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen im Vergleich zu anderen energetischen Biomassepfaden. Kurzstellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- JÄNICKE, M. (2002): The political system's capacity for environmental policy: The framework for comparison. In: WEIDNER, H. & JÄNICKE, M. (Hrsg.): Capacity building in national environmental policy: A comparative study of 17 countries. Berlin: Springer-Verlag. 1–18.
- JENNY, M. (1990): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche (*Alauda arvensis*) in einer genutzten Agrarlandschaft. In: Journal of Ornithology 131. 241–265.
- JENTSCH, A. (2002): Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen. Diplomarbeit an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Dresden.
- JEROMIN, K. (2002): Zur Ernährungsbiologie der Feldlerche (*Alauda arvensis* L. 1758) in der Reproduktionsphase. Dissertation an der Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- JOEST, R. (2008): Der Jahresbericht über die Umsetzung der „Vereinbarung zum Schutz der Wiesenweihe und anderer Offenlandarten in der Hellwegbörde“ im Jahr 2007. Bad Sassendorf Lohne.
- KALTSCHMITT, M. & MARHEINEKE, T. (1997): Einführung und Aufbau. In: KALTSCHMITT, M. & WIESE, A. (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte. Berlin: Springer-Verlag. 1–42.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.
- KAUTER, D., LEWANDOWSKI, I. & CLAUPEIN, W. (2001): Pappeln in Kurzumtriebswirtschaft: Eigenschaften und Qualitätsmanagement bei der Festbrennstoffbereitstellung – ein Überblick. In: Pflanzenbauwissenschaften 5(2). 64–74.

- KERAMITSOGLOU, I., KONTOES, C., SIFAKIS, N., MITCHLEY, J. & XOFIS, P. (2005): Kernel based re-classification of earth observation data for fine scale habitat mapping. In: *Journal for Nature Conservation* 13. 91–99.
- KIM, H. O. (2007): Beitrag sehr hochauflösender Satellitenfernerkundungsdaten zur Aktualisierung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung in Stadtgebieten – Dargestellt am Beispiel von Seoul. Dissertation an der Technischen Universität Berlin.
- KLUG, H., LANG, S. & LANGANKE, T. (2003): IDEFIX – Integration einer Indikatorendatenbank für landscape metrics in ArcGIS 8.x. *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XV*, Beiträge zum AGIT-Symposium. 224–233.
- KÖNIG, H. & SANTORA, G. (2011): Die Feldlerche – Ein Allerweltsvogel auf dem Rückzug. In: *Natur in NRW* 1/2011. 24–28.
- KÖPPEL, J., PETERS, W. & SCHULTZE C. (2004): Naturschutzaspekte beim Anbau von Biomasse. In: *Ökologisches Wirtschaften*, 5/2004. 18–20.
- KRAUS, K. (2004): Photogrammetrie. Band 1. Geometrische Informationen aus Photographien und Laserscanneraufnahmen. Berlin: Walter de Gruyter.
- KRUG, A. (2011): Lebensräume der Brutvögel in einer Agrarlandschaft mit und ohne Maisanbau. In: REICH, M. & RÜTER, S. (Hrsg.): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft. Göttingen: Cuvillier Verlag. 59–74.
- KÜSTER, S. (2003): Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig. Diplomarbeit an der Universität Leipzig.
- LAILOLO, P. (2005): Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. In: *Conservation Biology* 19(5). 1547–1556.
- LANG, S. & TIEDE, D. (2003): vLate Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003. Innsbruck.
- LANG, S. & BLASCHKE T. (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- LANG, S. (2008): Object-based image analysis for remote sensing applications: Modeling reality – dealing with complexity. In: BLASCHKE, T., LANG, S. & HAY, G. J. (Hrsg.): Object-based image analysis. Spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications. Berlin: Springer. 3–28.
- LEE, P. F., DING, T. S., HSU, F. H. & GENG, S. (2004): Breeding bird species richness in Taiwan: Distribution on gradients of elevation, primary productivity and urbanization. In: *Journal of Biogeography* 31(2). 307–314.
- LEICA GEOSYSTEMS (2008): Leica Photogrammetry Suite Automatic Terrain Extraction User's Guide.
- LENTNER, R. & LANDMANN, A. (1994): Vogelwelt und Struktur der Landschaft: räumliche und saisonale Muster. Innsbruck: Universitätsverlag Wagner.

- LEOPOLDINA (2012): Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina. [http://www.leopoldina.org/uploads/tx\\_leopublication/201207\\_Empfehlungen\\_Bioenergie\\_02.pdf](http://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/201207_Empfehlungen_Bioenergie_02.pdf) (6.8.2012).
- LESER, C. (2003): Entwicklung operationell einsatzfähiger Methoden zur Biototypen-Kartierung anhand hochauflösender HRSC-Daten. Dissertation an der Technischen Universität Berlin.
- LEUKERT, K. (2005): Übertragbarkeit der objektbasierten Analyse bei der Gewinnung von GIS-Daten aus Satellitenbildern mittlerer Auflösung. Dissertation an der Universität der Bundeswehr München.
- LEYEQUIEN, E., VERRELST, J., SLOT, M., SCHEAPMAN-STRUP, G., HEITKÖNIG, I. & SKIDMORE, A. (2007): Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. In: International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 9. 1–20.
- LfL [BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT] (2009): Futterberechnung für Schweine. 17. Auflage. LfL-Information.
- LfL [BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT] (2011): Gruber Tabelle zur Fütterung der Milchkühe, Zuchtrinder, Schafe, Ziegen. 33. Auflage. LfL-Information.
- LIESE, A. (2009): Die Nahrungsmittelkrise: Chance oder Krise der Welternährungsorganisation. In: Vereinte Nationen. Zeitschrift für die Vereinten Nationen und ihre Sonderorganisationen 2/2009. 51-58.
- LILLESAND, T. M. & KIEFER, R. W. (1987): Remote sensing and image interpretation. New York: John Wiley & Sons.
- LINDEN, A. & MÄNTYNIEMI (2011): Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. Ecology 92(7). 1414-1421.
- LINDERMAYER, H., PROPSTMEIER, G. & PREIBINGER, W. (2009): Grundsätze der Schweinefütterung. Unterrichts- und Beratungshilfe. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. [http://www.lfl.bayern.de/ite/schwein/39122/linkurl\\_0\\_0\\_0\\_0.pdf](http://www.lfl.bayern.de/ite/schwein/39122/linkurl_0_0_0_0.pdf) (30.8.2010).
- LOVEJOY, T. E. (1980): Conservation Biology: An evolutionary ecological perspective, v-ix. Sunderland: Sinauer Associates.
- LUTZE, G., VOB, M., WUNTKE, B., KIESEL, J. & WIELAND, R. (2007): Operationalisierung eines Indikators mit dem Hauptelement der Entwicklung von Vogelbeständen für die regionalisierte und gegliederte Abbildung der Artenvielfalt in Agrarlandschaften und als Beitrag zur Abbildung der Umweltqualität mit naturräumlichem Bezug (Vogelindikator – BMELV). Abschlussbericht. Müncheberg.
- MANEL, S., WILLIAMS, H. C., & ORMEROD, S. J. (2001): Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. In: Journal of Applied Ecology 38(5). 921–931.
- MASON, D. C., ANDERSON, G. Q. A., BRADBURY, R. B., COBBY, D. M., DAVENPORT, I. J., VANDEPOLL, M. & WILSON, J.D. (2003): Measurement of habitat predictor variables for organism-habitat models using remote sensing and image segmentation. In: International Journal of Remote Sensing 24(12). 2515–2532.

- MCARTHUR, R., & WILSON, E. (1967): The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University Press.
- McFARLAND, T. M., VAN RIPER III, C. & JOHNSON, G. E. (2012): Evaluation of NDVI to assess avian abundance and richness along the upper San Pedro River. In: Journal of Arid Environments 77. 45–53.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1953-1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bad Godesberg.
- NABU [NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND] (2008). Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP – unter besonderer Berücksichtigung der Artengruppe Vögel. Tagungsbericht Vilmer Expertentagung vom 29.09.-01.10.2008. [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2008-FFH-VP\\_Gesamt.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2008-FFH-VP_Gesamt.pdf) (4.1.2012).
- NEUBERT, M. & MEINEL, G. (2002): Segmentbasierte Auswertung von IKONOS-Daten – Anwendung der Bildanalyse-Software eCognition auf unterschiedliche Testgebiete. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Fernerkundung und GIS: Neue Sensoren – Innovative Methoden. Heidelberg: H. Wichmann Verlag. 108–117.
- NEUBERT, M. (2005): Bewertung, Verarbeitung und segmentbasierte Auswertung sehr hoch auflösender Satellitendaten vor dem Hintergrund landschaftsplanerischer und landschafts-ökologischer Anwendungen. Dissertation an der Technischen Universität Dresden.
- NEUMANN, H. & KOOP, B. (2004): Einfluss der Ackerbewirtschaftung auf die Feldlerche (*Alauda arvensis*) im ökologischen Landbau. Untersuchungen in zwei Gebieten in Schleswig-Holstein. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 36(5). 145–154.
- NIEMUTH, N. D., ESTEY, M. E. & LOESCH, C. R. (2005): Developing spatially explicit habitat models for grassland bird conservation planning in the Prairie Pothole Region of North Dakota. In: RALPH, C. J. & RICH, T. D. (Hrsg.): Forest Service GTR-PSW-191, Albany, CA. 469–477.
- NML / NMU [Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz] (2010): Biogasnutzung in Niedersachsen. Stand und Perspektiven. <http://www.erneuerbare-energien-niedersachsen.de/download/2010-stand-und-perspektive-der-biogasnutzung-i.pdf> (14.4.2011).
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. In: Conservation Biology 4. 355–364. doi: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- ORMECI, C., ALGANCI, U. & SERTEL, E. (2010): Identification of crop areas using Spot 5 data. FIG Congress 2010. Sydney.
- PEÑA-BARRAGÁN, J. M., NGUGI, M. K., PLANT, R. E. & SIX, J. (2011): Object-based crop identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. In: Remote Sensing of Environment 115. 1301–1316.
- PERRINGS, C. (1995): Biodiversity conservation as insurance. In: SWANSON, T. M. (Hrsg.): The economics and ecology of biodiversity decline: The forces driving global change. Cambridge: Cambridge University Press. 69–77.



- PIHA, M., PAKKALA, T. & TIAINEN, J. (2003): Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* in southern Finland. In: *Ornis Fennica* 80. 97–110.
- PIWOWAR, J. M. (2005): Digital image analysis. In: ARONOFF, S. (Hrsg.): *Remote Sensing for GIS Managers*. Redlands: Esri Press. 287–336.
- PU, R., LANDRY, S. & YU, Q. (2011): Object-based urban detailed land cover classification with high spatial resolution IKONOS imagery. In: *International Journal of Remote Sensing* 32(12). 3285–3308.
- QUINN, G. P. & KEOUGH, M. J. (2002): *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.
- RADOUX, J. & DEFOURNY, P. (2008): Quality assessment of segmentation results devoted to object-based classification. In: BLASCHKE, T., LANG, S. & HAY, G. J. (Hrsg.): *Object-based image analysis. Spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications*. Berlin: Springer. 257–271.
- RITTERS, K. H., O'NEILL, R., HUNSAKER, C., WICKHAM, J., YANKEE, D., TIMMONS, S., JONES, K. & JACKSON, B. (1995): A factor analysis of landscape patterns and structure metrics. In: *Landscape Ecology* 10(1). 23–39.
- RITTL, T., COOPER, M., HECK, R. J. & BALLESTER, M. V. R. (2013): Object-based method outperforms per-pixel method for land cover classification in a protected area of the Brazilian Atlantic rainforest region. In: *Pedosphere* 23(3). 290–297. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60018-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60018-1)
- ROCCHINI, D., FOODY, G. M., NAGENDRA, H., RICOTTA, C., ANAND, M., KATE, S. H., AMICI, V., KLEINSCHMIT, B., FÖRSTER, M., SCHMIDTLEIN, S., FEILHAUER, H., GHISLA, A., METZ, M. & NETELER, M. (2013): Uncertainty in ecosystem mapping by remote sensing. In: *Computers & Geosciences* 50. 128–135.
- RODRIGUEZ, A., & ANDRÉN, H. (1999): A comparison of Eurasian red squirrel distribution in different fragmented landscapes. In: *Journal of Applied Ecology* 36. 649–662.
- RÖSLER, S. & WEINS, C. (1996): Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaftspolitik und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. In: *Vogelwelt* 117. 169–185.
- RUDNER, M., SCHADEK, U. & DAMKEN, C. (2004): Habitatmodelle und ihre mögliche Integration in die Planungspraxis – ein Diskussionsbeitrag. In: DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004. 167–178.
- RUPPERT-WINKEL, C., HAUBER, J., ARETZ, A., FUNKE, S., KRESS, M., NOZ, S., SALECKI, S., SCHLAGER, P. & STABLO, J. (2013): Die Energiewende gemeinsam vor Ort gestalten. Ein Wegweiser für eine sozial gerechte und naturverträgliche Selbstversorgung aus Erneuerbaren Energien – Schwerpunkt Bioenergie. <http://www.ee-regionen.de/index.php?id=17&L=0> (14.6.2014).

- SCHIEWE, J. (2002): Segmentation of high-resolution remotely sensed data – concepts, applications and problems. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing 34(4). 380–385.
- SCHLAGER, P., NOZ, S., ORTMANN-MÖLLER, R., WEINAND, D. & RUPPERT-WINKEL, C. (2012): Regionale Ansätze zur nachhaltigen Nutzung von Bioenergie. Auf dem Weg zur Selbstversorgung mit Erneuerbaren Energien am Beispiel des Landkreises Lüchow-Dannenberg. In: Solarzeitalter 1/2012. 57–64.
- SCHLAGER, P., KRISMANN, A., WIEDMANN, K., HILTSCHER, H., HOCHSCHILD, V. & SCHMIEDER, K. (2013): Multisensorale, objektbasierte und GIS gestützte Klassifizierung von Grünlandbiotoptypen im Biosphärengebiet Schwäbische Alb. In: Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 3. 163–172.
- SCHLÄPFER, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. In: Ornithologischer Beobachter 85. 305–371.
- SCHMEDTMANN, J. & CAMPAGNOLO, M. L. (2015): Reliable Crop Identification with Satellite Imagery in the Context of Common Agriculture Policy Subsidy Control. In: Remote Sensing 7. 9325–9346. doi.org/10.3390/rs70709325
- SCHMITHÜSEN, F. (2013): Three hundred years of applied sustainability in forestry. In: Unasylva 64(1). 3–11.
- SCHRAMEK, J., GEHRLEIN, U., GEIßENDÖRFER, M., SCHAER, B., WIPPEL, B., KASPERCZYK, N., FRIDOLIN, K., STEINHUBER, M., ROEDEL, T., VÖGTLEIN, J. & BRAUN, S. (2010): Halbzeitbewertung. „Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum Baden-Württemberg 2007–2013 (MEPL II)“. Frankfurt am Main. [http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/countries/de/mte-rep-de-baden-wuerttemberg\\_de.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/countries/de/mte-rep-de-baden-wuerttemberg_de.pdf) (3.12.2014).
- SCHRÖDER, B. (2004): Überblick zum Block Statistische Habitatmodelle – Status quo & aktuelle Entwicklungen. In: DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte 9/2004. 3–5.
- SCHUSTER, C., SCHMIDT, T., CONRAD, C., KLEINSCHMITT, B. & FÖRSTER, M. (2015): Grassland habitat mapping by intra-annual time series analysis – comparison of RapidEye and TerraSAR-X satellite data. In: International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 34. 25–34. doi: 10.1016/j.jag.2014.06.004
- SCHÜMANN, K., ENGEL, J., FRANK, K., HUTH, A., LUICK, R. & WAGNER, F. (Hrsg.) (2010): Naturschutzstandards für den Biomasseanbau: Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens. Naturschutz und biologische Vielfalt 106. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- SEARCHINGER, T. (2013): Understanding the biofuel trade-offs between indirect land use change, hunger and poverty. Brüssel: Friends of the Earth Europe. [https://www.foeeurope.org/sites/default/files/press\\_releases/searchinger\\_paper\\_foee\\_briefing\\_understanding\\_biofuel\\_trade-offs\\_july2013.pdf](https://www.foeeurope.org/sites/default/files/press_releases/searchinger_paper_foee_briefing_understanding_biofuel_trade-offs_july2013.pdf) (2.4.2014).
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2010): Global Biodiversity Outlook 3. <http://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf> (1.5.2013).

- SHEALER, D. A. & ALEXANDER, M. J. (2013): Use of aerial imagery to assess habitat suitability and predict site occupancy for a declining wetland-dependent bird. In: *Wetlands Ecology and Management* 21 (4). 1–8.
- SHIRLEY, S.M., YANG, Z., HUTCHINSON, R. A., ALEXANDER, J. D., MCGARIGAL, K. & BETTS, M.G. (2013): Species distribution modelling for the people: unclassified landsat TM imagery predicts bird occurrence at fine resolutions. In: *Diversity and Distributions* 19. 855–866.
- SIMON, T. (1987): Die Landschaft. Geologie und Landschaftsgeschichte. In: BISER, R. (Hrsg.): *Kreis Schwäbisch Hall*. Stuttgart: Konrad Theiss Verlag. 23–40.
- SOHL, A. M., SCHLAGER, P., SCHMIEDER, K., RAFIQUE, H. M. (2016): Bioenergy Crop Identification at Field Scale Using VHR Airborne CIR Images. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 81 (8). 1-9. doi: 10.14358/PERS.81.8.1
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2011a): Statistische Berichte Baden-Württemberg. Heft C I 1-2j/10 (2). Stuttgart.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2011b): Statistische Berichte Baden-Württemberg. Heft C III 1-2j/10 (3). Stuttgart.
- STUBBE, M. (2005): *Bewahrung und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt im Europäischen Vogelschutzgebiet Hakel unter besonderer Berücksichtigung des Greifvogelbestandes und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung mit ihrer agrarwirtschaftlichen Neuorientierung, Zwischenbericht*. LPV „Grüne Umwelt“ e.V. Schwaneberg.
- SUDMANN, S. R., GRÜNEBERG, C., HEGEMANN, A., HERHAUS, F., MÖLLE, J., NOTTMAYER-LINDEN, K., SCHUBERT, W., VON DEWITZ, W., JÖBGES, M. & WEISS, J. (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 5. Fassung, Dezember 2008. In: *Charadrius* 44. 137–230.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNBERG, C., MISCHKE, A. SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): *Vögel in Deutschland 2007*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GRÜNEBERG, C., MISCHKE, A., SCHWARZ, J. & WAHL, J. (2009): *Vögel in Deutschland 2009*. DDA, BfN, LAG, VSW Münster.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGERNACH, T. & WAHL, J. (2010): *Vögel in Deutschland 2010*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SÜDBECK, P., BAUER, H. G., BOSCHER, M., BOYE, P. & KNIEF W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung. In: *Berichte zum Vogelschutz* 44. 23-81.
- SWATANTRAN, A., DUBAYAH, R., GOETZ, S., HOFTON, M., BETTS, M.G., SUN, M., SIMARD, M. & HOLMES, R. (2012): Mapping Migratory Bird Prevalence Using Remote Sensing Data Fusion. In: *PLoS ONE* 7 (1). doi:10.1371/journal.pone.0028922
- SWETNAM, R. D., WILSON, J. D., WHITTINGHAM, M. J. & GRICE, P. V. (2005): Designing lowland landscapes for farmland birds: scenario testing with GIS. In: *Computers, Environment and Urban Systems* 29. 275–296.

- TAEGER, S. (2008): GIS-gestützte Habitatmodelle für die Pflege- und Entwicklungsplanung in Großschutzgebieten. Methodische Untersuchungen und Praxistest am Beispiel avifaunistischer Habitatmodelle für das Biosphärengebiet „Spreewald“. Dissertation an der Gottfried-Wilhelm-Leibniz Universität Hannover.
- TATTONI, C., RIZZOLLI, F. & PEDRINI, P. (2012): Can LiDAR data improve bird habitat suitability models? In: *Ecological Modelling* 245. 103–110.
- TEHRANY, M.S., PRADHAN, B., JEBU, M.N. (2013): A comparative assessment between object and pixel-based classification approaches for land use/land cover mapping using SPOT 5 imagery. *Geocarto International*. 1–19. doi:10.1080/10106049.2013.768300
- THEUVSEN, L., PLUMEYER, C., EMMAN, C. (ohne Jahresangabe): Endbericht zum Projekt: „Einfluss der Biogasproduktion auf den Landpachtmarkt in Niedersachsen.“ Georg-August-Universität Göttingen. Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung. <http://3-n.info> (12.8.2012).
- THUMM, U. (2011): Biomasse zur energetischen Verwertung vom Grünland. *Landinfo* 5/2011. 38-40.
- TIEDE, D., LANG, S. & HOFFMAN, C. (2006): Supervised and forest type-specific multiscale segmentation for a one-level-representation of single trees. In: LANG, S., BLASCHKE, T. & SCHÖPFER, E. (Hrsg.): *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* Vol. XXXVI-4/C42.
- TIEDE, D., MOELLER, M. S., LANG, S., & HOELBLING, D. (2007): Adapting, splitting and merging cadastral boundaries according to homogenous LULC type derived from SPOT 5 data. In: STILLA, U., MAYER, H., ROTTENSTEINER, F., HEIPKE, C. & HINZ, S. (Hrsg.): *Photogrammetric Image Analysis. ISPRS Technical Commission III Symposium Munich*. 99–104.
- TIEDE, D., LANG, S., ALBRECHT, F. & HÖLBLING, D. (2010): Object-based class modeling for cadastre-constrained delineation of geo-objects. In: *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 76(2). 193–202.
- TILLMAN, J. (2011): Zur ökologischen Bedeutung der Feldfrucht Mais als Lebensraum für das Rebhuhn. In: M. REICH & S. RÜTER (Hrsg.), *Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft*. Umwelt und Raum, Bd. 2. 75–90.
- TRIMBLE (2011a): *eCognition Developer 8.7- Reference Book*. München.
- TRIMBLE (2011b): *eCognition Developer 8.7- User Guide*. München.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2008): Empfehlungen der „Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt“- Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. [www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3472.pdf](http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3472.pdf) (3.4.2012).
- UNDERWOOD, A. J. (1997): *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation using Analysis of Variance*. Cambridge: Cambridge University Press.
- UNITED NATIONS (1987): *Our Common Future – Brundtland Report*. Oxford: University Press.
- VOLLRATH, B. & KUHN, W. (2010): Neu: Wildpflanzen geben Biogas. In: *Biogas Journal*. Sonderheft: Energiepflanzen. Die Auswahl wird größer. 30-33.

- WAHL, J., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH & C. SUDFELDT (2011): Vögel in Deutschland 2011. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WAKEHAM-DAWSON, A., SZOSZKIEWICZ, K., STERN, K., & AEBISCHER, N. J. (1998): Breeding skylarks *Alauda arvensis* on environmentally sensitive area arable reversion grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. *Journal of Applied Ecology* 35. 635–648.
- WALKER, B., HOLLING, C., CARPENTER, S. R., & KINZIG, A. (2004a): Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2). [www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/](http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/)
- WALKER, B., & MEYERS, J. A. (2004b): Thresholds in ecological and social-ecological systems: a developing database. *Ecology and Society*, 9(2). <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art3>
- WALZ, U. (1999): Die Landschaftsstruktur als Indikator. Auswertung mittels GIS und Fernerkundung. In FLAKE, M., SEPPELT, R. & SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): *Umweltsystemanalyse. Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen. Landschaftsökologie und Umweltforschung* 33. 83–86.
- WEIß, J., PROBST, W., STRACK, K., & GRANZ, S. (2005): *Tierproduktion*. Stuttgart: Parey Verlag.
- WHITE, G.C. & BENNETTS, R.E. (1996): Analysis of frequency count data using the negative binomial distribution. In *Ecology* 77(8). 2549–2557.
- WHITTAKER, R.H. (1972): Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21. 213–251.
- WHITTINGHAM, M.H., WILSON, J.D. & DONALD, P.F. (2003): Do habitat association models have any generality? Predicting skylark *Alauda arvensis* abundance in different regions of southern England. *Ecography* 26. 521–531.
- WHITTINGHAM, M.H., KREBS, J.R., SWETNAM, R.D., VICKERY, J.A., WILSON, J.D. & FRICKLETON, R.P. (2007). Should conservation strategies consider spatial generality? Farmland birds show regional not national patterns of habitat association. In: *Ecology Letters* 10(1). 25–35.
- WIEHE, J., RUSCHKOWSKI, E., RODE, M., KANNING, H. & VON HAAREN, C. (2009): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft. Am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41(4). 107–113.
- WILSON, J. D., EVANS, J., BROWNE, S. J., & KING, J. R. (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. In: *Journal of Applied Ecology*, 34(6). 1462–1478.
- WÖLLECKE, J., & ELMER, M. (2008): Entwicklung biologischer Vielfalt in einer sich verändernden Agrarlandschaft. In: *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 8. 35–40.
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, A., SVENSSON, S. & PÄRT, T. (2007): Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. In: *Journal of Applied Ecology* 44(5). 933–941.

- WU, S., SILVÁN-CÁRDENAS, J., & WANG, L. (2007): Per-field urban land use classification based on tax parcel boundaries. In: *International Journal of Remote Sensing*, 28(12), 2777–2800.
- VON HAAREN, C. & SAATHOF, W. (2010): Landnutzung und Klimaschutz: Synergien mit dem Naturschutz und Umsetzungsbedingungen. In: *Jahrestagung der Arbeitskreise Renaturierungsökologie und Agrarökologie 2010*. 46–70.
- YANG, C., EVERITT, J.H., MURDEN, D. (2011): Evaluating high resolution SPOT 5 satellite imagery for crop identification. In: *Computers and Electronics in Agriculture* 75. 347–354.
- YI, C., PAN, Y., ZHANG, J. (2008): An integrated approach to agricultural crop classification using Spot 5 HRV images. In: *The International Federation for Information Processing*, 258. 677–684.
- ZIESEMER, F. (1996): Die Brutvögel einer Knicklandschaft im ostholsteinischen Hügelland. In: *Corax* 16. 260–270.
- ZUUR, A.F., LENO, E.N. & SMITH, G.M. (2007): *Analysing Ecological Data*. New York: Springer.
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer.

### Internetquellen

- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT]. Erneuerbare Energien in Zahlen. Internet-Update ausgewählter Daten 2012. <http://www.erneuerbare-energien.de/unser-service/mediathek/downloads/detailansicht/artikel/erneuerbare-energien-in-zahlen/> (28.1.2012).
- BMU [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT] [www.bmu.de/themen/natur-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/nationale-strategie/](http://www.bmu.de/themen/natur-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/nationale-strategie/) (31.5.2013).
- DEUTSCHES MAISKOMITEE E.V. (DMK). [www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland](http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland) (12.5.2013).
- EUROPEAN COMMUNITY BIODIVERSITY CLEARING HOUSE MECHANISM. <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator> (7.9.2009).
- EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL. [www.ebcc.info/](http://www.ebcc.info/) (6.4.2011).
- FNR [FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V.] (2009). Bioenergie Basisdaten Deutschland. Stand: Oktober 2009. [www.fnr.de](http://www.fnr.de) (12.1.2010).
- FNR [FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE]. <https://mediathek.fnr.de/anbauflache-fur-nachwachsende-rohstoffe.html> (2.2.2016).
- FRAGSTATS. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> (6.4.2012).
- GRID. [www.grida.no/graphicslib/detail/the-dpsir-framework\\_e13e](http://www.grida.no/graphicslib/detail/the-dpsir-framework_e13e) (12.2.2016).

LWK [LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN]. [www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/foerderung/nav/19/article/13780.html](http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/foerderung/nav/19/article/13780.html) (30.1.2013).

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007). Tierschutzleitlinie für die Milchkuhhaltung. [www.laves.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=20137&article\\_id=73337&psmand=23](http://www.laves.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=20137&article_id=73337&psmand=23) (12.1.2010).

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2010). Feldlerche, *Alauda arvensis*. Artenschutz in Sachsen. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11733/documents/12331> (12.4.2010).

TERRAMESSFLUG. [www.terra-messflug.at/index.php?main=technik](http://www.terra-messflug.at/index.php?main=technik) (7.1.2012).

## Anhang

Anhang A: Nutzungskürzel der Kartieranleitung zur Erhebung der Vogel­daten (die nachfolgende Tabelle zeigt lediglich die in Abb. 7 vorkommenden Kürzel).

Kürzel zur Kartierung	Erläuterung
ACK	Acker
EWI	Einschürige Wiese (extensive)
FGE	Feldgehölz
GA	Grünanlagen (Sportplätze), größere Gärten und Parks, Friedhöfe (ca.>2.000 m <sup>2</sup> )
NW	Nadelwald (überwiegend)
LW	Laubwald (überwiegend)
STI	Stilllegungsfläche
WAR	Winterraps
WGE	Wintergetreide
WI	Zwei- bis (drei)schürige Wiese ( <i>mittlere Intensität</i> )
Weg	Weg



## Anhang B: Kartierblatt der Trainingsdaten

ID	Nutzungstyp	Wuchshöhe	Sondermerkmale	Nutzungsaktivitäten	Fotnummern	GPS Koordinaten	Bemerkungen

## Anhang C: Pythonscript zum Zusammenfügen (*append*) der Daten des Digitalen Landschaftsmodells

```
import arcgisscripting

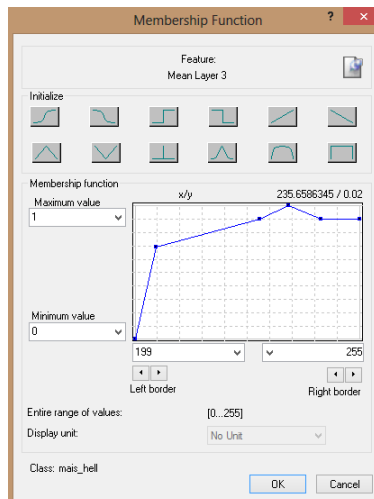
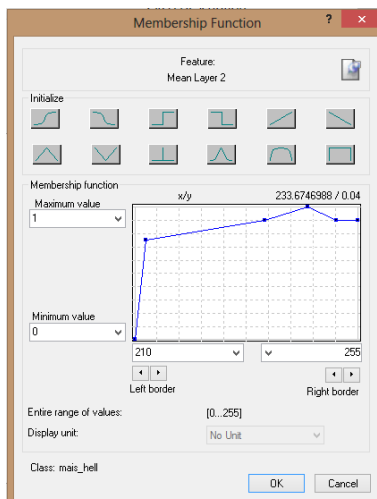
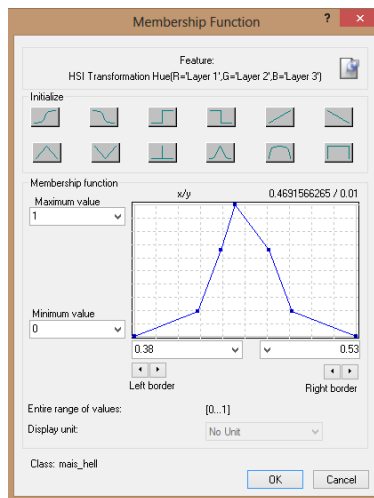
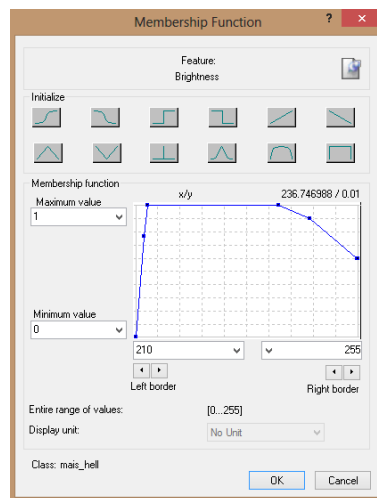
gp = arcgisscripting.create (9.3)

uInput = raw_input("Please enter the name of the file you want to append: ")

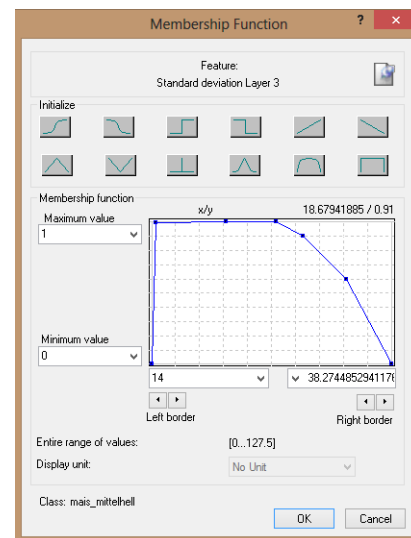
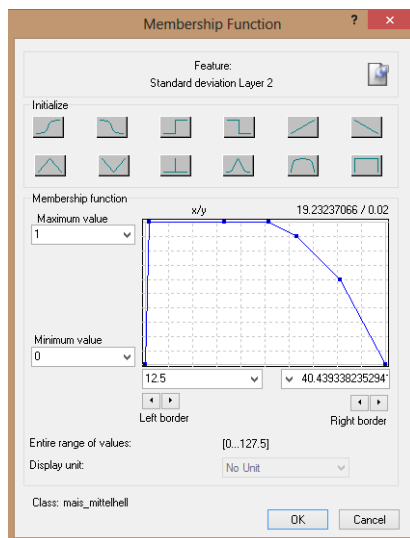
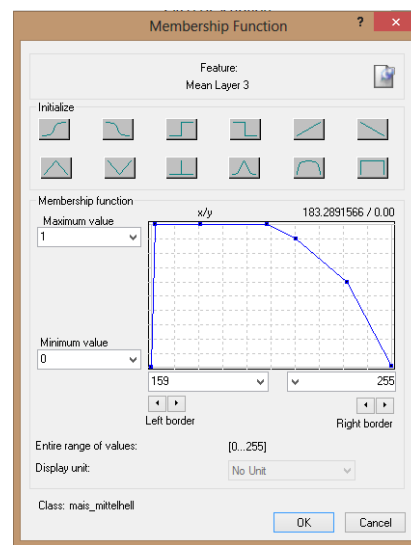
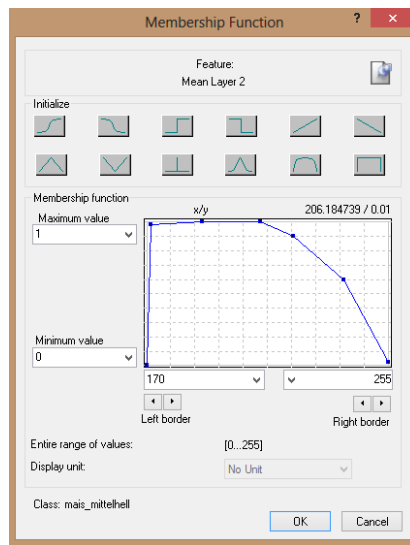
import os
lsd = os.listdir ("g:\d1m")

for lsDir in lsd:
    gp.Workspace = "g:\\d1m\\" + lsDir
    fcs = gp.ListFeatureClasses(uInput)
    for fc in fcs:
        gp.append_management (fc, #appendfile)
```

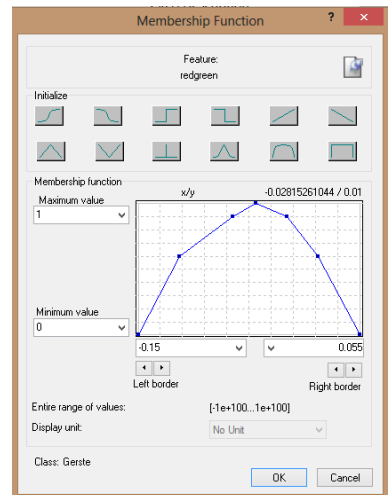
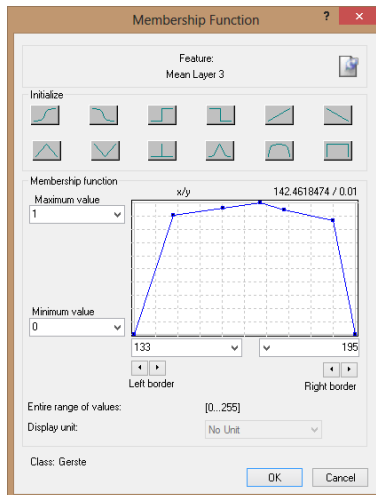
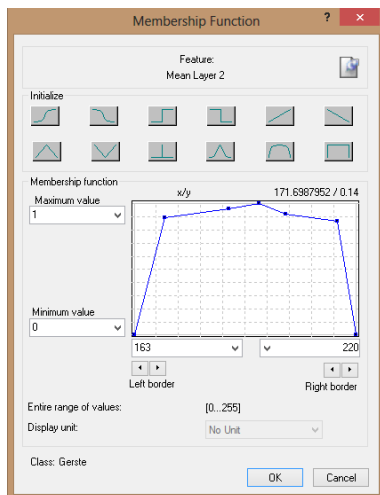
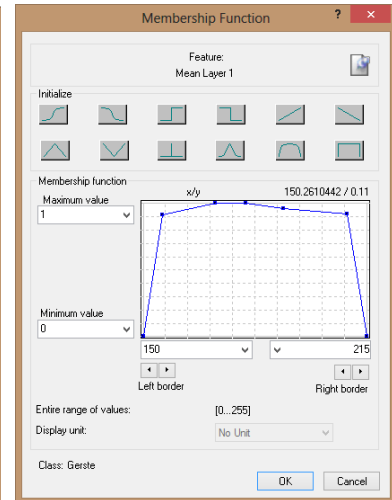
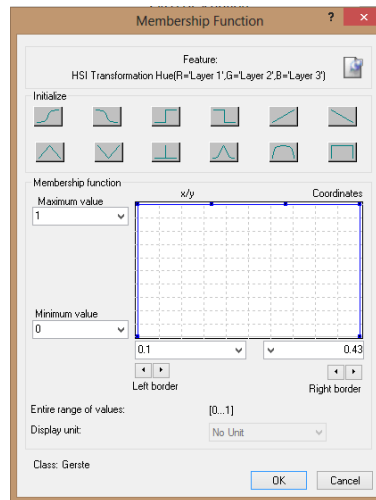
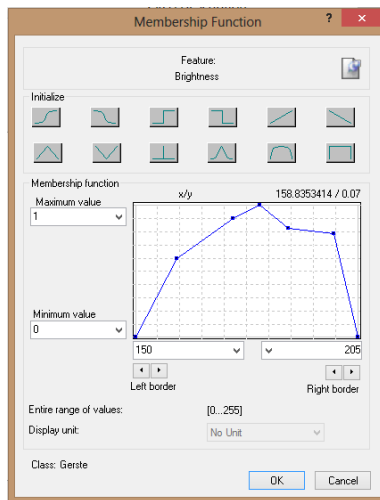
## Anhang D: *Membership functions* der Klasse „mais\_hell“



## Anhang E: *Membership functions* der Klasse „mais\_mittlehl“



## Anhang F: *Membership functions* zur Klassifikation von Gerstenflächen.



## Anhang G: *Membership functions* zur Klassifikation beernteter Wintergetreideflächen.

