

# **Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg**

Empirische Analyse und naturschutzfachliche Diskussion  
einer Methode zur Auswahl von Vorranggebieten  
für den Artenschutz aus landesweiter Sicht

Von der Fakultät für Architektur und Stadtplanung  
der Universität Stuttgart  
zur Erlangung der Würde eines Doktors der  
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von  
Dipl.-Geogr. Rüdiger Jooß  
aus Stuttgart

Hauptberichter:	Prof. Dr. G. Kaule
Mitberichter:	Prof. Dr. T. Blaschke Prof. Dr. J. Jessen
Tag der mündlichen Prüfung:	19. Dezember 2006

Institut für Landschaftsplanung und Ökologie  
der Universität Stuttgart  
2006



*für  
Sabine und Hannah Lotte*



## Vorveröffentlichungen der Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung des Promotionsausschusses der Fakultät Architektur und Stadtplanung in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

### Publikationen

- GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; JOOß, R.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg – Ein Planungswerkzeug zur Berücksichtigung tierökologischer Belange in der kommunalen Praxis. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (12): 361-369.
- JOOß, R.; GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 1: Ansatz zur Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna im Rahmen des Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (12): 370-377.
- JOOß, R.; GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2007): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 2: Validierungen des Ansatzes für ausgewählte Anspruchstypen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (2): 47-56.

### Tagungsbeiträge

- JOOß, R. (2006): Planungsorientierte Abbildung tierökologischer Verbundräume zur Auswahl von Vorranggebieten. Validierungsansätze und Anwendung im Rahmen des "Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg". In: KLEINSCHMIT, B. & U. WALZ (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Bd. S19: 30-46. TU Berlin Eigenverlag, Berlin.
- JOOß, R. (2006): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Projektteil: Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielarten der Fauna. - Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg (in Druck).
- JOOß, R. (2006): Suchräume für den Biotopverbund: Ein planungsbezogenes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen aus tierökologischer Sicht. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2006 - Beiträge zum 18. AGIT-Symposium Salzburg: 257-263.
- JOOß, R. (2005): Planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen im Landschaftsmaßstab: Kommunale Schutzverantwortung für Zielarten der Fauna. In: KORN, H. & U. FEIT (Bearb.): Treffpunkt Biologische Vielfalt V. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn: 177-183.
- JOOß, R. (2005): Kommunale Schutzverantwortungen für Zielarten der Fauna in Baden-Württemberg – ein planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen. In: SCHRENK, M. (Hrsg.): Beiträge zum 10. Symposium zur Rolle der Informations- und Kommunikationstechnologie in der Stadtplanung und Regionalentwicklung - Tagungsband CORP 2005: 683-688.
- JOOß, R. (2004): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten – Planungsorientierte Habitatmodelle für Tierartenkollektive im Landschaftsmaßstab. - In: STROBL, J.; BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XVI – Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2004, Heidelberg: 287-292.
- JOOß, R. (2004) Ermittlung von Habitatpotenzialen für Zielartenkollektive der Fauna – Expertensysteme und empirische Ansätze im Landschaftsmaßstab. In: DORMANN, C.F.; BLASCHKE, T.; LAUSCH, A.; SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGERATH (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig, UFZ-Berichte 9/2004: 151-166.



## Vorwort

**„Verantwortlich ist man nicht nur für das was man tut, sondern auch für das, was man nicht tut.“**

**Laotse**

„Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg“ – setzt man die Kenntnis des Begriffs „Zielarten“ einmal voraus (s.u.) bleibt als einzige Unbekannte (oder ‚Merkwürdige‘) dieses Dissertationstitels der Begriff „Schutzverantwortung“ übrig.

Was ist (Schutz-)Verantwortung? Gerne bemüht man bei grundlegenden Fragen übergeordnete Werke. Und obwohl die folgende Quelle nicht als das traditionsreichste Nachschlagewerk bezeichnet werden kann, hat dort ein/e Unbekannte/r eine sehr treffende Definition hinterlassen:

„Verantwortung bedeutet, die Folgen zu tragen für eigene oder fremde Handlungen. Sie drückt sich darin aus, bereit und fähig zu sein, später Antwort auf mögliche Fragen zu deren Folgen zu geben. Eine Verantwortung zieht immer eine Verantwortlichkeit nach sich, d.h. dafür Sorge zu tragen, dass die Entwicklung des Verantwortungsbereichs im gewünschten Rahmen verläuft“ (Wikipedia, August 2006).

„Wo ist der Wendehals geblieben?“ könnte eine der „möglichen Fragen“ sein für die man später einmal „bereit und fähig“ sein sollte eine Antwort zu geben, oder: ‚Wieso gibt es keine Streuobstgebiete mehr?‘ Vielleicht liegen der Wendehals und die Streuobstgebiete gar nicht im „gewünschten Rahmen“ der Entwicklung? Das Bundesnaturschutzgesetz ist da bekanntlich anderer Auffassung: „Natur und Landschaft sind [...] auch in Verantwortung künftiger Generationen [...] so zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und soweit erforderlich wieder herzustellen, dass [...] die Tier- und Pflanzenwelt, einschließlich ihrer Lebensstätten und Lebensräume sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind“ (§ 1 BNATSchG). Und selbst das Grundgesetz gibt etwas allgemeiner doch eindeutig vor: „Der Staat schützt auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen...“ (GG: Artikel 20A). In beiden Gesetzen wird an die Verantwortung appelliert.

Dennoch muss der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Sondergutachten des Jahres 2002 eine gewisse Verantwortungslosigkeit feststellen: „Trotz vieler erfreulicher Einzelerfolge fällt die Gesamtbilanz der Naturschutzpolitik in Deutschland ernüchternd aus. In diesem Politikfeld sind vielfältige hartnäckig ungelöste „persistente“ Problemlagen zu verzeichnen, die insbesondere im Verlust von wertvollen Naturflächen und Arten zum Ausdruck kommt“ (SRU 2002: 150, Tz. 388). Ähnlich drückt es der Umweltplan Baden-Württemberg aus: „Insgesamt ist im Gegensatz zu anderen Umweltbereichen (z.B. Gewässergüte) im Naturschutz eine generelle Trendwende bezüglich des Artenrückgangs trotz aller bisherigen Anstrengungen und (Teil-)Erfolge nicht in Sicht“ (UVM 2000: 169).

Die Gründe hierfür sind zahlreich und hinlänglich bekannt bzw. nachzulesen – bspw. im zitierten Gutachten des Sachverständigenrats. Man könnte sie kurz und knapp damit zusammenfassen, dass wir – als Einzelne und als Gesellschaft - neben der Verantwortung für die Natur auch andere Verantwortungen haben bspw. die, eine materielle Basis zu schaffen für uns und unsere Familien bzw. der Staat für seine Bürger – und das birgt (derzeit) Zielkonflikte.

Immerhin halten 92% der Deutschen einen wirksamen Umweltschutz für sehr wichtig bis wichtig (BMU 2004: 16). Doch wenn es konkret wird, greift meist das ‚NIMBY-Syndrom‘ (*not-in-my-backyard*) um sich (SRU 2002: 45, Tz. 77). Entscheidungsträgern geht es da nicht anders: Naturschutz ja – aber bitte woanders, ist die Essenz vieler Reden und Programme. Doch auch der Naturschutz muss selbstkritisch sein. Es erscheint wenig hilfreich das prinzipielle Problem dieser Disziplin, Entscheidungen auf Basis unsicheren Wissens treffen zu müssen, durch eine Strategie unreflektierter Maximalforderungen lösen zu wollen.

Was kann getan werden? *Konkretisierung der Ziele* und, in neuerer Zeit, die *Standardisierung von Methoden* des Naturschutzes werden gefordert (z.B. PLACHTER et al. 2003) - wer hat was genau und wie in seinem ‚Hinterhof‘ zu tun? Die Komplexität der Natur erschwert die Aufgabe. Doch unterliegt der Naturschutz in Abwägungsprozessen oft allein deshalb, weil konkurrierende Nutzungen ein Regelwerk an Normen und Verfahren für sich geltend machen, dem der Naturschutz nichts entgegenzusetzen hat (PLACHTER et al. 2003: 10). Gefordert sind praxistaugliche Konzepte, die – wenn auch nicht zu ‚100% richtigen Ergebnissen‘ – so doch zu einer Senkung der Fehlerquote in der naturschutzfachlichen Bewertung führen.

Der technische Umweltschutz ist einen Schritt weiter. Er hat es auch leichter, da Umweltgifte sich gut messen lassen und aus der Schadwirkung für den Menschen vergleichsweise präzise Umweltqualitätsziele und –standards abgeleitet - und ‚hart‘ begründet - werden können. Der Zielartenansatz verfolgt eine ähnliche Strategie im Bereich des Naturschutzes. Über Schutz und Entwicklung von Zielartenkollektiven soll - im Sinne von Umweltqualitätszielen – die Sicherung und Weiterentwicklung der biologischen Vielfalt insgesamt (zumindest der Artenvielfalt) erreicht werden. Die Zielartenhypothese lautet, dass durch die Förderung der unterschiedlich eingenischten Zielarten, aufgrund der zwischen den Ansprüchen der Arten aufgespannten Übergänge, zwangsläufig ein ausreichend breites Spektrum an Habitaten und Ökotonen entsteht, das den Erhalt der Artenvielfalt insgesamt gewährleistet.

Das „Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ (RECK et al. 1996) stellt die bislang umfassendste Anwendung des Zielartenansatzes in Deutschland dar (RECK 2004: 311). Es formuliert landesweit regionalisierte Indikatoren, Standards und Qualitätsziele für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten. Mit dem „Informationssystem Zielartenkonzept“ wird eine planungsbezogene Implementierung und standardisierte Berücksichtigung wesentlicher Inhalte des Zielartenkonzepts in der Planungspraxis insbesondere auf kommunaler Ebene ermöglicht. Darin eingebettet ist die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ von Gemeinden für Zielarten der Fauna, die eine Konkretisierung von Schutzprioritäten aus landesweiter Sicht vornimmt. Sie trägt damit zur Identifizierung der prägenden ‚Eigenart‘ der Gemeinden aus naturschutzfachlicher Sicht bei. Insgesamt wird mit dem Planungswerkzeug eine *räumliche Konkretisierung* und *standardisierte Berücksichtigung* wesentlicher Inhalte des Zielartenkonzepts in der Planungspraxis ermöglicht.

Der Begriff ‚besondere Schutzverantwortung‘ kann und soll - neben einer rein naturschutzfachlichen Zielkonkretisierung - aber auch als positives Prädikat aufgefasst werden. Er ist als Auszeichnung der besonderen Lebensraumaustattung einer Gemeinde zu verstehen und will ein Gefühl der Verantwortung dafür verstärken – oder auch wecken. Insbesondere für den Verbleib dieser Lebensräume und ihrer Arten sollte ‚die Gemeinde‘ „bereit und fähig“ sein, Antworten zu geben. Auch wenn jene, die diese Frage einmal stellen werden, noch gar nicht geboren sein mögen.



# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einführung: Fragestellung und Einordnung in den Projektzusammenhang</b>	<b>1</b>
1.1	Überblick über das Forschungsvorhaben „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“	1
1.2	Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit	3
1.3	Hintergrund und Zielsetzung des Forschungsvorhabens „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“	4
1.3.1	Einordnung in das Forschungsprofil des Instituts für Landschaftsplanung und Ökologie	4
1.3.2	Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg	5
1.3.3	Das „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“	8
1.3.4	Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung und Entwicklungspotenziale aus landesweiter Sicht‘	10
<b>2</b>	<b>Methoden und Daten</b>	<b>13</b>
2.1	Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielartenkollektive zu den Gemeinden Baden-Württembergs	13
2.1.1	Hintergrund	13
2.1.2	Problemstellung und Zielsetzung der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘	15
2.1.2.1	Begriffsbestimmung ‚Verantwortlichkeitskonzept‘ des Naturschutzes	15
2.1.2.2	Abgrenzung des Verantwortlichkeitskonzepts und der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen im Rahmen des „Informationssystem ZAK“	19
2.1.3	Umsetzung der Schutzverantwortungszuweisung	20
2.1.3.1	Begriffsbestimmung ‚ökologische Anspruchstypen‘	22
2.1.3.2	Im Rahmen der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen bearbeitete Anspruchstypen	23
2.1.3.3	Räumliche Abbildung der Habitatpotenzialflächen über wissenschaftsbasierte Habitatmodellierung	24
2.1.3.3.1	Theoretischer Hintergrund	24
2.1.3.3.2	Ansatz der Habitatmodellierung als Grundlage der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen	28
2.1.3.3.3	GIS-technische Modifikationen der Habitatpotenzialflächen	31
2.1.3.4	Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht	33
2.1.3.4.1	Theoretischer Hintergrund und Einordnung	33
2.1.3.4.2	Auswahl der Vorranggebiete für die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen	36
2.1.3.4.3	Indikator ‚Flächengröße‘	40
2.1.3.4.4	Indikator ‚Biotopverbund‘	44
2.1.4	Datengrundlagen der landesweiten Habitatmodellierung	60

<b>2.2 Methodik und Datengrundlagen der Validierung des Ansatzes der Zuweisung ,besonderer Schutzverantwortungen'</b>	<b>61</b>
2.2.1 Eingrenzung der analysierten Anspruchstypen und Erläuterung der Validierungsmethoden	61
2.2.2 Validierung der landesweiten Habitatmodellierung	63
2.2.2.1 Anspruchstyp ,Kalkmagerrasen'	63
2.2.2.2 Anspruchstyp ,Lössböschungen und Hohlwege'	63
2.2.2.3 Anspruchstyp ,Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht'	63
2.2.3 Validierung der Eignung der Indikatoren zur Auswahl von Vorranggebieten	64
2.2.4 Validierung der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen auf Gemeindeebene	65
2.2.5 Empirische Analysen zur Zielartenhypothese	66
2.2.6 Einsatz multivariater Ordinationsverfahren	67
2.2.7 Analyse geschachtelter Artengemeinschaften ( <i>,nestedness'</i> )	72
2.2.8 Validierung des Verfahrens zur Abgrenzung ,potenzieller Verbundräume' mit variablen Wanderungsdistanzen	75
<b>2.3 Tierökologische Datengrundlagen der Validierungen</b>	<b>76</b>
<b>3 Ergebnisse der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und der Validierung ausgewählter Anspruchstypen</b>	<b>79</b>
<b>3.1 Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs</b>	<b>79</b>
3.1.1 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen	79
3.1.2 Anwendung der Informationsebene ,besondere Schutzverantwortung' im „Informationssystem ZAK“	85
3.1.3 Die Informationsebene ,besondere Schutzverantwortung' aus Sicht der Planung	87
<b>3.2 Validierung des entwickelten Ansatzes zur Zuweisung ,besonderer Schutzverantwortungen'</b>	<b>91</b>
3.2.1 Güte der landesweiten Habitatmodellierung	91
3.2.1.1 Analysen des Anspruchstyps ,Kalkmagerrasen'	91
3.2.1.2 Anspruchstyp ,Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht'	97
3.2.1.3 Anspruchstyp ,Lössböschungen und Hohlwege'	101
3.2.2 Eignung der Indikatoren ,Flächengröße' und ,Biotopverbund' zur Auswahl von Vorranggebieten	106
3.2.2.1 Anspruchstyp ,Kalkmagerrasen'	109
3.2.2.1.1 Analysen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen	109
3.2.2.1.2 Analysen der Artengruppe Heuschrecken	121
3.2.2.2 Anspruchstyp ,Streuobstgebiete'	127
3.2.2.3 Anspruchstyp ,Lössböschungen und Hohlwege'	132
3.2.2.4 Zusammenfassung der Auswertungen zur Eignung der Indikatoren ,Flächengröße' und ,Biotopverbund'	135
3.2.3 Lage tierökologischer ,hotspots' in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung	138

3.2.3.1	Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘	138
3.2.3.2	Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘	142
3.2.3.3	Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘	146
3.2.4	Empirische Analysen zur Zielartenhypothese	151
3.2.4.1	Analysen von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ zu Flächenanspruch, Koexistenz und Ähnlichkeit des Vorkommens	153
3.2.4.1.1	Analysen des Flächenanspruchs	153
3.2.4.1.2	Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen	155
3.2.4.2	Methodenprüfung einer empirisch gestützten Auswahl von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘	165
3.2.5	Analysen ökologischer Anspruchstypen anhand multivariater Ordinationsverfahren	176
3.2.5.1	Analysen der Artengruppe Vögel	177
3.2.5.2	Analysen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen	179
3.2.5.3	Analysen der Artengruppe Heuschrecken	?
3.2.6	Analyse geschachtelter Artengemeinschaften (‚nestedness‘)	191
3.2.7	Weitergehende Analysen der Methodik der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘	201
3.2.7.1	Validierung der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit variablen Wanderungsdistanzen	201
3.2.7.2	Ableitung eines Maßes zur flächenbezogenen Charakterisierung der Verbundsituation	204
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>207</b>
<b>4.1</b>	<b>Diskussion des methodischen Ansatzes der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen</b>	<b>207</b>
4.1.1	Güte der landesweiten Abbildung von Habitatpotenzialflächen	207
4.1.2	Eignung der Indikatoren zur Auswahl von Vorranggebieten	212
4.1.3	Validierung auf Gemeindeebene	214
4.1.4	Analysen zur Zielartenhypothese	215
4.1.5	Zusammenfassende Diskussion aus methodischer Sicht	216
4.1.6	Diskussion des entwickelten Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘	218
<b>4.2</b>	<b>Diskussion aus naturschutzfachlicher Sicht</b>	<b>221</b>
4.2.1	Räumliche Konkretisierung von Schutzprioritäten	221
4.2.2	Der Ansatz der besonderen Schutzverantwortung von Gemeinden aus Sicht von Entwürfen zu Methodenstandards im Naturschutz	223
4.2.3	Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ als vorsorgende Naturschutzstrategie	225
<b>4.3</b>	<b>Diskussion aus Sicht der Planung</b>	<b>227</b>
4.3.1	Die Informationsebene besondere Schutzverantwortung in der Planungspraxis	227
4.3.2	Anwendungsmöglichkeiten auf den verschiedenen Ebenen der Landschaftsplanung	228
4.3.3	‚Besondere Schutzverantwortungen‘ und „Informationssystem ZAK“ als Beitrag zur Zielkonkretisierung und Methodenstandardisierung im Naturschutz	231
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung / Summary</b>	<b>235</b>
	<b>Anhang</b>	
	<b>Dank</b>	



## Abbildungen

<b>Abb. 1:</b>	Informationsebenen des „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“.	9
<b>Abb. 2:</b>	Schema der Auswahl von Arten, die in Planungen vorrangig bzw. besonders zu berücksichtigen sind (verändert nach TRAUTNER 2003: 157).	18
<b>Abb. 3:</b>	Ablaufschema der entwickelter Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen.	21
<b>Abb. 4</b>	Klassifikation von ökologischen Modellansätzen hinsichtlich ihres Aussageziels basierend auf LEVINS (1966) und GUISAN & ZIMMERMANN (2000).	25
<b>Abb. 5</b>	Exemplarischer Vergleich der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ vor (oben) und nach (unten) der Arrondierung aller Flächen, die näher als 15m beieinander liegen.	32
<b>Abb. 6:</b>	Exemplarische Darstellung der Diskrepanz zwischen der Größe von Habitatpotenzialflächen und der enthaltenen Anspruchstypfläche	33
<b>Abb. 7:</b>	Verdeutlichung der Vorgehensweise bei der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen am Beispiel des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘.	37
<b>Abb. 8:</b>	Erläuterung des Indikators ‚Flächengröße‘ am Beispiel des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.	41
<b>Abb. 9:</b>	Die sechs Phasen der Landschaftszerschneidung nach JAEGER (2002) in Anlehnung an FORMAN (1997) und Erläuterung der Fragmentierung im Sinne von FAHRIG (2003).	44
<b>Abb. 10:</b>	Hypothetische Auswirkungen von Veränderungen der Landschaftsstruktur auf die Überlebensfähigkeit regionaler (Meta-)Populationen (n. HARRISON & FAHRIG 1995: 296).	48
<b>Abb. 11:</b>	Schematische und komplexere Darstellung eines Verbundkonzepts in Anlehnung an das ‚Pan-European Ecological Network (PEEN)‘ (KLIJN et al. 2003).	51
<b>Abb. 12:</b>	Funktionsweise des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘.	53
<b>Abb. 13:</b>	Schematische Darstellung der Kennwerte eines ‚potenziellen Verbundraums‘.	56
<b>Abb. 14:</b>	Funktionsweise des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundnetze‘.	57
<b>Abb. 15:</b>	Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ für den Indikator ‚Biotopverbund‘ basierend auf Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ mit Schwellenwerten der Wanderungsdistanz von $d_F = 200, 500$ und $800\text{m}$ .	59
<b>Abb. 16:</b>	Schema einer Klassifikationsmatrix zur Analyse zweier binärer Variablen und daraus ableitbarer Gütemaße, nach REINEKING & SCHRÖDER (2004: 33).	63
<b>Abb. 17:</b>	Schematische Darstellung der Fundamentalnische, Realnische und des Existenzoptimums einer Art bezogen auf zwei Habitatfaktoren und im mehrdimensionalem Hyperraum mit planarer Projektion.	69
<b>Abb. 18:</b>	Verschiedene Formen von Antwortkurven.	69
<b>Abb. 19:</b>	Schematische Darstellung stark geschachtelter Artengemeinschaften.	72
<b>Abb. 20:</b>	Lage und Kurzcharakteristik der den Validierungen zu Grunde liegenden flächen- bzw. punktbezogenen tierökologischen Daten.	76
<b>Abb. 21:</b>	Anzahl der Anspruchstypen bzw. Zielartenkollektive, für welche die Gemeinden Baden-Württembergs eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht aufweisen.	80
<b>Abb. 22:</b>	Histogramm der Verteilung der Gemeinden Baden-Württembergs auf die Anzahl besonderer Schutzverantwortungen pro Gemeinde.	81
<b>Abb. 23:</b>	Streudiagramm des Zusammenhangs zwischen Flächengröße der Gemeinden und der Anzahl besonderer Schutzverantwortungen pro Gemeinde.	84
<b>Abb. 24:</b>	Anteil der Vorkommen von Tagfaltern und Widderchen in Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘.	93
<b>Abb. 25:</b>	Anteil der Vorkommen von Heuschreckenarten in Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘.	95
<b>Abb. 26:</b>	Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ in Kombination mit der Verbreitung der Grauammer im geographischen Minutenraster nach HÖLZINGER (1997).	98
<b>Abb. 27:</b>	Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ in Kombination mit der Summe der ausgewerteten Charakter- und biotoptypischen Begleitarten der Wildbienen pro Messtischblatt-Quadrant.	102
<b>Abb. 28:</b>	Gütemaße der Validierung des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘.	103

<b>Abb. 29:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächensumme des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblatt-Quadrant mit einheitlicher Anzahl gemeldeter Wildbienen (ohne Quadranten der Rheinaue).	104
<b>Abb. 30:</b> Boxplot-Darstellungen der Mittelwerte und Spannweiten der Fläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	110
<b>Abb. 31:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	111
<b>Abb. 32:</b> Streudiagramm der Abundanzen von <i>Maculinea arion</i> in Abhängigkeit der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche bei Erzeugung der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit einem Distanzwert von 875m.	112
<b>Abb. 33:</b> Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps Kalkmagerrasen und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	113
<b>Abb. 34:</b> Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für Tagfalter und Widderchen.	114
<b>Abb. 35:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Fläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	116
<b>Abb. 36:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	117
<b>Abb. 37:</b> Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen.	118
<b>Abb. 38:</b> Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für die Auswertung der Daten von G. Hermann (unveröff.).	119
<b>Abb. 39:</b> Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für die Auswertung der Daten von WAGNER (2002).	119
<b>Abb. 40:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für Heuschrecken.	122
<b>Abb. 41:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie für Heuschrecken.	123
<b>Abb. 42:</b> Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie für Heuschrecken.	125
<b>Abb. 43:</b> Streudiagramme der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für Heuschrecken.	126
<b>Abb. 44:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für die Brutvogelfauna.	128
<b>Abb. 45:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ pro Art und pro ZAK-Kategorie für die Brutvogelfauna.	129
<b>Abb. 46:</b> Mediane der Flächengröße der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für die Brutvogelfauna.	131
<b>Abb. 47:</b> Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ und der Verbindungsfläche für die Brutvogelfauna	131
<b>Abb. 48:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächensummen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblatt-Quadrant mit Vorkommen der jeweiligen Wildbienenart und pro Arten einer ZAK-Kategorie.	132
<b>Abb. 49:</b> Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblatt-Quadrant mit Vorkommen der jeweiligen Wildbienenart und pro Arten einer ZAK-Kategorie.	133
<b>Abb. 50:</b> Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Wildbienen.	134
<b>Abb. 51:</b> Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und der Verbindungsfläche für Wildbienen.	134
<b>Abb. 52:</b> Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung und Anzahl nachgewiesener Zielarten der Heuschrecken pro Gemeinde.	139

<b>Abb. 53:</b> Anteile der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung an allen Gemeinden mit einheitlicher Zielartensumme von 0 – 6 Arten.	140
<b>Abb. 54:</b> Korrelation der Zielartensummen pro Gemeinde mit den Schutzverantwortungen (0/1) für die getesteten Schwellenwerte.	141
<b>Abb. 55:</b> Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung und Anzahl nachgewiesener Charakter- und biotoptypischer Begleitarten der Wildbienen pro Messtischblatt-Quadrant.	143
<b>Abb. 56:</b> Anteil der Habitatpotenzialfläche des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘, die in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung liegt an der Gesamt-Habitatpotenzialfläche der Quadranten mit einheitlicher Zielartensumme.	144
<b>Abb. 57:</b> Korrelation der Lage der Habitatpotenzialflächen in einer Gemeinde mit (1) oder ohne (0) besonderer Schutzverantwortung und der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Messtischblattquadrant (0 – 7), in dem die jeweilige Potenzialfläche liegt.	145
<b>Abb. 58:</b> Anteil der Vorkommen von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Streuobstgebiete der Vögel in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung bei Anwendung verschiedener Schwellenwerte zur Auswahl von Vorranggebieten.	147
<b>Abb. 59:</b> Exemplarische Darstellung des Rückgangs der Streuobstgebiete im Raum nordwestlich von Heilbronn anhand landesweiter GIS-Daten.	149
<b>Abb. 60:</b> Koexistenzanalyse und Ähnlichkeitsanalyse für 39 Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen in 30 Untersuchungsgebieten auf der östlichen Schwäbischen Alb.	156
<b>Abb. 61:</b> Koexistenzanalyse und Ähnlichkeitsanalyse für 28 Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Kalkmagerrasen in 83 Untersuchungsgebieten im Landkreis Böblingen.	159
<b>Abb. 62:</b> Koexistenzanalyse und Ähnlichkeitsanalyse für 47 Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Kalkmagerrasen in 20 Untersuchungsgebieten im Raum Baar/Wutach.	161
<b>Abb. 63:</b> Koexistenzanalyse und Ähnlichkeitsanalyse für 32 Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Streuobstgebiete in 279 Untersuchungsgebieten im Raum Albvorland/Filder.	163
<b>Abb. 64:</b> Ähnlichkeit der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ <i>Chazara briseis</i> und <i>Hipparchia semele</i> , sowie die Kombination der beiden Arten, für alle weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002).	167
<b>Abb. 65:</b> Ähnlichkeitskurven der acht Arten ohne Koexistenzen mit den ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ <i>Chazara briseis</i> und <i>Hipparchia semele</i> in den Untersuchungsgebieten von WAGNER (2002).	169
<b>Abb. 66:</b> Ähnlichkeitskurve für die Kombination der Vorkommen der ZIA <i>Chazara briseis</i> und <i>Hipparchia semele</i> mit <i>Plebejus argus</i> zu einer ‚künstlichen ZIA‘.	170
<b>Abb. 67:</b> Ordinationsdiagramm einer indirekten Korrespondenzanalyse der Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen.	171
<b>Abb. 68:</b> Vergleich der mittleren und der gewichteten Ähnlichkeit des Vorkommens von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten der Brutvogelfauna in Streuobstgebieten.	175
<b>Abb. 69:</b> Ordinationsdiagramm einer kanonischen Korrespondenzanalyse von Brutvogelarten unter Verwendung der Flächenanteile von Acker, Wald, Kalkmagerrasen, Streuobst und Wasserfläche am Untersuchungsgebiet.	178
<b>Abb. 70:</b> Vergleich der indirekten mit direkten Ordination von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen.	181
<b>Abb. 71:</b> Diagramme zur weiterführenden Datenexploration der Analyse der Daten von WAGNER (2002).	183
<b>Abb. 72:</b> Ordinationsdiagramme von Korrespondenzanalysen für Heuschrecken im Bereich des Gutsbezirks Münsingen, Schwäbische Alb.	187
<b>Abb. 73:</b> Signifikanztest der durchgeführten Schachtelungsanalyse.	191
<b>Abb. 74:</b> Ergebnisgrafiken der Schachtelungsanalysen der Charakterarten von Tagfaltern und Widderchen der Erhebungen von WAGNER (2002).	193
<b>Abb. 75:</b> Räumliche Darstellung der Ergebnisse der Schachtelungsanalyse.	196
<b>Abb. 76:</b> Modellhafte Abbildung plausibler Metapopulationsräume mit ‚potenziellen Verbundräumen‘ bei einem Distanzwert von 850m.	198
<b>Abb. 77:</b> Exemplarische Darstellung von ‚potenziellen Verbundräumen‘ für die ‚Region Ostalb‘ unter Verwendung der Distanzwerte 400m, 600m, 800m und 1000m.	202

- Abb. 78:** Korrelation der Anzahl Charakterarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen pro Untersuchungsgebiet (UG) mit der Größe des Verbundraums in dem das UG liegt. 203
- Abb. 79:** Exemplarische Darstellung der Verbundraumgrößen in denen drei Patches (A, B und C) bei Verwendung verschiedener Wanderungsdistanzen im Bereich von 25m bis 1200m liegen. 205
- Abb. 80:** Darstellung der Verbundraumgrößen, in denen die 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) bei Verwendung verschiedener Wanderungsdistanzen von 25m bis 1200m liegen. 206

### Die Abbildungen des Anhangs

- Abb. A2-1:** Darstellung der im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ verwendeten 54 Naturräume 4. Ordnung und 13 Bezugsräume des Zielartenkonzepts. A7
- Abb. A3-1:** Funktionsweise der Radialen Sichtkantenanalyse und Darstellung der Rangfolge der Konnektivitätsanalyse. A10
- Abb. A3-2:** Anwendung der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ mit einem Distanzwert von 15 km in einer dichten Flächenkonfiguration, in der das Sichtfeld ausschließlich von benachbarten Flächen und nicht durch den vorgegebenen Distanzwert begrenzt wird. A11
- Abb. A3-3:** Darstellung der Einflussgrößen zur Berechnung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) und Übertragung des Konzepts auf den ‚drift fence effect‘ nach HADDAD & BAUM (1999). A12
- Abb. A3-4:** Schematische Darstellung der unterschiedlichen Reaktion des ‚Winkelansatzes‘ und der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ auf eine Vergrößerung der Fläche in Richtung des Focal-Patches. A13
- Abb. A3-5:** Exemplarische Darstellung der räumlich expliziten Berücksichtigung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix bei der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘. A15
- Abb. A3-6:** Vergleich der im Rahmen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ getesteten Distanzgewichtungen mit der Gewichtung in Anlehnung an das Isolationsmaß nach HANSKI (1994a). A17
- Abb. A4-1:** Schematische Verdeutlichung der Funktionsweise der beiden testweise angewendeten modifizierten Proximity-Indizes. A20
- Abb. A5-1:** Kombination der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit der Landnutzung und Eliminieren des im Wald gelegenen Teils der Verbindungsfläche.q A21
- Abb. A5-2:** Kombination der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit der Pufferbildung um Kernflächen mit variablen Pufferdistanzen. A22
- Abb. A9-1 – A9-25:** A52 – A76  
Kartographische Darstellung der 25 Anspruchstypen, für die ‚besondere Schutzverantwortungen‘ zu den Gemeinden Baden-Württembergs zugewiesen wurden.



## Tabellen

<b>Tab. 1:</b> Abgrenzung der Begriffe Leitart, Zeigerart und Zielart in Anlehnung an ALTMOOS (1999: 37).	7
<b>Tab. 2:</b> Anwendungsbereiche für das Verantwortlichkeitskonzept im Naturschutz.	18
<b>Tab. 3:</b> Für die Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs bearbeitete Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen.	23
<b>Tab. 4</b> Zusammenschau von Ansätzen zur GIS-basierten Abbildung von Konnektivität und Einordnung der im Projekt „Informationssystem ZAK“ getesteten, neu entwickelten und verwendeten Verfahren (verändert und ergänzt nach BLASCHKE 2000a).	49
<b>Tab. 5:</b> Gliederung der Mobilität von Tieren hinsichtlich räumlicher Maßstabsebenen und Zuordnung beeinflussender Strukturen sowie Ansätzen der Modellierung.	50
<b>Tab. 6:</b> Übersicht der landesweiten Habitatmodellierung zu Grunde liegenden GIS-Datensätze.	60
<b>Tab. 7:</b> Übersicht der im Rahmen der Validierung analysierten Aspekte der Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und der jeweils bearbeiteten Anspruchstypen und Artengruppen mit Kapitelverweisen.	62
<b>Tab. 8:</b> Interpretationen der Werte des Gütemaßes Cohen's Kappa	64
<b>Tab. 9:</b> Übersicht direkter und indirekter Ordinationsverfahren in Bezug auf das verwendete Antwortmodell.	70
<b>Tab. 10:</b> Häufigkeitsverteilung der Gemeinden Baden-Württembergs bezogen auf die Anzahl Naturräume 4. Ordnung an denen sie Anteil haben.	82
<b>Tab. 11:</b> Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘.	92
<b>Tab. 12:</b> Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.	97
<b>Tab. 13:</b> Klassifikationsmatrix zur Validierung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ anhand der Verbreitung der Graumammer.	99
<b>Tab. 14:</b> Gütemaße der Validierung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.	99
<b>Tab. 15:</b> Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘.	101
<b>Tab. 16:</b> Verwendete Interpretation und Symbolisierung der Signifikanzniveaus.	109
<b>Tab. 17:</b> Zusammenfassung der Prüfung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘.	136
<b>Tab. 18:</b> Tabellarische Darstellung der Schutzverantwortungszuweisung in Abb. 49.	140
<b>Tab. 19:</b> Rangfolgen von Median- und Mittelwerten der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche der analysierten ‚Zielorientierten Indikatorarten‘.	153
<b>Tab. 20:</b> Rangfolgen der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ laut Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen.	164
<b>Tab. 21:</b> Landnutzungsklassen mit vergleichsweise hoher Bedeutung für die Verbreitung von Heuschreckenarten gemäß dem Verfahren der Vorwärtsselektion.	185
<b>Tab. 22:</b> Charakteristisches Artenkollektiv der Heuschrecken für Magerrasen im Bereich des Gutsbezirks Münsingen.	189
<b>Tab. 23:</b> Bei der Validierung der ‚potenziellen Verbundräume‘ ausgewertete Charakterarten für Kalkmagerrasen.	201
<b>Tab. 24:</b> Gegenüberstellung ‚ökologischer‘ und ‚planungsorientierter‘ Habitatmodelle.	211
<b>Tab. 25:</b> Zusammenstellung von Standardisierungsvorschlägen zur Verwendung tierökologischer Daten in der Planung nach BERNOTAT et al. (2003: 109 ff.) für die eine Einbindung der Informationsebene ‚besonderen Schutzverantwortung‘ erfolgen kann.	224

### Die Tabellen des Anhangs

<b>Tab. A2-1:</b> Liste der im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ verwendeten ZAK-Bezugsräume Naturräume 4. Ordnung und Bezugsräume des Zielartenkonzepts.	A8
<b>Tab. A6-1:</b> Gesamtartenliste der ausgewerteten Datenquellen der Tagfalter und Widderchen.	A23
<b>Tab. A6-2:</b> Gesamtartenliste der ausgewerteten Datenquellen der Heuschrecken.	A25
<b>Tab. A6-3:</b> Gesamtartenliste der ausgewerteten Avifauna.	A26
<b>Tab. A6-4:</b> Artenliste der ausgewerteten Wildbienen.	A28
<b>Tab. A7-1:</b> Ergebnis der Vorwärtsselektion der Nutzungsklassen bei Auswertung der gesamten Flächengröße einer zusammenhängenden Nutzungseinheit, die vom 150m-Umkreis um die Fundorte der Arten angeschnitten wird.	A29
<b>Tab. A7-2:</b> Ergebnis der Vorwärtsselektion der Nutzungsklassen bei Auswertung der Flächenanteile der Nutzungseinheiten am 150m-Umkreis um die Fundorte der Arten.	A30
<b>Tab. A8-1:</b> Übersicht der bearbeiteten Lebensraum- bzw. Anspruchstypen für die den Gemeinden Baden-Württembergs besondere Schutzverantwortungen aus landesweiter Sicht zugewiesen wurden.	A31
<b>Tab. A8-2 – Tab. A8-26:</b> Datengrundlagen und Selektionsregeln zur räumlichen Abbildung der 25 Anspruchstypen für die den Gemeinden besondere Schutzverantwortungen zugewiesen wurden.	A32 – A49
<b>Tab. A8-27:</b> Übersicht der Datengrundlage zur landesweiten räumlichen Abbildung von Habitatpotenzialflächen im Rahmen der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen.	A50

### Formeln

<b>Formel 1:</b> Berechnung der Jaccard'schen Zahl	67
<b>Formel 2:</b> Berechnung der ‚distanzgewichteten Verbundraumflächensumme‘ (DVS)	205

### Die Formeln des Anhangs

<b>Formel A3-1:</b> Berechnung der Besiedlungswahrscheinlichkeit einer Insel nach MACARTHUR & WILSON (1971: 125)	A12
<b>Formel A3-2:</b> Exponentielle Distanzgewichtung	A15
<b>Formel A3-3:</b> Lineare Distanzgewichtung	A15
<b>Formel A3-4:</b> Berechnung des Isolationsmaßes $S_i$ nach HANSKI (1994b)	A16
<b>Formel A4-1:</b> Lineare Distanzgewichtung der modifizierten Proximity-Indizes	A19

## Abkürzungen

ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BNatSchG	Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz)
CBD	Convention on Biological Diversity
FFH-Richtlinie	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.5.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen)
FVA	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
GIS	Geographisches Informationssystem
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources
LA	Landesart Gruppe A (Einstufungskategorie der Zielarten im ZAK)
LB	Landesart Gruppe B (Einstufungskategorie der Zielarten im ZAK)
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (ab 1.1.2006 LUBW)
LplG	Landesplanungsgesetz
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (ehemals LfU)
LWaldG	Waldgesetz für Baden-Württemberg (Landeswaldgesetz)
NatSchG	Naturschutzgesetz Baden-Württemberg (Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft)
MTB	Messtischblatt (Topographische Karte 1:25.000)
N	Naturraumart (Einstufungskategorie der Zielarten im ZAK)
RIPS	Räumliches Informations- und Planungssystem
ROG	Raumordnungsgesetz
$r_s$	Rangkorrelationskoeffizient Spearman-Rho
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SUP	Strategische Umweltprüfung
UVM	Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
ZAK	Zielartenkonzept Baden-Württemberg (RECK et al. 1996)
ZAK-Status	Einstufungskategorie der Zielarten im ZAK
ZIA	Zielorientierte Indikatorart (Einstufungskategorie der Zielarten im ZAK)



# 1 Einführung: Fragestellung und Einordnung in den Projektzusammenhang

Dieses Kapitel erläutert nach einer kurzen Übersicht des Forschungsvorhabens, in dessen Zusammenhang die Arbeit entstand, die Fragestellung und Zielsetzung der vorliegenden Dissertation. Im Anschluss werden die Hintergründe und Ziele des Forschungsprojekts erläutert, um die Grundlage für das Verständnis der im Rahmen der Dissertation durchgeführten Arbeiten zu vermitteln.

## 1.1 Übersicht über das Forschungsvorhaben „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“

Im Rahmen des Forschungsvorhabens "Räumliche Konkretisierung, Visualisierung und planungsrelevante Aufbereitung der regionalen Zielvorgaben des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg" wurde aufbauend auf dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg (ZAK) (RECK et al. 1996) das „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg – Planungswerkzeug zur Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts Fauna“ (LUBW 1996) entwickelt (im Folgenden: „Informationssystem ZAK“).

Auftraggeber war das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (MLR). Die Bearbeitung erfolgte durch das Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart (ILPÖ) in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt (ATP) und Frau Dr. Geißler-Strobel, Tübingen (im Folgenden ‚Projektteam‘, vgl. Anhang I). Die technische Konzeption und Umsetzung unterlag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW).

Ziel des Forschungsvorhabens war die anwendungsreife Entwicklung eines webbasierten Planungswerkzeugs zur Berücksichtigung wesentlicher Inhalte des faunistischen Teils des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg in der Planungspraxis, insbesondere auf kommunaler Ebene. Ergänzt wurden die Inhalte des Zielartenkonzepts um weitere Informationsebenen, u.a. die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und Entwicklungspotenziale für Zielarten der Fauna zu den Gemeinden Baden-Württembergs. Grundlage dieser im Folgenden als ‚besondere Schutzverantwortung‘ bezeichneten Informationsebene ist eine vom Projektteam gemeinsam erarbeitete Methodik. Sie umfasst die landesweite räumliche Abbildung von Flächen mit hoher Habitategnung für zu ökologischen Anspruchstypen gruppierte Zielartenkollektive der Fauna über wissenschaftsbasierte Habitatmodelle (im Folgenden ‚Habitatpotenzialflächen‘). Anhand einer indikatorenbasierten Methodik wurden daraus für jeden Anspruchstyp Vorranggebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt. Denjenigen Gemeinden mit Anteil an dieser Gebietsauswahl wurde eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht für den jeweiligen Anspruchstyp bzw. das zugehörige Zielartenkollektiv zugewiesen.

Die empirische Analyse ausgewählter Anspruchstypen und die naturschutzfachliche Diskussion der erarbeiteten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielarten der Fauna aus landesweiter Sicht zu den Gemeinden Baden-Württembergs ist Gegenstand der vorliegenden Dissertation.

Mit dem Begriff ‚Gemeinden‘ werden im Folgenden die Städte und Gemeinden Baden-Württembergs zusammenfassend bezeichnet. Da das gesamte Land flächendeckend bearbeitet wurde, sind neben den 1110 Städten und Gemeinden auch Auswertungen für den in Bundesbesitz befindlichen Gutsbezirk Münsingen und den ‚gemeindefreien Besitz‘ Rhinau im Ortenaukreis erfolgt. Insgesamt wurden daher 1112 administrative Raumeinheiten bei der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen berücksichtigt.

Unter dem Begriff ‚besondere Schutzverantwortungen‘ wird im Folgenden, sofern nicht anders angegeben, immer der im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna aus landesweiter Sicht in Baden-Württemberg verstanden.

**Kapitel 1** enthält die Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit und vermittelt den Zusammenhang der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ mit dem Projekt „Informationssystem ZAK“ und dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. In **Kapitel 2** werden sowohl die im Rahmen des Projekts entwickelte Methodik der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs als auch die verschiedenen Methoden der Validierung ausgewählter Anspruchstypen erläutert. **Kapitel 3** enthält eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und die Ergebnisse der Validierungen der dafür ausgewählten Anspruchstypen. Eine Dokumentation aller im Projekt bearbeiteten Anspruchstypen enthält Anhang VIII. Kartographische Darstellungen der Flächenkulissen, der Vorangebiete und der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung finden sich in Anhang IX. In **Kapitel 4** werden die Ergebnisse aus methodischer, naturschutzfachlicher und planungsorientierter Sicht diskutiert. **Kapitel 5** enthält eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse.

## 1.2 Fragestellung und Zielsetzung der Arbeit

Im Rahmen des Projekts „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ wurde eine Methode zur Zuweisung ‚besonderer Schutzverantwortungen‘ von Gemeinden für Zielarten der Fauna aus landesweiter Sicht entwickelt. Grundlage des Ansatzes sind landesweite Flächenkulissen mit potenziell hoher Habitateignung für Zielartenkollektive der Fauna, die zu ökologischen Anspruchstypen gruppiert wurden. Diese Habitatpotenzialflächen wurden im Sinne wissensbasierter Habitatmodellierung, über die Formalisierung und räumliche Abbildung von Expertenwissen zu Schlüssel-Habitatfaktoren von Zielarten, unter Einsatz Geographischer Informationssysteme (GIS), erarbeitet.

Aus den Habitatpotenzialflächen wurden für jeden Anspruchstyp über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ Vorranggebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt. Gemeinden mit Anteil an diesen Vorranggebieten wurde eine besondere Schutzverantwortung für den jeweiligen Anspruchstyp bzw. das zugehörige Zielartenkollektiv zugewiesen.

Insbesondere, da die Ergebnisse im Rahmen der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ in das „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ integriert und damit der Planungspraxis zur Verfügung gestellt werden, lag eine empirische Prüfung nahe. Im Hinblick auf die einzelnen Bausteine der entwickelten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen ergaben sich folgende Fragestellungen:

- (1) Validität der landesweiten Habitatmodelle**  
Inwieweit können mit den Habitatpotenzialflächen relevante Habitate und plausible Entwicklungspotenziale der bearbeiteten Zielartenkollektive räumlich abgebildet werden?
- (2) Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten**
  - Inwieweit eignen sich die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Habitaten mit besonderer Lebensraumeignung bzw. überdurchschnittlichen Vorkommen hochrangiger Zielarten?
  - Begründete Auswahl eines bestehenden, bzw. Entwicklung eines neuen, landesweit anwendbaren Indikators zur modellhaften Abbildung von Verbundsituationen aus tierökologischer Sicht.
- (3) Abdeckung tierökologisch besonders bedeutsamer Gebiete (‚hotspots‘) durch Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung**  
Kann mit der Gesamtmethodik der Schutzverantwortungszuweisung eine systematische Ermittlung von Gemeinden mit Anteil an tierökologisch herausragenden Gebieten erfolgen?
- (4) Empirische Prüfung der Zielartenhypothese**  
Können die ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ des ZAK als Arten mit hoher Repräsentanzfunktion für zugehörige Artenkollektive betrachtet werden?

Eine Analyse aller im Projekt bearbeiteten Anspruchstypen war aus Gründen des Arbeitsumfangs und der Verfügbarkeit tierökologischer Daten nicht möglich. Im Vordergrund der Validierungen standen der Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ in Bezug auf die Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken, der Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ hinsichtlich der Brutvögel und der Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ in Bezug auf die Artengruppe Wildbienen.

Die entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs entzog sich in seiner Gesamtheit einer vollständigen wissenschaftlichen Validierung im Rahmen des Projekts. Ziel der verschiedenen Validierungsansätze war es, die Konsistenz der entwickelten Methodik zu prüfen und für ausgewählte Anspruchstypen eine Einschätzung der Plausibilität der erzielten Ergebnisse - im Sinne einer Qualitätssicherung - zu erhalten. Dabei war eine Differenzierung in Aussagen auf Ebene der Gemeinden und darüber hinaus, auf räumlich expliziter Ebene der Habitatpotenzialflächen und der daraus ermittelten Vorranggebiete, angestrebt.

## 1.3 Hintergrund und Zielsetzung des Forschungsvorhabens „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“

In diesem Kapitel erfolgt eine Einordnung des Forschungsvorhabens „Informationssystem ZAK“ in den Zusammenhang der am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie bearbeiteten Projekte zur Erarbeitung landesweiter ökologischer Grundlagen und naturschutzfachlicher Zielsysteme in Baden-Württemberg. Dies führt an die Hintergründe und die Zielsetzung der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ des „Informationssystem ZAK“ heran, in deren Zusammenhang die vorliegende Arbeit entstand. Die Informationsebene wird in Kap. 2.1.2 und 2.1.3 ausführlich erläutert.

### 1.3.1 Einordnung in das Forschungsprofil des Instituts für Landschaftsplanung und Ökologie

Das Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart weist eine langjährige Projekttradition im Themenfeld der Erarbeitung und planungsrelevanten Aufbereitung landesweiter ökologischer Grundlagen und Zielsysteme für die Landschaftsplanung in Baden-Württemberg auf.

Im Rahmen der Erstellung von Materialien zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg<sup>1</sup> wurden umfangreiche Datengrundlagen für die ökologisch orientierte Planung im Übersichtsmaßstab 1:200.000 erarbeitet. Sie wurden in Form von landesweiten GIS-Datensätzen und Naturraum-Steckbriefen anwendungsorientiert zur Verfügung gestellt (HEINL et al. 1999, s.a. HEINL et al. 2003). Damit wurde eine Grundlage für die Entwicklung von Leitbildern und Zielen für die Naturräume des Landes und die einzelnen Schutzgüter geschaffen, die auch als konsistente ökologische Bewertungsgrundlage für Vorhaben von landesweiter bis regionaler Bedeutung herangezogen werden kann. Die Datensätze stellen einen wesentlichen ökologischen Baustein innerhalb des ressortübergreifenden Umweltinformationssystems UIS des Landes Baden-Württemberg dar.

Wesentlicher und in der Erarbeitung aufwändigster Baustein dieser Datensätze war die Erarbeitung des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg ZAK<sup>2</sup> (RECK et al. 1996, s.a. WALTER et al. 1998, RECK 2004). Darin wurden erstmalig in Deutschland flächendeckend für ein ganzes Bundesland – unter Beteiligung zahlreicher Experten – regionalisierte Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten definiert. Das artenbasierte normative Zielsystem dient der Konkretisierung und Operationalisierung des Schutzguts ‚Arten und Biotope‘ für planerische Fragen und Fragen der Eingriffsbewertung. Es gliedert sich in die Zielkategorien ‚Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume‘, ‚Mindeststandard‘ und ‚Prozessschutz‘. Die räumliche Differenzierung erfolgte in landesweit 15 Bezugsräume und 3 Auenräume.

Die Planungspraxis zeigte, dass das Zielartenkonzept insbesondere in Naturschutzfachplanungen auf kommunaler Ebene kaum berücksichtigt wurde. Wesentliche Ursachen werden im regionalen Bezug und der geringen Anwenderfreundlichkeit des ca. 2.000 Seiten umfassenden Werkes gesehen. Daher wurde zunächst für das Landesamt für Flur-

---

<sup>1</sup> Projekttitle: „Erstellung eines Kartensatzes im Zielmaßstab 1:200.000 als Grundlage zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms bzw. allgemein verwendbarer ökologischer Basisdaten für die Landschaftsplanung (Az: 22-8860.00).

Auftraggeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.

Bearbeitung: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie (ILPÖ), Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart.

<sup>2</sup> Projekttitle: „Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden Württemberg – Zielartenkonzept (ZAK)“.

Auftraggeber: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.

Bearbeitung: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart; zahlreiche Artenexperten aus Baden-Württemberg.



neuordnung Baden-Württemberg eine auf die Belange von Regelflurneuordnungen zugeschnittene Umsetzung wesentlicher Inhalte des ZAK in Form des anwenderfreundlichen Access-basierten Informationssystems „Biotopentwicklung in Flurneuordnung und Landentwicklung“ erarbeitet<sup>3</sup> (GEIBLER-STROBEL et al. 2003).

Aufbauend auf den Erfahrungen dieses Projekts wurde mit dem „Informationssystem ZAK“ ein webbasiertes Planungswerkzeug zur Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte (Fauna) für die Naturschutzverwaltung in Baden-Württemberg entwickelt<sup>4</sup>. Ziel ist die Implementierung und standardisierte Berücksichtigung des ZAK in Naturschutzfachplanungen auf kommunaler Ebene. Wesentliche Inhalte des ZAK wie die Zielarteneinstufung und Verbreitungsangaben ausgewählter Artengruppen wurden aktualisiert und räumlich präzisiert. Zudem wurden weitere Inhalte wie die Zuordnung der Zielarten zu Habitattypen und Maßnahmenkonzepten ergänzt (vgl. GEIBLER-STROBEL et al. 2006b).

Eine weitere wesentliche Ergänzung gegenüber dem ZAK stellt die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortungen und Entwicklungspotenziale von Gemeinden für Zielarten der Fauna aus landesweiter Sicht‘ des „Informationssystem ZAK“ dar. Insbesondere die landesweiten großmaßstäbigen Kartierungen besonders geschützter Biotope ermöglichen inzwischen eine planungsorientierte räumliche Abbildung von Habitatpotenzialen von zu Anspruchstypen gruppierten Zielartenkollektiven der Fauna. Über eine indikatorengestützte Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht erfolgte für jeden Anspruchstyp die Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs. Damit wurde erstmals in Deutschland für ein ganzes Bundesland eine flächendeckende Zuweisung von kommunalen Schutzverantwortungen für ein breites Spektrum an Zielartenkollektiven erarbeitet und eine praktische Anwendung planungsorientierter Habitatmodelle im Landschaftsmaßstab planungsrelevant umgesetzt. Eine wesentliche Voraussetzung dafür bestand in der interdisziplinären Zusammensetzung des Projektteams, wodurch eine sehr intensive Zusammenführung der Themenfelder Tierökologie und Habitatmodellierung bzw. quantitativer Analysemethoden erreicht werden konnte.

Begleitend zum Projektteil ‚besondere Schutzverantwortung‘ entstand die vorliegende Dissertation, in der die im Sinne einer Qualitätssicherung durchgeführten Validierungen ausgewählter Anspruchstypen anhand tierökologischer Geländedaten erarbeitet wurden.

### 1.3.2 Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg

Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg ZAK (RECK et al. 1996, s.a. WALTER et al. 1998) ist ein normativ abgeleitetes, artenbasiertes Zielsystem zur räumlichen Konkretisierung und Operationalisierung des Schutzguts ‚Arten und Biotope‘ für planerische Fragen und Fragen der Eingriffsbewertung in Baden-Württemberg. Es entstand in interdisziplinärer Zusammenarbeit zahlreicher Artenexperten in Baden-Württemberg. Mit diesem Konzept wurden erstmalig in Deutschland flächendeckend für ein ganzes Bundesland regionalisierte Qualitätsziele, Indikatoren und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten definiert. Damit stellt es die bislang umfassendste Anwendung des Zielarten-Ansatzes in Deutschland dar (RECK 2004: 311).

---

<sup>3</sup> Projekttitle: „Aus dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg abgeleitete tierökologische Standards zur naturraumspezifischen Entwicklung von Sekundärbiotopen im Rahmen von Flurneuordnungsverfahren (FK: 0141E).

Auftraggeber: Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg.

Bearbeitung: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart; Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt; Dr. S. Geißler-Strobel; Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

<sup>4</sup> Projekttitle: „Räumliche Konkretisierung, Visualisierung und planungsrelevante Aufbereitung wesentlicher Zielvorgaben des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg (ZAK) (AZ: 62-8860.00).

Auftraggeber: Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg.

Bearbeitung: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart; Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt; Dr. S. Geißler-Strobel, Tübingen; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Das Zielartenkonzept formuliert für 15 naturräumliche Einheiten Baden-Württembergs regionalisierte Rahmenziele zur Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen Tier- und Pflanzenpopulationen heimischer Arten entsprechend ihrer naturräumlichen Verbreitung und weist schutz- und sanierungsbedürftige Bereiche aus. Es stellt damit den Fachbeitrag des Arten- und Biotopschutzes im Rahmen der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg dar (HEINL et al. 1999, s.a. HEINL et al. 2003).

Folgende Hypothesen liegen dem Zielartenkonzept zu Grunde (RECK et al. 1996, WALTER et al. 1998, RECK 2004):

- **Arten als vorrangiger Bezug ökologischer Bewertungen**

Die Wahl von Arten und nicht Zönosen oder Biotopen als primäre Bezugsgröße erfolgte vor dem Hintergrund, dass Arten innerhalb planerisch relevanter Zeiträume eine verglichen mit den Biotopen geringe Veränderlichkeit aufweisen – sie sind damit ein stabiles Bezugssystem. Mit dem Schutz von Biotopen vorrangig als Lebensraum von Arten und nicht als verselbständiger Selbstzweck wird die Dynamik der Weiterentwicklung der Kulturlandschaft berücksichtigt und nicht im Sinne eines primär konservierenden Naturschutzes verhindert. Weil die meisten Arten in verschiedenen Nutzungssystemen oder Lebensräumen existieren können, ist mit der Formulierung von Zielarten keine „schematische Zukunftslandschaft“ vorgegeben (RECK et al. 1996: A17). Es wird vielmehr ein artershaltender Rahmen formuliert, in dem unter Berücksichtigung sonstiger Umweltqualitätsziele und ökonomischer Anforderungen, sehr verschiedene Zukunftsszenarien möglich sind. Über das Ziel des Erhalts und der Wiederherstellung langfristig überlebensfähiger Populationen wird dabei eine nachhaltige Entwicklung der Landschaft angestrebt. Wo es konkrete Gefährdungssituationen erfordern, wird ein konservierender Schutz einzelner Arten (vorübergehende ‚Arche-Noah-Funktion‘) verfolgt. Ein weiterer Grund für die zentrale Stellung der Arten ist ihr Anspruch an Landschaftsfunktionen, die allein über Biotope nicht darstellbar sind, wie etwa vernetzte Lebensraumkomplexe, Durchlässigkeit der Landschaft oder ungestörte Rückzugsräume.

- **Zielartenhypothese**

Der im Naturschutz teilweise unterschiedlich verwendete Begriff ‚Zielart‘ (s.u.) wird im Zielartenkonzept im Sinne einer flächendeckenden artenbasierten Operationalisierung des Schutzes der biologischen Vielfalt insgesamt verwendet. Es wird angenommen, dass durch die Förderung repräsentativer Zielartenkollektive, welche die empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten relevanter Anspruchstypen umfassen, die weiteren Arten mitgesichert werden können. Dabei wird berücksichtigt, dass eine zu starke Reduktion (z.B. ‚Ein-Arten-Ansätze‘) aufgrund mangelnder Repräsentanz scheitert. Hypothese ist, dass sich durch die Förderung der unterschiedlich eingemischten Zielarten, aufgrund der zwischen den Ansprüchen der Arten aufgespannten Übergänge, zwangsläufig ein Spektrum an Habitaten und Ökotonen ausbildet, das den Erhalt der Artenvielfalt insgesamt gewährleistet.

Damit werden im Zielartenkonzept Baden-Württemberg im Sinne von HOVESTADT et al. (1991: 183 ff.) unter Zielarten vorrangig zu schützende Arten verstanden, von deren Förderung auch weitere Arten profitieren (Mitnahmeeffekt) und die eine Erfolgskontrolle von Schutzmaßnahmen ermöglichen. Sie können demnach als Umweltqualitätsziele des Naturschutzes aufgefasst werden. Ihre Auswahl erfolgt normativ, basierend auf naturwissenschaftlichen Kenntnissen (vgl. PLACHTER et al. 2003: 124). Arten mit einem besonders ausgeprägten Mitnahmeeffekt für große Teile der Lebensgemeinschaft werde auch als ‚*umbrella species*‘ bzw. ‚Schirmarten‘ bezeichnet (vgl. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 626). Im Zielartenkonzept wird mit den ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ die Vorstellung der Funktion als Schirmarten verbunden (vgl. Kap. 3.2.4). Für Zielarten, die aus Gründen der Popularität in der Bevölkerung ausgewählt werden, haben die Begriffe ‚*flagship species*‘ oder ‚charismatische Arten‘ Verbreitung gefunden (vgl. KRATOCHWIL & SCHWABE 626-627). Leitarten bzw. Charakter- oder Kennarten sind Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch höhere Siedlungsdichten aufweisen (vgl. FLADE 1994: 55 ff.). Sie werden empirisch ermittelt und vermitteln zunächst keine Wertigkeiten, sind jedoch aufgrund ihrer deutlichen Repräsentanz für be-

stimmte Lebensräume auch als Zielarten geeignet. Unter Zeiger- bzw Indikatorarten werden - ebenfalls wertfrei - Arten verstanden, deren Anwesenheit, Populationsgröße oder Verhalten auf Umweltzustände schließen lassen, die sonst nicht sichtbar oder direkt messbar sind (vgl. RIECKEN 1992: 9 ff.). Schlüsselarten (engl. ‚*keystone species*‘) stellen Arten dar, die in ihren Lebensgemeinschaften zentrale Funktionen haben und deren Verschwinden das Aussterben weiterer von ihnen abhängiger Arten zur Folge hätte (vgl. MEYER-CORDS & BOYE 1999: 99). Diese Funktion stellte - neben dem Mitnahmeeffekt - ein weiteres Kriterium zur Auswahl ‚Zielorientierter Indikatorarten‘ dar. Tab. 1 vermittelt in Anlehnung an ALTMOOS (1999: 37) eine Übersicht der Begriffe Leitart, Zeigerart und Zielart.

**Tab. 1:** Abgrenzung der Begriffe Leitart, Zeigerart und Zielart in Anlehnung an ALTMOOS (1999: 37).

Begriff	Leitart / Charakter-/Kennart	Zeigerart / Indikatorart	Zielart
Kurzdefinition	repräsentative (typische, stetige) Art für einen Landschaftsausschnitt (nach FLADE 1994)	Arten die bestimmte Umweltzustände erkennen lassen (z.B. RIECKEN 1992)	in einer Region vorrangig zu schützende Arten (HOVESTADT et al. 1991)
Zweck	Beschreibung Umwelt/-zustand		Wertung/Ziel
Auswahl	naturwissenschaftliche deskriptive Analyse	naturwissenschaftliche kausale Analyse	Bewertung anhand naturschutzfachlicher Kriterien

Das im Zielartenkonzept Baden-Württemberg entwickelte Zielsystem gliedert sich in drei Zielkategorien (vgl. RECK et al. 1996, WALTER et al. 1998).

**(1) Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume**

Mit dieser Zielkategorie werden für die landesweit prioritär schutzbedürftigen Zielarten und ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ artbezogene Schutz- und Entwicklungsziele für den Arten- und Biotopschutz im Sinne von Umweltqualitätszielen definiert. Über Habitatschutz in der räumlich-zeitlichen Dynamik und dem überregionalen Verbund und Schutz wandernder Arten soll ein weiterer Artenrückgang gestoppt und, durch die Verbesserung der Lebensraumsituation, die Gefährdung hochgradig bedrohter Arten verringert werden.

**(2) Mindeststandard**

Die Etablierung von Mindeststandards erfolgt über die Definition von ‚Belastungsobergrenzen‘ anhand von Mindestartenausstattungen bezogen auf verschiedene Lebensraumtypen, insbesondere in Nutzflächen. Ziel ist es die Gefährdung noch weit verbreiteter Arten und damit die Aufnahme in den speziellen Populationsschutz zu verhindern.

**(3) Prozessschutz**

Prozessschutz soll Arten sichern, die nur innerhalb natürlicher Lebensraumdynamik überlebensfähig sind. Ziel ist der Schutz und die Entwicklung natürlicher Lebensgemeinschaften und natürlicher Prozesse wie Gehölzsukzession auf Normalstandorten und schnelle Dynamik in Auen, ausgerichtet an der Populationsdynamik von Leitarten.

Kernstück des ZAK ist die Zielkategorie ‚Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume‘ mit der artbezogenen die landesweit prioritären Schutz- und Entwicklungsziele für den Arten- und Biotopschutz definiert werden. Die Umsetzung erfolgte über die Auswahl von ca. 1.700 Zielarten aus den landesweit ca. 45.000 – 50.000 vorkommenden Tier- und Pflanzenarten (LFU 2003a: 208) als für Baden-Württemberg prioritär schutzbedürftige Arten. Auf die Fauna entfallen davon ca. 1.150 Zielarten aus den Artengruppen Vögel, Reptilien, Amphibien, Säugetiere, Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Libellen, Heuschrecken, Tagfalter, Widderchen, Wildbienen, Sandlaufkäfer und Laufkäfer, Holzkäfer, Schnecken und Muscheln. Die Auswahl der Artengruppen erfolgte hinsichtlich einer ausreichenden Repräsentanz wichtiger Anspruchstypen und guten verfügbaren Kenntnissen

zu Ökologie, Verbreitung und Bestandsentwicklung. Die Auswahl der Zielarten orientierte sich an den Kriterien Gefährdung, Schutzverantwortung, Seltenheit und ihrer Funktion als Schlüsselarten und naturräumliche Charakterarten. Die Zielarten wurden folgenden Schutzkategorien zugeordnet (vgl. RECK et al. 1996: A99 ff):

- **Landesarten** (ca. 1.250): Zielarten mit landesweit höchster Schutzpriorität.
  - Landesarten Gruppe A: Vom Aussterben bedrohte bzw. akut gefährdete Arten, für deren Erhaltung umgehend Artenhilfsmaßnahmen erforderlich sind. Populationen dieser Arten sind streng vor negativen Veränderungen, Beeinträchtigungen oder Eingriffen zu schützen, indem Schutzgebiete ausgewiesen oder ihre Vorkommen auf andere geeignete Weise sichergestellt werden.
  - Landesarten Gruppe B: Arten, die in einigen Naturräumen noch mehrere bzw. einzelne größere Vorkommen haben oder für die derzeit keine speziellen Sofortmaßnahmen ableitbar sind. Sie repräsentieren insgesamt größere Flächen, für die lokal nicht immer eine Veränderungssperre bei negativen Eingriffen durchgesetzt werden muss, sofern die Stabilität und Verbreitung dieser Arten im Naturraum nicht gefährdet bzw. eingeschränkt wird.
- **Naturraumarten** (ca. 450): Zielarten mit besonderer regionaler Bedeutung und geringerer Gefährdung als bei den Landesarten, so dass sie landesweit 2. Schutzpriorität haben.

Aus diesen Zielarten, insbesondere aus den Landesarten, wurden weitergehend ca. 300 (für die Fauna ca. 150) ‚Zielorientierte Indikatorarten‘ als Arten mit hoher Indikatorfunktion ausgewählt. Es wird davon ausgegangen, dass durch die Förderung dieser Arten die Lebensbedingungen für zahlreiche weitere Arten verbessert werden können. Sie werden als ‚Schirmarten‘ aufgefasst, die aufgrund ihrer besonders hohen Ansprüche an Habitatqualitäten bei erfolgreicher Förderung einen ‚Mitnahmeeffekt‘ für weitere, weniger anspruchsvolle Arten erwarten lassen oder als ‚Schlüsselarten‘ bspw. durch ihre Funktion als Habitatbildner für das Vorkommen weiterer Arten essentiell sind (vgl. HOVESTADT et al. 1991: 183 ff.). Aus den Lebensraumsansprüchen ihrer Populationen kann ein vordringlichster Maßnahmen- und Entwicklungsbedarf für den Arten- und Biotopschutz aus Landessicht formuliert werden. Zudem kann anhand der Entwicklung ihrer Populationen bzw. Vorkommen der Erfolg eines speziellen Populationsschutzes kontrolliert werden. Sie stellen eine planungsorientierte Eingrenzung der Zielarten dar, die als Kollektiv und bei Erfüllung der mit ihnen verknüpften Zielsetzungen die Funktionsfähigkeit der Landschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt repräsentieren. Von diesen empfindlichsten und anspruchsvollsten Arten sind bei einer Sicherung der Vorkommen und Ausdehnung der Bestände durch die Entwicklung geeigneter Habitate die größten Effekte für eine damit einher gehende Förderung weiterer (Ziel-) Arten zu erwarten (vgl. RECK et al. 1996: A107 ff.). Eine weitergehende Erläuterung des Konzepts der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ erfolgt im Zusammenhang mit der Ergebnisdarstellung der empirischen Analysen zur Zielartenhypothese in Kap. 3.2.4.

### 1.3.3 Das „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“

Im Rahmen des Forschungsvorhabens "Räumliche Konkretisierung, Visualisierung und planungsrelevante Aufbereitung der regionalen Zielvorgaben des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg" wurde ein webbasiertes Planungswerkzeug zur Berücksichtigung wesentlicher Inhalte des faunistischen Teils des ZAK in der Planungspraxis, insbesondere auf kommunaler Ebene entwickelt. Vorrangige Zielgruppen des „Informationssystem ZAK – Planungswerkzeug zur Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts – Fauna“ sind verschiedene Ebenen der Naturschutzverwaltung in Baden-Württemberg:

- Kommunale Planungs-, Grünflächen- und Umweltschutzämter
- Untere Naturschutzbehörden und Untere Forstbehörden
- Naturschutzreferate bei den Regierungspräsidien
- Forstdirektionen bei den Regierungspräsidien
- Tierökologen, die einen faunistischen Fachbeitrag erarbeiten

Einsatzbereiche des Informationssystems sind alle vorsorgenden Naturschutzfachplanungen im Außenbereich, insbesondere im kommunalen Zuständigkeitsbereich. Das Planungswerkzeug soll bei der Erstellung bzw. Fortschreibung qualifizierter Landschaftspläne und naturschutzfachlich fundierter Maßnahmenkonzepte zur Führung des Ökokontos im Rahmen der Bauleitplanung, bei Biotopverbundplanungen nach §3 BNATSchG, bei kommunale Artenschutzprogramme und im Rahmen von Naturschutzfachplanungen im Forst verwendet werden. Auch für die Strategische Umweltprüfung (SUP) von Landschaftsplänen und die Umweltbeobachtung bieten die Ergebnisse fachlich fundierte Bewertungsgrundlagen. Eingeschränkt anwendbar ist das Verfahren für die Natura 2000 Gebiete, bei Eingriffsplanungen und Fließgewässerrenaturierungen im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Nicht anwendbar ist es für Planungen im Siedlungsbereich, da Arten mit entsprechenden Schwerpunktorkommen nicht oder nur ansatzweise berücksichtigt sind und auch bezüglich Habitatstrukturen und Maßnahmen keine Siedlungsspezifika aufgenommen wurden.

Hintergrund des Projekts war die Beobachtung, dass das ZAK in seiner ursprünglich veröffentlichten Form, insbesondere in der kommunalen Planungspraxis, kaum berücksichtigt wurde. Wesentliche Ursachen werden im regionale Bezug und der geringen Anwenderfreundlichkeit des ca. 2.000 Seiten umfassenden Werkes gesehen. Daher wurde zur Implementierung und standardisierten Berücksichtigung des Zielartenkonzepts in Naturschutzfachplanungen auf kommunaler Ebene wesentliche Inhalte des ZAK wie die Verbreitungsangaben ausgewählter Artengruppen aktualisiert und räumlich präzisiert. Es wurden zudem weitere Inhalte wie die Zuordnung der Zielarten zu Habitattypen und Maßnahmenkonzepten sowie Informationen zu besonderen Schutzverantwortungen der Gemeinden für Zielarten ergänzt. Die Inhalte werden im Folgenden kurz erläutert.

Grundlagen des „Informationssystems ZAK“ sind umfangreiche Datenbanken mit Expertenwissen zur Ökologie und Verbreitung von über 300 Zielarten Baden-Württembergs und wissensbasierte Habitatmodelle auf Basis landesweiter GIS-Analysen. Zudem kann auf den Karten-Viewer der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) zugegriffen werden. Diese Inhalte werden planungsorientiert in vier ineinandergreifende Informationsebenen des Tools umgesetzt (vgl. Abb. 1).



**Abb. 1:** Informationsebenen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“.

Die Informationsebenen werden im Folgenden kurz erläutert. Eine ausführliche Darstellung der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ erfolgt in Kap. 2.1.2. Weitere Informationen zu den anderen Informationsebenen enthält der Leitfaden zum Informationssystem (GEIBLER-STROBEL et al. 2006a).

**(1) Planungswerkzeug Zielartenkonzept**

Mit dieser zentralen Informationsebene wurde ein standardisiertes Verfahren zur Vorbereitung und Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte erarbeitet. Die Informationen können für zahlreiche kommunale Planungsaufgaben als Entscheidungshilfe herangezogen werden und sollen auch die Zusammenführung der in vielen Gemeinden bereits vorliegenden Gutachten zu Tierarten und Tierartengruppen in ein schlüssiges Gesamtkonzept erleichtern. Das Planungswerkzeug bietet dabei keinen Ersatz für eine naturschutzfachlich fundierte Maßnahmenplanung, die zunächst die Lokalisierung der konkreten Zielartenvorkommen auf Basis von Primärdatenerhebungen zum Ziel haben sollte. Vielmehr unterstützt es, im Sinne eines Entscheidungsunterstützungssystems (*„decision support system“*), die Standardisierung und Strukturierung der Erstellung einer solchen Planungsgrundlage.

**(2) Besondere Schutzverantwortungen und Entwicklungspotenziale aus landesweiter Sicht**

Mit dieser in Kap. 2.1.2 und 2.1.3 ausführlich erläuterten Informationsebene sind Gemeinden gekennzeichnet, die aufgrund ihrer Biotopausstattung besonders bedeutsame Habitats und Entwicklungspotenziale für 25 zu ökologischen Anspruchstypen gruppierte Zielartenkollektive der Fauna erwarten lassen. Ihnen kommt daher bei Schutz und Entwicklung der entsprechenden Lebensräume eine besondere Bedeutung aus landesweiter Sicht zu.

**(3) Planungsbezogene Informationen zu den Einzelarten**

Für jede der enthaltenen Zielarten können planungsrelevante Informationen wie Gefährdungsgrad, diverse Schutzstatus sowie Fotos aus dem ‚Artenlexikon‘ der LUBW aufgerufen werden.

**(4) Ansicht / Abfrage naturschutzfachlich bedeutsamer Gebiete**

Über den Karten-Viewer der LUBW können in einer Web-GIS-Komponente naturschutzfachlich bedeutsame Gebiete wie Naturschutzgebiete, Natura2000-Gebiete u.a.m. vor Kartenhintergründen bis zur topographischen Karte 1:25.000 eingeblendet und abgefragt werden. Auch die der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ zu Grunde liegenden Habitatpotenzialflächen können hier visualisiert werden.

Das Planungswerkzeug ist als PHP-Abfragesystem der Oracle-Datenbank der LUBW mit eingebetteten Web-GIS-Applikationen realisiert und kann mit den verbreiteten Web-Browsern angewendet werden. Die zentrale Datenhaltung erlaubt eine regelmäßige Aktualisierung der Daten und ggf. Modifikation des Tools. Das Projekt baut auf dem für das Landesamt für Flurneuordnung Baden-Württemberg entwickelten Planungswerkzeug „Biotopentwicklung in Flurneuordnung und Landentwicklung“ auf, das dort bereits in der Praxis angewendet wird (s. GEIBLER-STROBEL et al. 2003).

### **1.3.4 Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung und Entwicklungspotenziale aus landesweiter Sicht‘**

Ziel dieser Informationsebene ist es, der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern insbesondere auf kommunaler Ebene eine veränderte Sicht auf die Bedeutung der Biotopausstattung des Landschaftsausschnitts, für den sie raumwirksame Entscheidungen treffen, zu vermitteln. Gerade auf kommunaler Ebene treten häufig Planungsvorhaben auf, deren ökologische Wirkungen weit über den administrativen Zuständigkeitsbereich hinaus reichen können. Noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Biotoptypen innerhalb der Gemeinden werden oft als wenig schutzbedürftig eingeschätzt. Aus Sicht des Artenschutzes sind in vielen Fällen aber gerade diese Gebiete von besonderer Bedeutung in ihrer Funktion für die meist besonders schutzbedürftigen Zielarten mit hohem Flächenanspruch, hohen Anforderungen an eine gute Vernetzung der Habitats oder geringer Störungstoleranz.

Zur Umsetzung der Schutzverantwortungszuweisung wurden planungsorientierte Habitatmodelle für Zielartenkollektive erstellt und über zwei Indikatoren Vorranggebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt. Gemeinden mit Anteil an diesen Vorranggebieten wurde eine besondere Schutzverantwortung bzw. Entwicklungsmöglichkeiten für das jeweilige Zielartenkollektiv aus landesweiter Sicht zugewiesen. Die Methodik der Schutzverantwortungszuweisung gliedert sich in folgende Schritte:

- (1)** Landesweite räumliche Abbildung von Habitatpotenzialflächen für Zielartenkollektive der Fauna über planungsorientierte Habitatmodelle
- (2)** Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht für jedes Artenkollektiv über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘
- (3)** Überlagerung der Vorranggebiete mit den Gemeinden Baden-Württembergs zur Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen

Mit diesem Ansatz der räumlichen Abbildung des potenziellen quantitativen Habitatangebots, werden vorrangig Zielarten berücksichtigt, die noch kein relikttäres Verbreitungsbild in Baden-Württemberg aufweisen. Nur für solche Arten konnten – in der Gruppierung zu Anspruchstypen – Habitatansprüche zielführend formuliert und räumlich abgebildet werden. Arten mit nur noch wenigen Reliktvorkommen, die häufig von zufälligen Gegebenheiten abhängen, können mit diesem Ansatz nicht zielgerichtet abgebildet werden. Jedoch wurden für die planungsrelevanten Artengruppen Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Amphibien und Reptilien die bekannten Nachweisorte der Arten mit landesweit nur noch weniger als ca. 10 Vorkommen recherchiert und gemeindebezogen in das Informationssystem integriert. Dies wäre künftig für weitere Artengruppen nachzuführen.

Eine ausführliche Darstellung der Hintergründe, Ziele und der Methodik des entwickelten Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen enthalten die Kapitel 2.1.2 und 2.1.3.





## 2 Methoden und Daten

Dieses Kapitel gliedert sich in zwei Abschnitte: Kap. 2.1 stellt die im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ entwickelte Methodik der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielartenkollektive zu den Gemeinden Baden-Württembergs und die dabei verwendeten landesweiten Geodaten dar. Diese Arbeiten dienten der Erfüllung des Projektauftrags im engeren Sinne und wurden vom Projektteam gemeinsam erbracht. Kap. 2.2 erläutert die Vorgehensweise bei der Validierung des entwickelten Ansatzes anhand der empirischen Analyse ausgewählter Anspruchstypen und die dabei herangezogenen tierökologischen Daten. Diese Arbeiten stellen, zusammen mit der in Kap. 2.1.3.4.4 vorgestellten neu entwickelten Methode zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen, die Inhalte der in Eigenleistung erbrachten Dissertation dar.

### 2.1 Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielartenkollektive zu den Gemeinden Baden-Württembergs

In diesem Kapitel erfolgt zunächst eine Darstellung der Ausgangssituation, welche die Erarbeitung des Ansatzes der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen nahe legte (Kap. 2.1.1). Es folgt die Erklärung der Zielsetzung der im Rahmen des Projekts entwickelten Methodik (Kap. 2.1.2) und die Erläuterung der Umsetzung (Kap. 2.1.3).

#### 2.1.1 Hintergrund

Artenschutzprogramme, spezielle Pflegemaßnahmen und die Ausweisung von Schutzgebieten haben in Baden-Württemberg in einigen Fällen das Erlöschen weiterer Arten verhindert, Bestände anderer gefährdeter Arten (bspw. des Wanderfalke) haben sich aufgrund des Wegfalls bestimmter Belastungen erholt. Im Gegensatz zu anderen Umweltbereichen (z.B. Gewässergüte) ist im Naturschutz jedoch eine generelle Trendwende des Artenrückgangs nicht in Sicht (UVM 2000: 169).

Es herrscht Konsens, dass eine Trendwende nur durch die verstärkte Umsetzung von großflächig wirkenden Maßnahmen, wie Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, Reduzierung/Steuerung von Flächeninanspruchnahme und Landschaftszerschneidung oder Prozessschutz - im Sinne eines integrierenden Naturschutzansatzes - erreicht werden könnte. Die naturschutzfachliche Ziel- und Prioritätensetzung hat - bspw. im Unterschied zu Grenzwerten im technischen Umweltschutz - räumlich differenziert zu erfolgen (PLACHTER et al. 2003). Dabei ist, unter Anwendung des ‚Konzepts einer differenzierten Landnutzung‘ (ODUM 1969, HABER 1972, KAULE 1978), für eine Maximierung von einerseits Akzeptanz - und damit Realisierung - in der Planung und andererseits ökologischer Wirkung von Naturschutzmaßnahmen eine fundierte Auswahl von Prioritätsräumen erforderlich (SRU 2002: 164 f.). „*We can't save it all, so where should we concentrate our efforts?*“ (GINSBERG 1999: 5) ist daher - pointiert formuliert - eine der zentralen Fragen des Naturschutzes.

Die Landschaftsplanung auf kommunaler Ebene stellt - in der Summe der Einzelplanungen der Gemeinden - für die gesamte Landesfläche entscheidende Weichen für die Berücksichtigung des Arten- und Biotopschutzes, da auf dieser Ebene flächenbezogen über konkrete Planungsvorhaben entschieden wird. Gerade die Forderung nach einem integrativen Naturschutz ‚in der Fläche‘ - der sich nicht auf geschützte ‚Inseln‘ in einer meist intensiv genutzten Kulturlandschaft beschränkt - erhöht die Bedeutung dieser Planungsebene. Dabei wird insbesondere von flächenstarken, finanzschwachen Gemeinden die Notwendigkeit aufwändiger Bestandserhebungen im Gelände vielfach nicht eingesehen (VON HAAREN 2004: 469 f.).

Aus Sicht des tierökologischen Artenschutzes sind auf der kommunalen Planungsebene folgende Defizite festzustellen:

- Nach gängiger Planungspraxis werden Bewertungen und Maßnahmenkonzepte v.a. aus Kostengründen allein auf Grundlage von Biotoptypenbewertungen abgeleitet. Wie zahlreiche Praxisbeispiele belegen, reichen Rückschlüsse aus Vegetationsstrukturenkartierungen im Regelfall nicht aus, um die Belange schutzbedürftiger Tierarten adäquat zu berücksichtigen und führen daher immer wieder auch zur weiteren Beeinträchtigung hochgradig schutzbedürftiger Zielarten (z.B. RIECKEN 1994, DIERBEN & RECK 1998, BRINKMANN 1998, BRINKMANN 1999, HENLE et al. 1999a, TRAUTNER 2000, PLACHTER et al. 2003: 127 ff.).
- Räumlich-funktionale Beziehungen der Landschaft, die häufig nur aus regionaler oder überregionaler Sicht erkannt werden können, finden nur unzureichend Berücksichtigung. Bspw. fehlen in Deutschland planungsbezogene Zusammenfassungen des ökologischen Wissens zu den Folgen großräumiger Lebensraumfragmentierung und zu überörtlichem Lebensraumverbund (RECK et al. 2005a: 9). Entsprechende ökologische Grundlagen sind gerade im Hinblick auf die Umsetzung des §3 des Bundesnaturschutzgesetzes ‚Biotopverbund‘ und §5 [3] ‚Minstdichten‘ in Zusammenhang mit der Kohärenzforderung nach Artikel 3 und 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie von großer Bedeutung. Aus planerischer Sicht wurden für die Umsetzung des Biotopverbunds bislang Empfehlungen zur Umsetzung erarbeitet (BURKHARD et al. 2004) und zum Teil in den Ländern Modellprojekte auf den Weg gebracht. Weitere Ausführungen zur Thematik Biotopverbund folgen in Kap. . 2.1.3.4.4.
- Erhalt und Förderung der faunistischen Artenvielfalt gelingen langfristig nur durch Schutz und Entwicklung langfristig überlebensfähiger Populationen. Dafür ist der Erhalt stabiler Schwerpunktvorkommen erforderlich. Noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Lebensraumtypen werden jedoch auf lokaler Ebene häufig als ‚im Überfluss‘ vorhanden und damit wenig schutzbedürftig eingeschätzt. Als problematisch erweist sich dabei die unreflektierte Anwendung maßstabsgebundener Wertkriterien wie Seltenheit, Gefährdung oder hohe Artenzahl (Biodiversität) (vgl. PLACHTER et al. 2003: 423, MAYER et al. 2002) bspw. unter alleinigem Bezug auf die Gemeindeebene.

Räumliche Zielvorgaben für den Arten- und Biotopschutz auf landesweiter Ebene wurden in Baden-Württemberg mit dem Zielartenkonzept (RECK et al. 1996) zunächst bezogen auf 15 naturräumliche Untereinheiten erarbeitet. Mit dem Projekt „Informationssystem ZAK“ konnten wesentliche Inhalte auf Ebene von 56 Naturräumen 4. Ordnung (basierend auf MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1953) weiter räumlich konkretisiert werden (vgl. Anhang. II). Innerhalb des Projektteils ‚besondere Schutzverantwortung‘ des „Informationssystem ZAK“ wurden für ein breites Spektrum an Zielartenkollektiven Flächenkulissen entwickelt, die aufgrund ihrer Biotopausstattung und anderer Faktoren wie Höhenlage, standörtliche Verhältnisse etc. besondere Habitat- und Entwicklungspotenziale erwarten lassen. Daraus wurden planungsbezogen auf Gemeindeebene Schwerpunktgebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt.

Das „Informationssystem ZAK“ stellt damit ein naturschutzfachlich konsistent abgeleitetes und in hohem Maße regionalisiertes Zielsystem für den Teil Fauna des Schutzguts ‚Arten und Biotope‘ dar. Innerhalb des Programmablaufs des Planungswerkzeugs wird einerseits über Geländeerhebungen des Anwenders die Ausstattung des konkreten Planungsgebiets an Habitattypen berücksichtigt. Zum anderen erfolgt über die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ eine Einordnung der Habitatpotenziale der Gemeinden aus landesweiter Sicht. Damit entspricht die Konzeption des „Informationssystem ZAK“ der Forderung, dass für einen erfolgreichen Arten- und Biotopschutz die maßstabsübergreifende Berücksichtigung sowohl der lokal vorhandenen Arten- bzw. Biotopausstattung, als auch ihre Einordnung in den überregionalen naturräumlichen Zusammenhang erforderlich ist (z.B. KAULE 1991: 258 f.).

### **2.1.2 Problemstellung und Zielsetzung der Informationsebene ,besondere Schutzverantwortung'**

Grenzen administrativer Einheiten, wie die der Städte und Gemeinden, stellen aus ökologischer Sicht betrachtet meist willkürliche Ausschnitte der Landschaft dar. Gleichzeitig werden hier raumwirksame Entscheidungen getroffen, deren ökologische Wirkungen weit über den administrativen Zuständigkeitsbereich hinaus reichen können. Die Planungspraxis zeigt, dass bei der Abwägung ökologischer Belange räumlich-funktionale Beziehungen eines Landschaftsausschnitts, die nur aus regionaler und überregionaler Sicht erkennbar sind, derzeit nur unzureichend berücksichtigt werden (vgl. Kap. 2.1.1). Hierzu gehören insbesondere die Korridorfunktion und räumliche Aspekte von Metapopulationsstrukturen (s. Kap. 2.1.3.4.1).

Zudem werden innerhalb der Gemeinden noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Biotoptypen, durch eine fokussierte Anwendung der Wertkriterien ,Gefährdung' und ,Seltenheit', oft als wenig schutzbedürftig eingeschätzt. Aus Sicht des Artenschutzes sind in vielen Fällen aber gerade diese Gebiete von besonderer Bedeutung in ihrer Funktion für den Erhalt der besonders schutzbedürftigen Zielarten mit hohem Flächenanspruch, hohen Anforderungen an eine gute Vernetzung der Habitate oder geringer Störungstoleranz.

Ziel der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden aus landesweiter Sicht ist die Verdeutlichung von Planungsprioritäten zum Tierartenschutz aus Landessicht und deren verstärkte Berücksichtigung in der kommunalen Landschaftsplanung. Damit soll der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern eine veränderte Sicht auf die Bedeutung der Biotopausstattung der Städte und Gemeinden vermittelt werden. Dabei wird einerseits die Einbettung der Gemeinden in den umgebenden naturräumlichen Zusammenhang aus tierökologischer Sicht verdeutlicht. Zum anderen erfolgt eine Einordnung der in einer Gemeinde vorhandenen Habitatpotenziale aus landesweiter Sicht.

#### **2.1.2.1 Begriffsbestimmung ,Verantwortlichkeitskonzept' des Naturschutzes**

Anlässlich der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro wurde das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt (Biodiversitätskonvention) von damals 153 Staaten und der Europäischen Gemeinschaft (Stand 2005: 188 Vertragsparteien, CBD 2006) unterzeichnet. Der globale Ansatz der Konvention war für alle beteiligten Staaten ein Signal, sich mit der Sicherung eines guten Erhaltungszustands von Arten innerhalb ihres Zuständigkeitsbereichs genauer zu beschäftigen. Rote Listen sind geeignet den nationalen Gefährdungsgrad zu beurteilen, doch lässt sich daraus nicht ableiten für welche Art einem Land im internationalen Kontext eine besondere Bedeutung zukommt (GRUTTKE & LUDWIG 2004: 271). Für einen effektiven Einsatz der begrenzten Mittel entstanden daher auch auf internationaler Ebene verschiedene Ansätze zur Ermittlung besonderer Verantwortungen von administrativen Einheiten (Staatenbund, Staat, Bundesland) für den weltweiten Erhalt von Arten (z.B. AVERY et al. 1994, SCHNITTLER et al. 1994, FLADE 1998, DUNN et al. 1999, BOYE & BAUER 2000, STEINICKE et al. 2002, KELLER & BOLLMANN 2001, KELLER & BOLLMANN 2004, GRUTTKE 2004). Gemeinsam ist diesen Ansätzen die Berücksichtigung biogeografischer Aspekte durch die Analyse von Verbreitungsbild und Gefährdungssituation der Arten in ihrem gesamten Areal, um die nationale Sicht in einen größeren Zusammenhang zu stellen. Dieser Ansatz des Naturschutzes wird als „Verantwortlichkeitskonzept“ bezeichnet (GRUTTKE & LUDWIG 2004: 271).

Nach GRUTTKE (2004: 8) sind Staaten grundsätzlich für alle darin lebenden Arten verantwortlich. Entsprechend beginnt das deutsche Bundesnaturschutzgesetz mit den Worten „Natur und Landschaft sind [...] so zu schützen und zu pflegen, zu entwickeln und, soweit erforderlich wiederherzustellen, dass [...] die Tier- und Pflanzenwelt einschließlich ihrer Lebensstätten und Lebensräume [...] auf Dauer gesichert sind“ (§1 BNATSchG). Dieser Erhaltungsanspruch enthält jedoch keine Prioritätensetzung. Diese erfolgt anhand von Bewertungskriterien wie der in den Roten Listen dargestellten bundesweiten Gefährdungssituation der Arten. Das Verantwortlichkeitskonzept liefert darüber hinaus Informationen zur Bedeutung der nationalen Vorkommen im globalen Kontext. Sie ist um so hö-

her, je wichtiger die Population im Bezugsraum für das weltweite Überleben der Art ist. Dabei kommt denjenigen Arten eine besondere Bedeutung zu, bei denen bedeutende Arealanteile oder hochgradig isolierte Vor- oder Außenposten, oft mit belegten genetischen Besonderheiten, im jeweiligen Land liegen. Aber auch für die Erhaltung einzelner Populationen von Arten, die weltweit gefährdet sind, besteht eine besondere Verantwortung (vgl. GRUTTKE 2004). Bei einer weltweiten Roten Liste ist demnach die Trennung von Gefährdung und Verantwortlichkeit unnötig, da der betrachtete Bezugsraum mit der globalen Ebene zusammenfällt (SCHNITTLER & LUDWIG 1996: 735). Im deutschen Entwurf der ‚nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt‘ (BMU 2005: 23) wird Deutschland anhand folgender Kriterien eine besondere Verantwortung für Arten zugewiesen:

- „Arten, die in Deutschland oder Mitteleuropa endemisch sind, [...]“
- Arten, die in Mitteleuropa ihren weltweiten Verbreitungsschwerpunkt haben,
- wandernde Arten, von denen bedeutende Teile der Weltpopulation in Deutschland rasten oder überwintern,
- in Deutschland und angrenzenden Gebieten stark gefährdete oder vom Aussterben bedrohte einheimische Arten.“

Zur Operationalisierung des Verantwortlichkeitskonzepts wurde in Deutschland von SCHNITTLER et al. (1994: 458) eine Einstufungsmethodik der „Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der Art“ eingeführt und in SCHNITTLER & LUDWIG (1996) ausführlich dargestellt. Die Einstufung von Arten in die zwei Verantwortlichkeitsgrade ‚in besonderem Maße verantwortlich !!‘ und ‚stark verantwortlich !‘ erfolgte dabei anhand folgender Kriterien (vgl. SCHNITTLER & LUDWIG 1996: 734 ff.):

- Anteil der Populationen im Bezugsraum an der weltweiten Gesamtpopulation
- die Lage dieser Populationen im Gesamtareal
- der Anteil der Populationen im Bezugsraum an der genetischen Vielfalt der Art
- die weltweite Gefährdung der Art
- Vorkommen isolierter Vorposten einer Art

Da verlässliche weltweite Bestandszahlen meist nicht vorhanden sind, wird als Näherungswert hierfür auch der Arealanteil akzeptiert. Als weiteres Kriterium wird die Lage isolierter Vorposten im Bezugsraum betrachtet. Eine erste Anwendung erfolgte durch KORNECK et al. (1996) auf die Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen. SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) wenden die Kriterien auf Gefäßpflanzen mit Zentral-Europa als Bezugsraum an und erweitern die Kategorien der Verantwortlichkeit auf vier Einstufungen: ‚*particular responsibility !!!*‘, ‚*high responsibility !!*‘, ‚*responsibility !*‘, ‚*responsible for isolated outposts (!!!)*‘ (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999: 893).

In Arbeiten zu bundesweiten Verantwortlichkeitsbewertungen für Tierarten wurde das Schema von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) jedoch nur modifiziert übernommen. TRAUTNER et al. (1997) verwenden unter Verweis auf die unzureichende Datenlage bei der Artengruppe Laufkäfer nur eine Kategorie ‚besondere Schutzverantwortung (!)‘. MÜLLER-MOTZFELDT et al. (1997) erläutern an Beispielen der Artengruppen Gefäßpflanzen, Laufkäfer, Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten sowie Amphibien und Reptilien ein ‚Argumentations- und Abfrageschema‘ zur Bewertung der ‚Raumbedeutsamkeit‘ der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg Vorpommern. Sie schlagen regionalisierte Verantwortlichkeiten aus globaler Sicht, aus der Sicht Europas, der BRD, eines Bundeslandes und eines Kreises vor. Unter Anwendung der Kriterien von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) entwerfen BOYE & BAUER (2000) ein Schema zur Prioritätenfindung für die Brutvogel- und Säugetierarten Deutschlands, bei dem arealkundliche Aspekte bezogen auf die Vorkommen in Deutschland und Europa angewendet werden. Die arealkundliche Bedeutung der Brutvogelbestände in Deutschland wurde dabei nach den Erkenntnissen von FLADE (1998) eingeschätzt.

STEINICKE et al. (2002) erweitern und verfeinern den Kategorien- und Kriterienschlüssel von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) für die Fauna am Beispiel der Amphibien- und Reptilienarten Deutschlands, der von MAAS et al. (2002) für die Heuschrecken übernommen wird. Dabei wird das Vorpostenkriterium zur Kennzeichnung relikitärer Populationen bzw. disjunkter Teilareale geringer Größe – wie schon bei SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) – herausgelöst und in eine dritte Kategorie ‚in besonderem Maße für Vorposten verantwortlich‘

gestellt. Damit wird den unterschiedlichen Auffassungen der relativen Bedeutung von Hauptpopulationen und isolierten Vorpostenpopulationen begegnet, indem separate Bewertungen ermöglicht werden.

Darauf aufbauend schlagen GRUTTKE & LUDWIG (2004) den folgenden aus einem Expertensymposium hervorgegangenen Einstufungsschlüssel als Grundlage künftiger Bearbeitungen vor (GRUTTKE & LUDWIG 2004: 272, leicht gekürzt):

#### **!! in besonders hohem Maße verantwortlich**

Taxa, deren Aussterben im Bezugsraum äußerst gravierende Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweites Erlöschen bedeuten würde. Eines der folgenden Kriterien muss für den Populationsanteil (bzw. Arealanteil als Näherung) im Bezugsraum erfüllt sein:

- Anteil am Weltbestand  $>3/4$  oder
- Anteil am Weltbestand zwischen  $3/4$  und  $1/3$  und Lage im Arealzentrum, oder
- Art ist weltweit vom Aussterben bedroht (IUCN-Kategorie CR, *„critically endangered“*) und dies ist für mind.  $2/3$  des Gesamtbestands belegt oder weltweit stark gefährdet (IUCN-Kategorie EN, *„endangered“*) und dies ist für mind. 90% des Gesamtbestands belegt und Lage des Bezugsraums im Hauptareal.

#### **! ,in hohem Maße verantwortlich‘**

Taxa, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweite Gefährdung stark erhöhen würde. Eines der folgenden Kriterien muss für den Populationsanteil (bzw. Arealanteil als Näherung) im Bezugsraum erfüllt sein:

- Anteil am Weltbestand  $1/3$  oder
- Anteil am Weltbestand zwischen  $1/10$  und  $1/3$  und Lage im Arealzentrum;
- Art ist weltweit gefährdet (IUCN-Kategorie VU, *„vulnerable“*) und dies ist für mind.  $2/3$  ihres Gesamtareals nachweisbar und Lage des Bezugsraums Hauptareal.

#### **(!) ,in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich‘**

Für Taxa, die keines der Kriterien der genannten Hauptkategorien ! oder !! erfüllen, ist diese Kategorie zu vergeben, wenn sich im Bezugsraum mind. eine Population bzw. ein disjunktes Teilareal geringer Größe des betreffenden Taxons befindet und mind. eines der folgenden Kriterien erfüllt ist:

- vollständige Isolation und eindeutiger Reliktcharakter im biogeografischen Sinne auf Grund landschaftsgeschichtlicher Genese fundiert begründet und ausschließlich Glazialrelikt (arkto-alpine wie boreo-alpine) oder warmzeitliches Relikt des Atlantikums, deren Ursprünge mehrere tausend Jahre zurückliegen ( $> 4000$  Jahre);
- durch starke geografische Barriere, die auch dauerhaft nicht durch Fernverbreitung überwunden werden kann, vom Hauptverbreitungsgebiet isoliert;
- es liegt eine eigenständige Evolutionseinheit vor (ESU).

Es ist darauf hinzuweisen, dass der Begriff ‚Bezugsraum‘ im Sinne des betrachteten Raumausschnitts bzw. des Landes verwendet wird, für das die Verantwortlichkeit für Arten eingestuft wird und nicht im Sinne des Referenzraums bzw. des Gesamtareals einer Art auf den sich die Anwendung der Anteilkriterien bezieht. GRUTTKE (2004: 13 ff.) weist darauf hin, dass die Setzungen der Schwellenwerte von z.B. 75% oder 33% der Populationsanteile des Bezugsraums an der Gesamtpopulation subjektiv sind. Das Problem von Arten, die knapp ober- oder unterhalb eines Schwellenwertes liegen und in unangemessener Weise separiert würden, wird mit der Einstufung als ‚Datenlage unsicher‘ begegnet, um eine erhöhte Aufmerksamkeit auf mögliche Arealveränderungen zu erzielen, die eine Einstufung verlässlicher machen würde. Für eine quantitative Ableitung von Schwellenwerten haben KELLER & BOLLMANN (2001) für die in der Schweiz lebenden Brutvogelarten ein Denkmodell entwickelt, welches die geringe Flächengröße des Staates berücksichtigt. Danach wird der Flächenanteil der Schweiz an der Fläche Europas (0,7% ohne Russland) als sog. ‚Erwartungswert‘ für den Anteil des schweizerischen Brutbestands einer Art am europäischen Bestand betrachtet. Diese Vorgehensweise berücksichtigt die unterschiedliche Flächengröße der Länder, die bei Anwendung der festen Schwellenwerte kleine Bezugsräume systematisch von Verantwortlichkeiten entbindet (vgl. KELLER 2004: 151 ff.). Auf diese Problematik wird in Kap. 2.1.3.4.3 näher eingegangen.

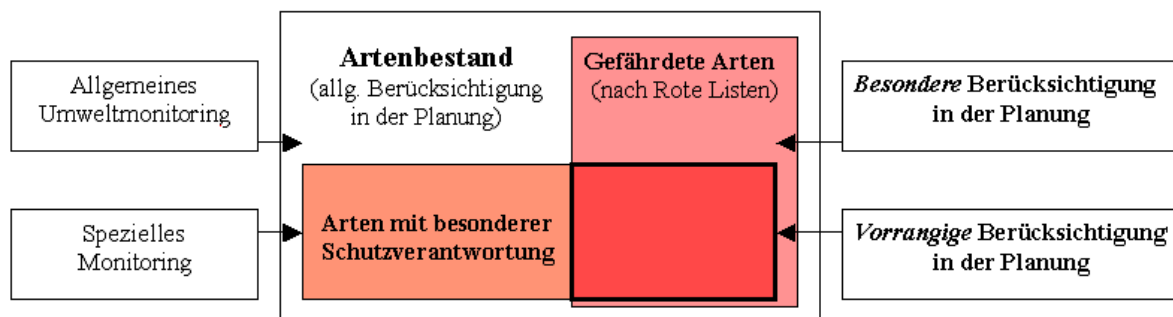
Das Verantwortlichkeitskonzept ist nicht auf seltene und rückläufige Arten beschränkt. Viele dieser Arten sind in Deutschland sogar relativ häufig oder weit verbreitet wie die Kreuzkröte (*Bufo calamita*) (BRD: Rote-Liste 3 (gefährdet), hohe Verantwortung „!“). Bei den Brutvögeln sind nur sechs der 53 Vogelarten, deren Weltpopulation zu einem erheblichen Anteil in Deutschland vorkommt, zugleich nach der Roten Liste der BRD als gefährdet eingestuft (BOYE & BAUER 2000: 72). Das Konzept verlangt daher dem Naturschutz bzw. den Naturschützern ungewohnte Denkmuster ab (GRUTTKE & LUDWIG 2004: 271). Eine Übersicht der Anwendungsbereiche des Verantwortlichkeitskonzepts gibt Tab. 2 (vgl. GRUTTKE 2004: 20).

**Tab. 2:** Anwendungsbereiche für das Verantwortlichkeitskonzept im Naturschutz (in Anlehnung an GRUTTKE 2004: 20). Hellgrau hinterlegt ist der Anwendungsbereich, dem der entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zuzurechnen ist (kursiv: eigene Ergänzung).

Vorhaben / Bereich	Funktion als	Literaturquelle
Identifikation prioritärer Naturräume	Bewertungskriterium	HORLITZ & MÖRSCHEL (2003)
Überregionale Biotopvernetzung	Auswahlkriterium für Zielarten	RIECKEN et al. (2004) <i>BURKHARD et al. (2004)</i>
Praktische Naturschutzmaßnahmen	Bewertungs- und Auswahlge-sichtspunkt	
GVO*-Monitoring	Zusatzgesichtspunkt bei Arten-auswahl	<i>MEIER &amp; HILBECK (im Druck)</i>
Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS)	Kriterium der Ergebnisbewer-tung	
Naturschutzorientiertes Monitoring	Auswahl und Bewertungskriteri-um	BENZLER (2001)
Nachhaltigkeitsindikatoren	Auswahlkriterium	<i>ACHTZIGER et al. (2004)</i>
Eingriffsregelung	Zusätzliches Bedeutsamkeitskri-terium	<i>TRAUTNER (2003)</i>

\* GVO: Gen-technisch veränderte Organismen

Für eine Verankerung des Verantwortlichkeitskonzepts in der Prioritätensetzung des Artenschutzes schlagen GRUTTKE & LUDWIG (2004: 273 ff.) ein Zwei-Säulen-Modell aus Roten Listen und Verantwortlichkeitseinstufung vor. Abb. 2 verdeutlicht schematisch die simultane Berücksichtigung von Gefährdung und Verantwortlichkeit am Beispiel der naturschutzfachlichen Prioritätensetzung bei Planungsvorhaben (verändert nach TRAUTNER 2003: 157).



**Abb. 2:** Schema der Auswahl von Arten, die in Planungen vorrangig bzw. besonders zu berücksichtigen sind (verändert nach TRAUTNER 2003: 157).

AVERY et al. (1994) differenzieren in ihrem Ansatz des ‚conservation cube‘ in drei wertgebende Kriterien zur Arteneinstufung, indem sie den Gefährdungsgrad nach nationaler und internationaler Rote Liste gliedern und ebenfalls die nationale Verantwortlichkeit berücksichtigen.

Neben der Einordnung der nationalen Vorkommen aus globaler Sicht rückt das Verantwortlichkeitskonzept mit der gesonderten Berücksichtigung eigenständiger Evolutionseinheiten (*'evolutionary significant units'*, MORITZ 1994) neue Erkenntnisse über evolutive Prozesse in den Vordergrund. Als problematisch erweist sich dagegen der hohe Anspruch des Ansatzes an umfangreiche und aktuelle Bestandsdaten für eine fundierte Ableitung der Einstufungen (vgl. BENZLER 2001, HORLITZ & MÖRSCHER 2003).

### **2.1.2.2 Abgrenzung des Verantwortlichkeitskonzepts und der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen im Rahmen des „Informationssystem ZAK“**

In Anlehnung an das im vorangegangenen Kapitel vorgestellte Verantwortlichkeitskonzept wurde als eine Informationsebene des „Informationssystem ZAK“ eine Methodik zur Ableitung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna aus landesweiter Sicht entwickelt. Ziel des entwickelten Ansatzes ist es – ganz im Sinne des Verantwortlichkeitskonzepts – für die naturschutzfachliche Prioritätensetzung auf Gemeindeebene ‚klassische‘ Wertkriterien wie Seltenheit oder Gefährdung um ein Kriterium zu erweitern, das den übergeordneten Zusammenhang des Bezugsraums, für den raumwirksame Entscheidungen getroffen werden, berücksichtigt. Der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern auf kommunaler Ebene soll eine veränderte Sicht auf ihre Biotopausstattung vermittelt werden, um einen Artenschutz zu fördern, der sowohl lokal vorhandene Potenziale als auch die (über-)regionale naturräumliche Einbindung der Gemeinden berücksichtigt. Der entwickelte Ansatz, der in Kap. 2.1.3 näher erläutert wird, weist folgende Unterschiede zum Verantwortlichkeitskonzept, in der Operationalisierung nach GRUTTKE & LUDWIG (2004), auf:

- **Betrachtung von Zielartenkollektiven statt Einzelarten**  
Die Verantwortlichkeitsbewertung wurde für ökologische Anspruchstypen gruppierte Zielartenkollektive und nicht für einzelne Arten durchgeführt. Grund hierfür war – in Fortführung des Ansatzes des Zielartenkonzepts (RECK et al. 1996) (vgl. Kap. 1.3.2) – ein möglichst breites Spektrum der Anspruchstypen Baden-Württembergs abzubilden. Eine ausreichend hohe Repräsentanz der Lebensraumvielfalt lässt sich dabei gemäß der Hypothesen des Zielartenkonzepts nur über die Betrachtung von Zielartenkollektiven und nicht über Einzelarten-Ansätze erreichen.
- **Berücksichtigung von Habitatpotenzialen statt der Artenverbreitung**  
Während bei GRUTTKE & LUDWIG (2004) der Bestand, oder in Annäherung das Areal, von Populationen im Mittelpunkt des Bewertungsschemas stehen, basiert der entwickelte Ansatz auf der landesweiten räumlichen Abbildung von Flächen mit hoher Habitateignung für das jeweilige Zielartenkollektiv (sog. ‚Habitatpotenzialflächen‘) anhand der Anwendung planungsorientierter Habitatmodelle (vgl. Kap. 2.1.3.3.2).
- **Bewertung der Städte und Gemeinden aus landesweiter Sicht statt eines Landes aus globaler Sicht**  
Die Schutzverantwortungszuweisung im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ bezieht sich auf die Städte und Gemeinden Baden-Württembergs aus landesweiter Sicht. Damit wird das Prinzip des Verantwortungskonzepts, die Bewertung von administrativen Einheiten aus übergeordneter naturräumlicher Sicht, beibehalten. Im Unterschied zur Umsetzung bei GRUTTKE & LUDWIG (2004), bei der die Verantwortlichkeit Deutschlands für Arten aus globaler Sicht ermittelt wird, bezieht sich der entwickelte Ansatz auf die Anwendung des Konzepts innerhalb eines Bundeslandes. Die Bewertungsebene der Gemeinden ergab sich aus den in Kap. 2.1.1 dargestellten Defiziten speziell dieser Planungsebene aus tierökologischer Sicht und der prinzipiellen gemeindebezogenen Konzeption des „Informationssystem ZAK“. Der Referenzrahmen Baden-Württemberg der Schutzverantwortungszuweisung entspricht gemäß der föderalen Struktur der Naturschutzverwaltung in Deutschland der obersten Entscheidungsebene. Hieraus folgen Grenzen der Verwaltungszuständigkeit wie auch der Verfügbarkeit homogener Datensätze, welche die Grundlage des entwickelten Ansatzes darstellen.

- **Kriterien der Verantwortlichkeitsbewertung**

Die Methodik der Einstufung nach GRUTTKE & LUDWIG (2004) basiert vorrangig auf gesetzten Schwellenwerten des Anteils Deutschlands am weltweiten Gesamtbestand bzw. -areal einer Art. Wie KELLER (2004: 151 ff.) am Beispiel der Schweiz aufzeigt, übt die Fläche des betrachteten Bezugsraums dabei einen starken Einfluss auf die Einstufung aus. Daher wurde im Rahmen des Projekts ein Ansatz entwickelt, der diesen Einfluss - hier der verschiedenen Gemeindegrößen - minimiert. Dies erfolgte durch eine von der Gemeindegeometrie unabhängige Auswahl von Vorranggebieten aus den Habitatpotenzialflächen und der nachfolgenden Ermittlung der Gemeinden mit Anteil an dieser Flächenauswahl, denen dann eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen wird. Die Vorgehensweise wird in Kap. 2.1.3.4 näher erläutert.

Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ ist in verschiedenen Programmbereichen in das „Informationssystem ZAK“ integriert. Der Anwender erhält nach Auswahl einer Gemeinde die Information ob und wenn ja für welche Anspruchstypen eine besondere Schutzverantwortung besteht. Für jeden dieser Anspruchstypen steht ein Steckbrief mit einer landesweiten kartografischen Darstellung der ermittelten Vorranggebiete und der Gemeinden mit Schutzverantwortung zur Verfügung. Dieser enthält zudem Informationen über die Umsetzung des Anspruchstyps, wie die zugeordneten Biotoptypen, ggf. ergänzend verwendete Daten sowie Beispiele charakteristischer Zielarten.

Im Karten-Viewer des Informationssystems können die Habitatpotenzialflächen vor topographischen Kartenhintergründen bis zum Maßstab 1:25.000 eingeblendet und mit anderen naturschutzfachlich relevanten Gebieten überlagert werden. Damit erhält der Anwender Hinweise auf Flächen, die tierökologisch besonders bedeutsam sein können und daher bei Geländerhebungen gesondert zu berücksichtigen sind. Innerhalb des Programmablaufs des Informationssystems zur Zielarten- und Maßnahmenabfrage sind jedem Anspruchstyp spezielle Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen zugeordnet. Dies vermittelt einen schnellen Überblick der Maßnahmen, die zur Förderung des jeweiligen Zielartenkollektivs, für das eine besondere Schutzverantwortung besteht, besonders geeignet sind.

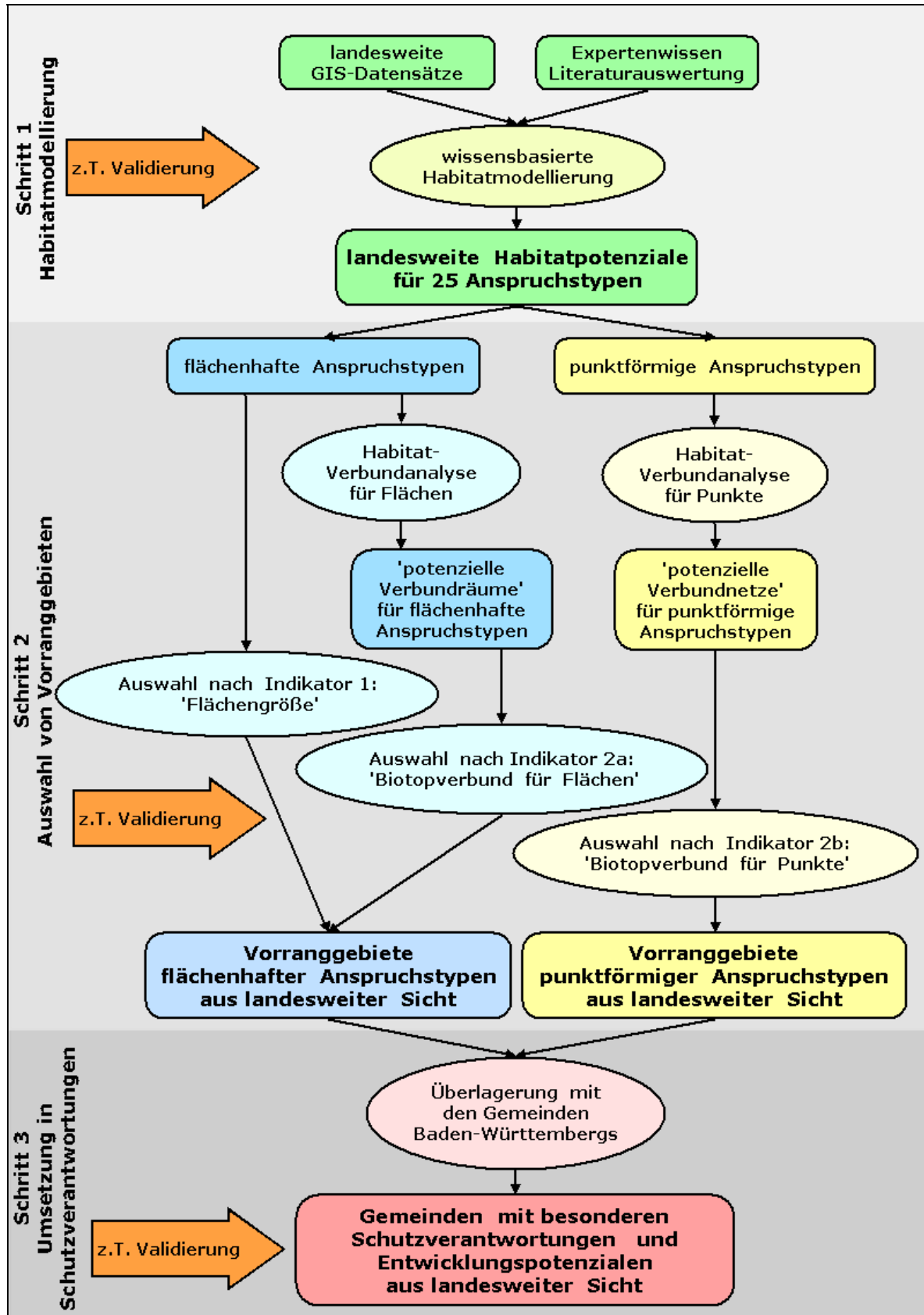
### **2.1.3 Umsetzung der Schutzverantwortungszuweisung**

Die entwickelte Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs aus landesweiter Sicht gliedert sich in drei Schritte, die in den folgenden Kapiteln erläutert werden (s.a. Joos et al. 2006b).

- (1) Landesweite räumliche Abbildung von Habitatpotenzialflächen für Zielartenkollektive der Fauna durch planungsorientierter Habitatmodelle (Kap. 2.1.3.3.2)
- (2) Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht anhand der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ (Kap. 2.1.3.4)
- (3) Überlagerung der Vorranggebiete mit den Gemeinden zur Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen (Kap. 2.1.3.4.3)

Das Ablaufschema in Abb. 3 verdeutlicht die Vorgehensweise bei der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und die Aspekte der Gesamtmethodik, die im Rahmen der vorliegenden Dissertation für ausgewählte Anspruchstypen validiert wurden.





**Abb. 3:** Ablaufschema der entwickelten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen. Die Blockpfeile kennzeichnen die Aspekte der Gesamtmethodik, die im Rahmen der Dissertation für ausgewählte Anspruchstypen validiert wurden.

Aufgrund der beträchtlichen Anzahl von Zielarten (ca. 700 Landesarten der Fauna) und der ausschließlichen Verwendung von GIS-Datensätzen die landesweit homogen zur Verfügung stehen, wurde bei der Erstellung der Habitatmodelle von Einzelarten-Ansätzen abgesehen. Auch das Herausgreifen einzelner Zielarten wie die ‚Zielorientierten Indikatorarten‘, von denen einer besonders hohe Repräsentativität für andere Arten erwartet werden kann, wurde nicht gewählt. Bereits die Autoren des ZAK postulierten, dass nur über Schutz und Entwicklung von Zielartenkollektiven ein entsprechendes Spektrum weiterer Arten mit gefördert werden kann, um die Funktionsfähigkeit der Landschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu erhalten (RECK et al. 1996: A107 f.).

Aus diesen Gründen wurde ein Ansatz verfolgt, der die Bearbeitung von Zielartenkollektiven im Sinne von ökologischen Anspruchstypen vorsieht. Die Gruppierung der Zielarten erfolgte, basierend auf dem Konzept der Gilde, taxaübergreifend hinsichtlich ähnlicher Habitatansprüche. Hinter dem Begriff Gilde stehen verschiedene Konzepte die dasselbe Ziel verfolgen. Sie fassen Gruppen von Arten aufgrund gemeinsamer ökologischer Eigenschaften zusammen, um eine Bearbeitungsebene zu erhalten, die praktikabler ist als die der einzelnen Art aber genauer und aussagefähiger, als die Betrachtung der Gesamtheit der Arten. Dies wird im folgenden Kapitel erläutert.

### 2.1.3.1 Begriffsbestimmung ‚ökologische Anspruchstypen‘

Das Prinzip ökologisch-standörtlicher Klassifikationen geht auf frühe Arbeiten der Vegetationsgeographie zurück, wie bspw. Schimper im Jahre 1898 (vgl. DIERSCHKE 1994). Im Bereich der Tierökologie führte ROOT (1967: 335) den Begriff der Gilde (engl. ‚guild‘) in bis heute gebräuchlicher Definition ein. Der Autor bezeichnete damit eine Gruppe von Arten, die auf ähnliche Weise dieselbe Klasse von Ressourcen ungeachtet des Verwandtschaftsgrades nutzt. FAUTH et al. (1996) ordnen Gilden systematisch in die verschiedenen Möglichkeiten von Artengruppierungen (z.B. taxonomisch, Vergesellschaftung) ein. SIMBERLOFF & DAYAN (1991) nähern sich dem Gildenkonzept kritisch, indem sie die Vielzahl der veröffentlichten, teilweise widersprüchlichen Interpretationen der unscharfen Definition von ROOT (1967) darstellen. Im Hinblick auf Anwendungen im Naturschutz warnen sie vor ökologischen Klassifizierungen und der Fokussierung auf entsprechende Indikatorarten, wenn diese nicht auf einem fundierten Verständnis der Arten bzw. Gilden beruhen. WILSON (1999) gliedert den Gildenbegriff aus Sicht der theoretischen Ökosystemforschung in neun Typen weiter auf, indem er ökologische Ansprüche und funktioneller Aspekte der Arten berücksichtigt. Dabei wird eine grundsätzliche Trennung in tendenziell konkurrierende Arten aufgrund ähnlicher Art der Ressourcennutzung auf Ebene des Habitats (‚alpha-guilds‘) und tendenziell koexistierende Arten mit Vorkommen unter ähnlichen Umweltbedingungen auf Ebene des Lebensraums (‚beta-guilds‘) vorgenommen.

Im Kontext des angewandten Artenschutzes haben sich planungsbezogene Gruppierungen von Arten entwickelt, die im Wesentlichen auf Habitatansprüchen und/oder Reaktionsmustern von Arten auf bestimmte Entwicklungsmaßnahmen basieren. Nach ZEHLIUS-ECKERT (1998: 25) lässt sich dieser Gliederungsansatz mit den bspw. von RECK (1990: 100, 106; 1996: 99), BLAB et al. 1993: 13) und ALTMOOS (1997: 77-79) verwendeten Begriffen der „Anspruchs-„ und „Reaktionstypen“ in Zusammenhang bringen. Ebenfalls korrespondierende Begriffe sind „ökologische Gilden“ (RECK 1996: 99), „ökologische Typen“ (RIECKEN 1992: 48) und „species representing different life history strategies“ (MÜHLENBERG et al. 1996: 154). In ähnlicher Weise bezeichnen KLEYER et al. (2000: 188 ff.) ausschließlich über den Habitatfaktor Ressourcennutzung abgegrenzte Artengruppen als ‚Gilden‘. Sie formulieren den Gedanken, dass Arten mit ähnlichem Umweltverhalten hinsichtlich der zu Grunde liegenden biologischen Merkmale wie Flügellänge, Form der Fraßwerkzeuge etc. zu sog. ‚funktionellen Gruppen‘ zu gliedern sein könnten. Dies wäre ein Ansatz, die im Naturschutz gängige Praxis der – subjektiv geprägten – Auswahl von Zielarten aus dem regionalen Artenpool über objektivere Methoden abzuleiten. PLACHTER et al. (2003: 115) schlagen im Einklang mit den genannten Definitionen folgende Begriffs-Standards vor: „Ökologische Gruppe: Gruppe von Arten, die in einer oder mehreren ökologisch relevanten Eigenschaften einander ähnlich sind oder sein können“ (unter Bezug auf WILSON 1999) und für den Begriff Gilde: „Gruppe von Arten, die gleiche Ressourcen wie Nahrung in ähnlicher Weise nutzen (unter Bezug auf SCHAEFER 1992).

Die Verwendung funktionaler Gliederungsansätze wird im angewandten Artenschutz unterschiedlich bewertet. Unbestritten ist die gesonderte Berücksichtigung von Schlüsselararten (*„keystone species“*) mit besonderen Funktionen für eine Lebensgemeinschaft (z.B. DAVIC 2003). Umstritten dagegen ist das Konzept der Prioritätenfindung über die Analyse funktioneller Gruppen hinsichtlich derjenigen Ökosystemfunktionen, die von den wenigsten Arten wahrgenommen werden. Diesen Arten käme dann aufgrund der geringen ‚Redundanz‘ ihrer Funktion höchste Priorität zu (WALKER 1992, 1995). Dieser funktionalistische Ansatz setzt ein umfassendes Verständnis des Ökosystems und seiner weiteren Entwicklung voraus und entfernt sich zudem von ethischen Naturschutzbegründungen, die zumindest höheren Tieren eine gleiche Schutzwürdigkeit zuschreiben (vgl. NAGEL & EISEL 2003). An dieser Stelle sei auf den begrifflichen Unterschied zwischen Schutzwürdigkeit einer Art im Sinne eines Rechts auf Leben und Schutzbedürfnis als Ausdruck der Gefährdung durch die zivilisationsbedingte Landschaftsentwicklung hingewiesen (vgl. BLAB 1993: 13).

Die im Rahmen des Projekts vorgenommene Gruppierung von Zielartenkollektiven hinsichtlich ähnlicher Habitatansprüche, bzw. der damit verbundenen Tendenz zu räumlicher Koexistenz auf Ebene von Lebensraumtypen, orientiert sich an den von ZEHLIUS-ECKERT (1998: 25) angeführten Begriffen (s.o.). Im Folgenden wird der Begriff ‚Anspruchstyp‘ verwendet. In Bezug auf WILSON (1999: 511 ff.) kann dieser Gruppierung der Gilden-Typ *„beta 1: spatial distribution guilds“* und zum Teil Typ *„beta 5: response guilds“* zugeordnet werden. Der Kritik an der Verwendung des Gildenkonzepts im Artenschutz von SIMBERLOFF & DAYAN (1991) wird die fundierte Konzeption des unter Mitarbeit zahlreicher Artenexperten erstellten Zielartenkonzepts Baden-Württemberg entgegen gehalten.

### 2.1.3.2 Im Rahmen der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen bearbeitete Anspruchstypen

In Tab. 3 sind die 25 Anspruchstypen dargestellt, die fundiert genug bearbeitet werden konnten, sodass eine Integration in das „Informationssystem ZAK“ erfolgte.

**Tab. 3:** Für die Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs bearbeitete Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen.

Flächenhaft umgesetzte Anspruchstypen	Punktförmig umgesetzte Anspruchstypen
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Streuobstgebiete*</li> <li>- Strukturreiche Weinberggebiete</li> <li>- Kalkmagerrasen</li> <li>- Silikatmagerrasen</li> <li>- Offene Sandbiotope</li> <li>- Mittleres Grünland*</li> <li>- Nährstoffreiches Feucht- und Nassgrünland</li> <li>- Nährstoffarmes (Wechsel-)Feucht- und Nassgrünland</li> <li>- Hoch- und Übergangsmoore, Moor- gewässer</li> <li>- Verlandungszonen an Stillgewässern</li> <li>- Hartholzauwälder der großen Flüsse</li> <li>- Weichholzauwälder der großen Flüsse</li> <li>- Bruch- und Sumpfwälder</li> <li>- Lichte Trockenwälder</li> <li>- Lössböschungen und Hohlwege</li> <li>- Ackergebiete mit Standort- und Klima- gunst aus tierökologischer Sicht*</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Naturnahe Quellen</li> <li>- Kleingewässer</li> <li>- Größere Stillgewässer</li> <li>- Rohbodenbiotope (inkl. entspr. Kleinstgew.)*</li> <li>- Steinriegel</li> <li>- Trockenmauern</li> <li>- Kalkfelsen, Kalkschotterflächen</li> <li>- Nicht-Kalkfelsen, Blockhalden</li> <li>- Höhlen und Stollen</li> </ul> <p>* Die räumliche Umsetzung konnte nicht über die großmaßstäbigen Biotopkartierungen erfolgen, es musste auf Daten des Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) u.ä. zurückgegriffen werden.</p>

Der überwiegende Teil konnte basierend auf der flächendeckenden Kartierung der in Baden-Württemberg nach §32 Naturschutzgesetz und §30a Landeswaldgesetz besonders geschützten Biotope bearbeitet werden. Ergänzend wurden weitere landesweit verfügbare Geo-Daten z.B. zu Landnutzung, standörtlichen Verhältnissen, Geologie, Klima sowie das digitale Höhenmodell u.a.m. herangezogen. Eine detaillierte Darstellung der zu Grunde liegenden Geo-Daten und der verwendeten Selektionsregeln enthält Anhang VIII. Die in Tab. 3 mit \* gekennzeichneten Anspruchstypen konnten jedoch nicht auf Basis der Biotopkartierungen erstellt werden. Hierfür musste auf räumlich und inhaltlich geringer aufgelöste Daten wie die des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) zurückgegriffen werden, was zu einer inhaltlich unterschiedlichen Interpretation im Rahmen des Informationssystems führt. Die aus den Biotopkartierungen abgeleiteten Ergebnisse werden als eigentliche Habitatpotenzialflächen betrachtet, während die auf ATKIS basierenden Ergebnisse als Suchräume für Habitatpotenzialflächen zu interpretieren sind.

Eine methodische Differenzierung bei der Ableitung der Schutzverantwortungen ergab sich hinsichtlich der flächenhaften bzw. punktförmigen Umsetzung der Anspruchstypen. Die punktförmige Umsetzung wurde für Lebensraumtypen mit naturgemäß geringer Flächenausdehnung gewählt (Quellen, Steinriegel, Trockenmauern, Kleingewässer), zudem für Lebensraumtypen deren Flächengröße nicht mit der Habitatqualität korreliert (größere Stillgewässer) oder für die keine zielführend verwendbaren Flächenangaben zur Verfügung standen (Felsen, deren Flächenangaben in Senkrechtpjektion abgeleitet werden oder Rohbodenbiotope, für die u. a. als Punktdaten erfasste Abbaustellen oberflächennaher Rohstoffe herangezogen wurden sowie Höhlen).

Die Auswahl der bearbeiteten Lebensraumtypen richtete sich nach der naturschutzfachlichen Bedeutung der Anspruchstypen und vorrangig nach der räumlichen Abbildbarkeit der Habitatpotenziale mit landesweiten Geodaten. Insbesondere Anspruchstypen des Waldes, wie das Kollektiv der besonders schutzbedürftigen Zielarten der Lichtwaldhabitate, konnten nicht bearbeitet werden, da die entsprechende Daten nicht zur Verfügung standen. Mit den bearbeiteten 25 Lebensraumtypen konnte ein Großteil - jedoch nicht alle - der zielartenrelevanten Anspruchstypen Baden-Württembergs zielführend bearbeitet werden. Eine ergänzende Bearbeitung weiterer Anspruchstypen, bspw. durch landesweite Analysen hochaufgelöster Fernerkundungsdaten, ist wünschenswert. Die webbasierte Struktur des „Informationssystem ZAK“ unterstützt eine laufende Aktualisierung des Planungswerkzeugs. Eine Diskussion der Einschränkungen des entwickelten Ansatzes enthält Kap. 4.1.5.

### **2.1.3.3 Räumliche Abbildung der Habitatpotenzialflächen über wissensbasierte Habitatmodellierung**

Über landesweite Habitatmodelle wurden potenziell geeignete Lebensräume der in Kap. 2.1.3.2 dargestellten Anspruchstypen bzw. Zielartenkollektive räumlich abgebildet. In diesem Kapitel werden zunächst verschiedene Ansätze der Habitatmodellierung vorgestellt und daraus abgeleitet die Wahl des verwendeten Ansatzes begründet und schließlich dessen Umsetzung erläutert.

#### **2.1.3.3.1 Theoretischer Hintergrund**

Habitatmodelle formalisieren Zusammenhänge in der Beziehung zwischen Organismen und ihrer Umwelt. Sie quantifizieren auf Grundlage biotischer und abiotischer Umweltfaktoren die Habitatqualität eines Lebensraums aus Sicht des Organismus. Weitere Ziele der Habitatmodellierung sind die formalisierte Beschreibung der Kenntnisse über eine Art, die Analyse wesentlicher Habitatfaktoren und damit von Lücken im derzeitigen Kenntnisstand, die Prognose des Artvorkommens sowie die Formulierung von Hypothesen über die untersuchte Art (MORRISON et al. 1998: 310 f., SCHRÖDER 2000: 17 f.).

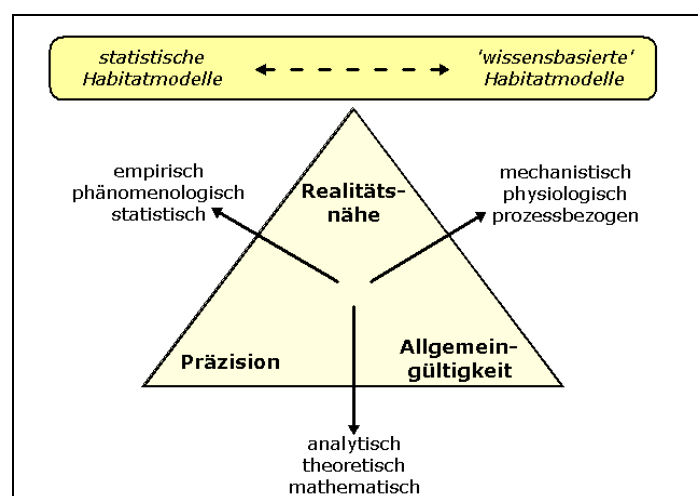
Man spricht von ‚Modellen‘ - im Sinne eines vereinfachten Abbilds der Realität (WISSEL 1989: 1) - da in der Ökologie immer nur eine unvollständige Annäherung aus menschlicher Sicht an die realen Beziehungen zwischen Organismen und ihrer Umwelt erreicht werden kann (KLEYER et al. 2000: 177). Theoretischer Hintergrund der Habitatmodellie-

zung ist das Konzept der ökologischen Nische (vgl. SCHOENER 1989), wobei verschiedene Ansätze der Habitatmodellierung auf unterschiedlichen Auffassungen dieses Konzepts basieren (s.u.).

Habitatmodelle für Tierarten lassen sich statistischen und wissensbasierten Ansätzen zuordnen, wobei Übergangsformen bestehen. Beiden Ansätzen gemeinsam ist das Ziel der Prognose von Vorkommen bzw. die räumliche Verteilung von Arten. Unterschiede bestehen in den zu Grunde liegenden theoretischen Konzepten, der angewendeten Methodik und hinsichtlich weiterer Ziele der Modellierung. Die Ansätze werden im Folgenden kurz erläutert, um die in Kap. 2.1.3.3.2 dargelegte Begründung für die innerhalb des Projekts und für die begleitenden Validierungen verfolgten Modellansätze abzuleiten. Eine Übersicht von Ansätzen der Habitatmodellierung geben z.B. MORRISON et al. (1998), SCOTT et al. (2001) und KLEYER et al. (2000).

Abb. 4 verdeutlicht eine schematische Gliederung von Modellansätzen in der Ökologie im Hinblick auf die Aussageziele Realitätsnähe, Allgemeingültigkeit und Präzision basierend auf LEVINS (1966) und dargestellt in Anlehnung an GUIGAN & ZIMMERMANN (2000: 150). Nach LEVINS (1966: 422 f.) kann die vereinfachte Abbildung der komplexen Realität in einem Modell nicht allen drei Aussageziele in gleicher Weise gerecht werden. Sind vorrangig Realitätsnähe und präzise Ergebnisse angestrebt, wie bspw. bei einem kleinräumigen Habitatmodell für eine Art, muss von der Allgemeingültigkeit bzw. der Übertragbarkeit des Modells auf andere Räume Abstand genommen werden. Stehen eher die Allgemeingültigkeit und die Präzision der Ergebnisse im Vordergrund, sind Einbußen bei der Realitätsnähe hinzunehmen. Ein Beispiel hierfür sind räumlich nicht explizite, rein mathematische Populationsmodelle (z.B. Lotka-Volterra-Modell, vgl. NENTWIG et al. 2004: 170 ff.). Werden dagegen die Ziele Realitätsnähe und Allgemeingültigkeit angestrebt, geht dies nach LEVINS (1966: 422) auf Kosten der Präzision des Modells. Ein Beispiel hierfür ist die großräumige Abbildung von Habitatpotenzialen, wie sie im Projekt „Informationssystem ZAK“ durchgeführt wurde. Ziel war es, möglichst *realitätsnahe Habitatmodelle* zu entwickeln, die als (*allgemein-*)*gültig für die gesamte Landesfläche* Baden-Württembergs betrachtet werden können. Die Prüfung der *räumlichen Präzision* der Modelle für ausgewählte Anspruchstypen ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

GUIGAN & ZIMMERMANN (2000: 150 f.) weisen auf die Schwierigkeit der Einordnung von Modellen in das Schema von LEVINS (1966) hin, da in der Regel Übergänge zwischen den Modelltechniken bestehen. Dennoch erweist sich auch ihrer Meinung nach das Schema zur Erläuterung der Zielrichtungen der unterschiedlichen Modellansätze als hilfreich. Die Abbildung nach GUIGAN & ZIMMERMANN (2000: 150) wurde ergänzt um die schematisch platzierte Stellung der statistischen und der wissensbasierten Habitatmodellierung, um die folgende Erläuterung beider Konzepte und die Entscheidung für den wissensbasierten Ansatz im Rahmen des Projekts zu verdeutlichen.



**Abb. 4:** Klassifikation von ökologischen Modellansätzen hinsichtlich ihres Aussageziels basierend auf LEVINS (1966) und GUIGAN & ZIMMERMANN (2000). Ergänzt wurde die Stellung statistischer und wissensbasierter Habitatmodellierung (kursive Schrift).

### **Wissensbasierte Habitatmodelle**

Bei diesem Ansatz der Habitatmodellierung wird in der Regel aus langjähriger Erfahrung gewonnenes Expertenwissen zu Habitatfaktoren und Prozessen, welche die Artverbreitung steuern, zusammengefasst und formalisiert. Die Operationalisierung geschieht meist anhand Geographischer Informationssysteme über Geo-Daten der berücksichtigten Habitatfaktoren und wissensbasierte Selektionsregeln. Dies kann für den Bezugsraum zu sehr präzisen Vorhersagen der Artverbreitung führen. Die Bedeutung von Habitatfaktoren stellt dabei kein Ergebnis der Analyse dar, sondern erfolgt a priori durch Expertenwissen. Die Ergebnisse sind subjektiv geprägt, da - auch skalenabhängig - immer wieder verschiedene Einschätzungen gegeben werden und ein großer Teil des Wissens aus heuristischen ‚Faustregeln‘ mit vielen Ausnahmen und Unstetigkeiten besteht, die nicht immer eindeutig zu operationalisieren sind (ASSHOFF 1999: 1).

Wesentliche Impulse erhielt dieser Ansatz durch das ‚National Gap Analysis Program (GAP)‘ des U.S. Geological Survey in der Folge der Verabschiedung des ‚Endangered Species Acts‘ von 1976 in den USA. Dabei wurden im Landschaftsmaßstab Habitateignungen insbesondere aus der Vegetationsbedeckung abgeleitet und mit bestehenden Schutzgebieten überlagert, um Lücken (‚gaps‘) im System des Flächenschutzes aufzuzeigen (SCOTT et al. 1993, JENNINGS 2000). In neuerer Zeit werden diese Habitatpotenziale in interaktive GIS-basierte Planungswerkzeuge implementiert (CRIST et al. 2000). In ähnlicher Vorgehensweise wurden z.B. für die Schweiz flächendeckend Lebensraumpotenziale für Artenkollektive abgebildet (GUISAN et al. 2000, HELLER-KELLENBERGER et al. 1997). Als Übergang zum Ansatz der statistischen Habitatmodellierung können neuere Ansätze eingeordnet werden, die sich mit der Umsetzung von Expertenwissen in regelbasierte Expertensysteme über Verfahren der künstlichen Intelligenz wie Entscheidungsbäume, neuronale Netzwerke (ASSHOFF 1999) oder selbst-optimierende ‚genetische‘ Algorithmen (‚genetic algorithm rule-set prediction GARP‘) (vgl. SCHRÖDER & REINEKING 2004: 16) beschäftigen.

### **Statistische Habitatmodelle**

Diesem Ansatz der Habitatmodellierung liegt die Analyse beobachteter Artvorkommen zu Grunde. Aus Verbreitungsdaten (Responsevariable) und Habitateigenschaften (Prädiktorvariable) werden über statistische Verfahren wie Regression, Ordination etc. die Vorkommenswahrscheinlichkeit bzw. prognostizierte Inzidenz, d.h. Vorkommen oder Nichtvorkommen der Art, geschätzt (SCOTT et al. 2001). Im Unterschied zu den wissensbasierten Ansätzen wird zusätzlich zur Vorkommensprognose die Bedeutung einzelner Habitatparameter analysiert. Bis auf die Vorauswahl der berücksichtigten Habitatfaktoren ist dieser Ansatz durch die Objektivität der verwendeten statistischen Verfahren geprägt. Entscheidend ist die Wahl der adäquaten Verfahren im Hinblick auf die Fragestellung und die zur Verfügung stehenden Daten (GUISAN & ZIMMERMANN 2000, SCHRÖDER & REINEKING 2004). Zudem ist immer zu beachten, dass statistische Zusammenhänge nie zwangsläufig kausale Beziehungen darstellen, sondern mit Fachwissen des untersuchten Phänomens zu interpretieren sind (z.B. BAHRENBERG et al. 1999a: 12 f.).

Als Ursprung dieses Ansatzes kann das in den 1970er Jahren entwickelte Verfahren der ‚Habitat Evaluation Procedure (HEP)‘ des U.S. Fish and Wildlife Service bezeichnet werden. Dabei wurden Geo-Daten im Landschaftsmaßstab zu Landnutzungen über ‚habitat suitability indices (HSI)‘ hinsichtlich ihrer Habitateignung für ausgewählte Tierarten bewertet (z.B. HOVESTADT et al. 1991, STAUFFER 2001). Parallel mit der Entwicklung geeigneter Software wurden ab den 1980er Jahren verstärkt statistische Verfahren bei der Habitatmodellierung eingesetzt. Dabei stand zunächst die Diskriminanzanalyse im Vordergrund, die dann durch verschiedene Formen von Regressionsanalysen wie allgemeine und verallgemeinerte lineare Modelle (‚generalised linear models: GLMs‘) – darunter die logistische Regression – sowie verallgemeinerte gemischte lineare Modelle (‚generalised linear mixed models: GLMMs‘) und verallgemeinerte additive Modelle (‚generalised additive models: GAMs‘) abgelöst wurde (vgl. SCHRÖDER & REINEKING 2004, GUISAN et al. 2002, QUINN & KEOUGH 2002). Neuere Ansätze bestehen in der Kopplung von Habitat- und Populationsmodellen bspw. über zelluläre Automaten (vgl. SÖNDGERATH 2004). Dabei treten Übergänge zu den Expertensystemen auf, bspw. wenn die Modellparameter nicht durch statistische Analysen beobachteter Phänomene, sondern aus vorhandenem Expertenwissen bestimmt werden. HIRZEL et al. (2002) stellen mit der ‚ecological-niche factor analysis‘

(ENFA) einen Ansatz vor, bei dem ausschließlich aus Präsenzdaten über multivariate Statistik Habitateignungskarten abgeleitet werden. Die pragmatisch orientierte Methodik benötigt, im Unterschied zu Regressionsverfahren, kein spezifisches Sampling-Design und keine Absenzdaten, und kann daher auch auf umfangreiche Datensammlungen, wie sie z.B. in Museen vorliegen, angewendet werden (vgl. REUTTER et al. 2003).

### **Individuenbasierte Ansätze**

Ein der Habitatmodellierung verwandter Ansatz stellen individuenbasierte Modelle dar (*agent-based models*, vgl. GRIMM et al. 2005). Dabei werden individuelle Objekte mit Verhaltensregeln bzgl. ihrer Mobilität bspw. in einer Konfiguration von Habitaten in einer Landschaftsmatrix ausgestattet. Ziel ist meist die Analyse bevorzugter Wege in Abhängigkeit der vorgegebenen Sets an Mobilitätsregeln. Methoden dieses Ansatzes werden daher in der Regel nicht zur Abbildung potenzieller Habitate, sondern zur Analyse von Korridoren zur Überbrückung der Landschaftsmatrix zwischen den eigentlichen Lebensräumen, eingesetzt (z.B. MÜLLER et al. 2003, SCHADT et al. 2002). Dabei werden zur Definition der die Agentien steuernden Eigenschaften sowohl empirische Befunde als auch Expertenwissen verwendet.

Als gemeinsamer theoretischer Hintergrund der beschriebenen Modellansätze kann das Konzept der ökologischen Nische betrachtet werden (vgl. SCHOENER 1989). Wissensbasierte Ansätze können dabei eher dem Nischenkonzept von Grinnell aus dem Jahre 1917 zugeordnet werden. Hier wird die Nische als ‚Anschrift‘ der Art mit einer Kombination von Umweltfaktoren und Ressourcen verstanden, welche die autökologischen Ansprüche der Art erfüllt. Damit kommt diese Arten-Typisierung dem Konzept der Gilde (s. Kap. 2.1.3.1) nahe, das eine taxa-übergreifende Gruppierung von Arten mit ähnlichen Habitatansprüchen vorsieht (NENTWIG et al. 2004: 65). Entsprechend dieses Nischenbegriffs zielt wissensbasierte Habitatmodellierung darauf ab Räume abzubilden, die einer von Experten vorgegebenen Kombination von Umweltfaktoren entsprechen und damit eine hohe Habitateignung erwarten lassen.

Die statistischen Ansätze beruhen dagegen eher auf dem im Jahr 1957 von Hutchinson veröffentlichten Nischenkonzept, das den ‚Beruf‘ der Art in den Vordergrund rückt. Er entwarf ein Bild der Nische als mehrdimensionalen Raum, der durch einzelne Nischendimensionen (bzw. Habitatfaktoren) aufgespannt ist. Der gerichtete Wechsel der Werte eines Habitatfaktors wird als Gradient bezeichnet. Die Fitness der Arten variiert entlang der Gradienten (‚Antwort‘ bzw. ‚response‘ der Arten), sodass sie jeweils nur Teilbereiche (*niche space*) einnehmen können. Diese aufgrund der biologischen Eigenschaften maximal mögliche ‚fundamentale Nische‘ wird im realen Raum durch die Lebensgemeinschaft zur ‚realisierten Nische‘ eingeschränkt (*niche differentiation*). Damit verschiebt sich die realisierte Nische einer Art von Lebensgemeinschaft zu Lebensgemeinschaft (NENTWIG et al. 2004: 65). Die Nische wird damit als Anspruch einer Art an ihren Lebensraum aufgefasst während Habitate die diese Ansprüche erfüllenden Standorte im Raum darstellen (BEGON et al. 1990: 78). Entsprechend zielt die statistische Habitatmodellierung darauf ab, zunächst über die Analyse beobachteter Vorkommen die Bedeutung einzelner Habitatfaktoren, d.h. die ökologische Nische, der Arten herauszuarbeiten. In einem zweiten Schritt werden signifikante Habitatfaktoren verwendet, um bevorzugte Lebensräume räumlich abzubilden.

Die Definition von fundamentaler und realisierter Nische verdeutlicht, dass im Hinblick auf die unterschiedlichen Eingangsdaten bzw. -informationen der beiden Modellierungsansätze, statistische Methoden stärker die realisierte Nische von Arten abbilden, da konkrete Funde – oft einer einmaligen Erfassung – verwendet werden. Das Expertenwissen dagegen setzt sich in der Regel aus Beobachtungen verschiedener Lebensgemeinschaften bzw. realisierter Nischen zusammen und integriert über den langfristigen Erfahrungszeitraum des Experten, wodurch das Bild des Habitatschemas eher in Richtung der fundamentalen Nische tendiert.

### 2.1.3.3.2 Ansatz der Habitatmodellierung als Grundlage der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen

Im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ wurde zur landesweiten räumlichen Abbildung von Habitatpotenzialflächen für Zielartenkollektive der wissenschaftliche Ansatz verfolgt. Methoden des statistischen Ansatzes wurden für Validierungen einiger Modellergebnisse verwendet. Es folgt zunächst die Begründung zur Wahl des wissenschaftlichen Ansatzes, gefolgt von den Gründen für die statistische Validierung.

Ziel des verwendeten Ansatzes der Habitatmodellierung ist die planungsorientierte landesweite Abbildung von Flächen mit hoher Habitateignung für Zielartenkollektive als Grundlage für eine Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs. Bei der statistischen Habitatmodellierung steuert die zum Zeitpunkt einer Kartierung erfassten Artvorkommen in hohem Maße das Modellergebnis, da sowohl die Vorkommensprognose als auch die Bedeutung von Habitatfaktoren aus mathematischen Näherungen ausschließlich der beobachteten Situation abgeleitet wird. Aus Sicht des angewandten Artenschutzes führt diese ‚phänomenologische‘ Herangehensweise (s. Abb. 4 auf Seite 25) zu mehreren prinzipiellen Kritikpunkten:

- **Mittelfristige raumzeitliche Dynamik von Arten**

Individuen und Populationen lassen eine – häufig artspezifische – Variabilität in der raumzeitlichen Verbreitung erkennen. Stehen für die statistische Habitatmodellierung keine Zeitreihen-Daten zur Verfügung, wird im Modellergebnis eine ‚Momentaufnahme‘ eines Zeitpunkts (oder ggf. kurzfristigen Zeitraums) der Artfassung fixiert. Die über den Erfassungszeitraum hinaus reichende raumzeitliche Dynamik, insbesondere von Arten die in Metapopulationen existieren (vgl. Kap. 2.1.3.4.1), wird nur unzureichend berücksichtigt. KUHN (1998: 216) weist darauf hin, dass bspw. für die Westliche Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*) von einer Verschiebung der Habitatpräferenzen von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit der Wärmesummen ausgegangen werden muss. Mehrjährige Erhebungen wären für hier für eine valide Habitatmodellierung unerlässlich.

- **Langfristige Artenverluste durch Fragmentierung**

In Habitat-„Inseln“, die durch Fragmentierung ehemals zusammenhängender Lebensräume entstanden sind, stellt sich erst nach längerer Zeit ein der Flächengröße entsprechendes Arteninventar ein (‚faunal relaxation‘ DIAMOND 1972, vgl. PATTERSON & ATMAR 1986: 79, HABER et al. 1993: 29). Dieser schleichende Artenchwund kann dazu führen, dass aus statistischer Habitatmodellierung falsche Schlüsse bzgl. des Raumanpruchs von Arten gezogen werden. Dies ist dann der Fall, wenn in einem Untersuchungsraum noch Arten angetroffen werden, deren Vorkommen aufgrund aktueller Lebensraumveränderungen bzw. -verkleinerungen mit großer Wahrscheinlichkeit kurz- bis mittelfristig verschwinden werden (‚ghosts of the landscape past‘ vgl. NAGELKERKE et al. 2002: 332, ‚doomed species‘ vgl. ROSENZWEIG 1995: 145). Nach HOVESTADT (1990: 7) kann aufgrund solcher Ungleichgewichte aus der aktuellen Situation nicht unbedingt eine optimale Schutzstrategie abgeleitet werden. Hierfür ist die Untersuchung der Habitatpräferenzen von Arten in Populationssituationen erforderlich, die mit großer Wahrscheinlichkeit als langfristig stabil eingeschätzt werden können. Nach AUSTIN (2002: 103) unterstellt die Anwendung von Regressionsverfahren bei der statistischen Habitatmodellierung jedoch implizit ein ‚Quasi-Gleichgewicht‘ zwischen Organismen und ihrer Umwelt. Er fordert eine ausschließliche Verwendung bestehender Verfahren auf vergleichsweise statische Lebensräume und die Entwicklung neuer Modellansätze, welche die Dynamik der Art-Umwelt-Beziehung berücksichtigen.

- **Fundamentale vs. realisierte Nische**

Da statistische Habitatmodelle ‚phänomenologisch‘, d.h. aus beobachteten Artnachweisen abgeleitet werden (vgl. Abb. 4 auf Seite 25), tendieren sie zur Modellierung der realisierten Nische einer Art im Kontext ihrer jeweiligen Lebensgemeinschaft bzw. weiterer spezifisch ausgeprägter Habitatfaktoren im Untersuchungsgebiet. Dies wirft die Frage der Übertragbarkeit bzw. Allgemeingültigkeit der Ergebnisse auf (vgl. SCHRÖDER & RICHTER 2000). Diese ist umso geringer, je



spezifischer und/oder kleinräumiger die Situation ist, die zur Modellerstellung führte. Da wissenschaftliche Ansätze durch den Experten aggregierte Informationen aus einer Vielzahl von Beobachtungen bzw. Literaturquellen verarbeiten, können mit dieser Vorgehensweise allgemeingültigere Ergebnisse erwartet werden, die aber ggf. lokale Spezifika nicht abzubilden vermögen. Bezugnehmend auf Abb. 4 (Seite 25) kann der wissenschaftliche Modellansatz im Zielkonflikt Allgemeingültigkeit vs. Präzision eher dem ersteren Aussageziel zugeordnet werden. Dies geht konform mit der Intention des im Projekt umgesetzten landesweiten Modellansatzes, der die Ermittlung von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht zum Ziel hatte.

- **Bedeutung von Entwicklungspotenzialen**

Der Prozess des ‚faunal relaxation‘ (s.o.) bedeutet, dass für viele Arten ein dauerhafter Erhalt der Vorkommen - über den Bestandsschutz hinaus - nur durch Ausdehnung und Neugründung von Populationen möglich sein wird. Im Zielartenkonzept Baden-Württemberg wurde dieser Situation mit der Auswahl der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (vgl. Kap. 3.2.4) Rechnung getragen, da eines der Auswahlkriterien vorsieht, dass diese Arten nur bei starker Ausdehnung ihrer Vorkommen wieder langfristig stabile, überlebensfähige Populationen bilden können (RECK et al. 1996: A107). Aus naturschutzfachlicher Sicht kommt daher neben den aktuell besiedelten Habitaten auch Flächen mit hohem Entwicklungspotenzial eine besondere Bedeutung zu. Darunter sind Flächen zu verstehen, die im Hinblick auf Habitatfaktoren die durch Naturschutz-Maßnahmen *unveränderbar* sind wie standörtliche Voraussetzungen, klimatische Verhältnisse, Exposition, großräumige Verbundsituation etc. potenziell als Lebensraum in Frage kämen, wenn *veränderbare* Faktoren wie Vegetationszusammensetzung, Anlage von Trittstein-Biotopen etc. durch entsprechende Maßnahmen verändert würden. Dann wäre in diesen Flächen von einem Besiedlungspotenzial auszugehen, dass zu tatsächlicher Kolonisation führen könnte.

Dem Zielartenkonzept liegt die These zu Grunde, dass der Erhalt von Arten langfristig nur über Schutz und Entwicklung stabiler Populationen möglich ist. Daher war es erklärtes Ziel der Habitatmodellierung, nicht nur aktuell besiedelte Habitate, sondern darüber hinaus auch Flächen abzubilden, die aufgrund ihrer ökologischen Ausstattung eine hohe Eignung für Entwicklungsmaßnahmen für eine Ausdehnung der Bestände erwarten lassen.

- **Analyse der Bedeutung von Habitatfaktoren**

Der wissenschaftliche Ansatz leistet im Vergleich zur statistischen Methodik keine Analyse der Bedeutung von Habitatfaktoren anhand objektiver Verfahren, diese Wertung wird vom Experten ‚gesetzt‘. Im dargestellten Projekt wurde die Auffassung vertreten, dass hinsichtlich des Zielmaßstabs der Modellierung (s.u.) die Autökologie der bearbeiteten Zielarten in Baden-Württemberg hinlänglich bekannt bzw. dokumentiert ist. Hier sei insbesondere auf die sog. ‚Grundlagenwerke‘ zu Biologie, Ökologie, Verbreitung und Gefährdung von Arten in Baden-Württemberg verwiesen, die inzwischen für zahlreiche Artengruppen vorliegen. Im Unterschied zur Situation bei wenig untersuchten Arten bzw. Regionen wurde daher kein Bedarf gesehen, ausgehend von Artnachweisen die Bedeutung von Habitatfaktoren über statistische Verfahren abzuleiten. Zudem ist anzumerken, dass häufig verwendete statistische Verfahren, wie die verschiedenen Regressionsmodelle, auf einer additiven Kombination der Habitatfaktoren basieren. Damit ist implizit die Annahme verbunden, dass die Faktoren gegeneinander ‚verrechnet‘ werden können. Dies bedeutet, ein pessimal ausgeprägter Faktor kann durch eine bessere Ausprägung eines anderen ausgeglichen werden. Diese Vorstellung muss jedoch nicht den realen Einnischungsmechanismen der untersuchten Art(en) entsprechen. Die Ausprägung eines oder mehrerer Pessimalfaktors bzw. -faktoren kann die Besiedlung eines Lebensraums – im Sinne eines Ausschlusskriteriums – verhindern, ganz gleich in welcher Qualität dort Gunstfaktoren ausgeprägt sind.

- **Problematik tierökologischer Absenzdaten**

Bei den verbreitet angewendeten statistischen Verfahren fließen gleichermaßen Präsenz- wie Absenzdaten in die Modellerstellung ein. Hinsichtlich der Absenzdaten ist zu bedenken, dass es sich dabei um unterschiedliche Qualitäten von Information handeln kann (vgl. HIRZEL et al. 2002: 2027):

- ein Habitat ist in der Tat ungeeignet, da zumindest ein Habitatfaktor nicht in ausreichendem Maße vorhanden ist
- die Art ist aus historischen Gründen nicht vorhanden, obwohl ein Habitat eigentlich geeignet wäre. Befindet sich eine Art im untersuchten Gebiet in Ausbreitung, kann über statistische Methoden nur ein verkürzter ökologischer Gradient ermittelt werden HIRZEL et al. (2002: 2032)
- die Art konnte nicht nachgewiesen werden, obwohl sie vorhanden ist. Hierzu ist anzumerken, dass der sichere Nachweis von Absenzen sehr aufwändig ist. KÉRY (2000: 162) zeigt am Beispiel der Schlingnatter (*Coronella austriaca*), dass 34 Geländebegehungen erforderlich waren, um mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% die Absenz der Art annehmen zu können
- bei großräumigen Datensammlungen, die häufig auf unsystematisch erhobenen Daten beruhen, kommt die Möglichkeit hinzu, dass Teilräume nicht oder nicht in vergleichbarer Intensität begangen werden.

Aus Sicht der speziellen Anforderungen an die Habitatmodellierung, die sich im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ ergaben, sind noch folgende Vorzüge des wissensbasierten Ansatzes zu nennen:

- **Transparenz / Nachvollziehbarkeit**

Die Modellergebnisse werden im Rahmen des „Informationssystem ZAK“ der Naturschutzverwaltung und anderen Anwendern zur Verfügung gestellt. Daher wirkte von Anfang an die damit verbundene hohe Anforderung an Nachvollziehbarkeit und Transparenz auf die Methodik der Habitatmodellierung und der Schutzverantwortungszuweisung ein. Da die verwendeten GIS-Daten und Selektionsregeln zur räumlichen Abbildung der Habitatpotenzialflächen im Informationssystem offen gelegt sind, wird eine große Nachvollziehbarkeit durch Anwender aus dem Bereich der Planung erreicht. Dies wäre bei statistischer Habitatmodellierung nicht der Fall gewesen wäre.

- **Zielmaßstab der Habitatmodellierung / Datenverfügbarkeit**

Die Bearbeitung eines breiten Artenspektrums auf landesweiter Ebene hätte für eine statistische Habitatmodellierung einer sehr umfangreichen tierökologischen Datenbasis bedurft, die in Baden-Württemberg nicht zur Verfügung steht. Die alternative Vorgehensweise der Modellerstellung in Teilräumen mit ausreichender Datenlage und anschließender Extrapolation der Ergebnisse auf die Landesebene führt wiederum zur Problematik der Übertragbarkeit (s. Punkt ‚Fundamentale vs. realisierte Nische‘). Die im Projekt angestrebte planungsorientierte, landesweite Abbildung von Habitatpotenzialflächen inklusive Entwicklungspotenzialen legte einen Ansatz nahe, der im (häufig auftretenden) Zielkonflikt Allgemeingültigkeit vs. Präzision (s. Abb. 4 auf Seite 25) zur Verallgemeinerungsfähigkeit der Ergebnisse tendiert. Da der statistische Ansatz spezifisch ausgeprägte Situationen im/in (den) untersuchten Gebiet(en) modelliert und daraus ein engerer Gültigkeitsbereich und begrenzte Übertragbarkeit bzw. geringere Allgemeingültigkeit der Modelle resultieren, wurde die expertenbasierte Vorgehensweise favorisiert.

Die angewendete Methodik der wissensbasierten Habitatmodellierung ergibt aus der Überlagerung landesweiter GIS-Datensätze und der Anwendung von Selektionsregeln dichotome (‚geeignet‘/‚nicht geeignet‘), flächenscharfe bzw. punktgenaue Habitatpotenzialkarten für jeden Anspruchstyp mit landesweiter Abdeckung. Eine weitere Differenzierung der Habitateignung innerhalb der einzelnen Habitatpotenzialflächen konnte im Hinblick auf den landesweiten Ansatz, das breite Spektrum an bearbeiteten Anspruchstypen und die zur Verfügung stehenden Geodaten nicht fundiert erfolgen. Eine Differenzierung

der Bedeutung der Potenzialflächen erfolgte durch die Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht über zwei Indikatoren, welche die Größe und die Verbundsituation der Flächen berücksichtigen. Gemeinden mit Anteil an den Vorranggebieten wurde eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen (vgl. Kap. 2.1.3.4).

Die Ergebnisse der wissensbasierten Habitatmodellierung wurden über verschiedene methodische Ansätze auf Plausibilität überprüft und in Teilen validiert (s. Kap. 2.2). Anhand der Validierung wurden verschiedene Aspekte der Gesamtmethodik der Schutzverantwortungszuweisung untersucht (vgl. Abb. 3). An dieser Stelle wird nur auf die Validierung der Habitatmodellierung Bezug genommen. Diese Analysen verfolgten nicht das Ziel der Überprüfung des Expertenwissens, sondern der Umsetzung und räumlichen Abbildbarkeit dieses Wissens mit den zur Verfügung stehenden landesweiten GIS-Datensätzen. Auch wurden anhand der Validierungen Entscheidungen über Modellversionen von Anspruchstypen getroffen, die aus inhaltlicher Sicht nicht weiter präzisiert werden konnten. Um möglichst repräsentative Ergebnisse zu erzielen wurden Datensätze aus verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs auf regionaler Maßstabsebene verwendet (vgl. Abb. 20 auf Seite 76), die zudem aus mehr- bzw. langjährigen Erhebungen stammen und in zeitlich aggregierter Form verwendet wurden.

Zusammenfassend dargestellt wurde im Projekt „Informationssystem ZAK“ ein pragmatisch auf die Anforderungen des angewandten Artenschutzes und der naturschutzfachlichen Planung zugeschnittener Methodenmix aus wissensbasierten und statistischen Ansätzen verwendet. Die wissensbasierte Vorgehensweise gewährleistete eine effektive, planungsbezogene und nachvollziehbare Umsetzung vorhandenen Expertenwissens. Die Validierungen stellen für die bearbeiteten Anspruchstypen eine Form der Qualitätssicherung dar, die zur Steigerung der Akzeptanz und damit zur Planungsrelevanz des entwickelten Ansatzes beitragen soll.

#### **2.1.3.3.3 GIS-technische Modifikationen der Habitatpotenzialflächen**

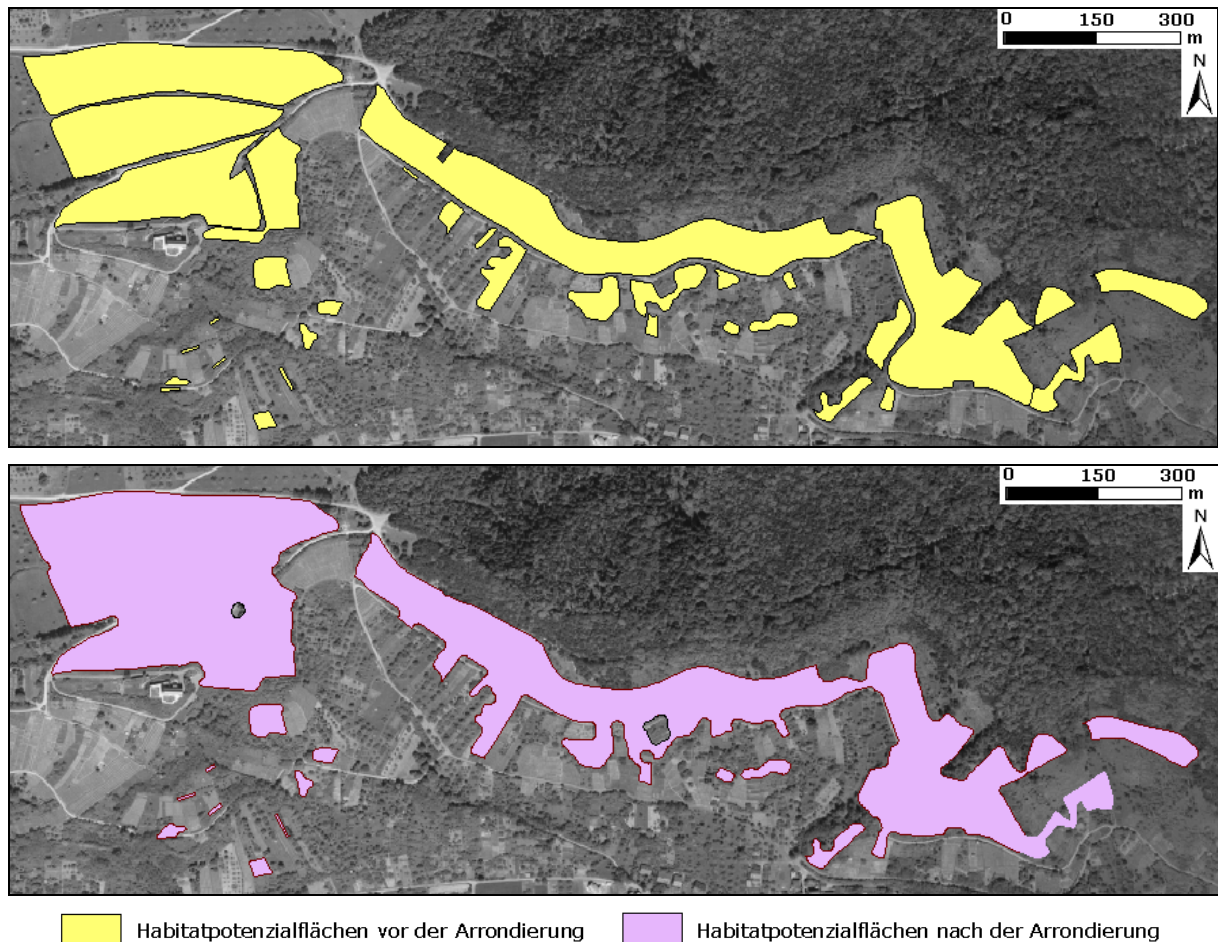
Die Ergebnisflächen der Habitatmodellierung wurden für eine inhaltlich sinnvolle und effektive Weiterbearbeitung in geringem Umfang wie folgt modifiziert:

##### ***Arrondierung eng benachbarter Flächen***

Insbesondere bei den Biotopkartierungen des Offenlandes (Maßstab 1:5.000, vgl. LFU 2001) und des Waldes (Maßstab 1:10.000, vgl. FVA 1997) wurden wenige Meter breite Feldwege und Fahrstraßen bei der Kartierung im Gelände berücksichtigt, sodass ein beiderseits des Weges gelegener Biotop als separate Flächen erfasst wurde. Aus tierökologischer Sicht kann die Trennwirkung sehr kleiner Verkehrswege jedoch vernachlässigt werden. Daher wurden alle Flächen eines Anspruchstyps, die näher als 15m beieinander liegen, zu einer Fläche vereinigt. Die Festlegung des Distanzwerts erfolgte nach Experteneinschätzung im Projektteam. Es war beabsichtigt, Autobahnen und Bundesstraßen in jedem Fall als trennende Elemente zu erhalten und kleinere Fahrstraßen und Feldwege in jedem Falle in ihrer Trennwirkung zu ignorieren. Bei der technischen Umsetzung wurde darauf geachtet, dass sich die Form der Polygone in möglichst geringem Umfang ändert. Als beste Methode erwies sich die Pufferbildung um die Habitatpotenzialflächen mit einer Distanz von 7,5m ‚nach außen‘ und dann einem erneuten Puffern der Ergebnisgeometrie mit derselben Distanz ‚nach innen‘. ‚Nicht-Biotop-Inseln‘ inmitten eines Biotops wurden als solche beibehalten. Abb. 5 verdeutlicht das Ergebnis der durchgeführten Flächenarrondierung.

##### ***Eliminieren von Kleinstflächen***

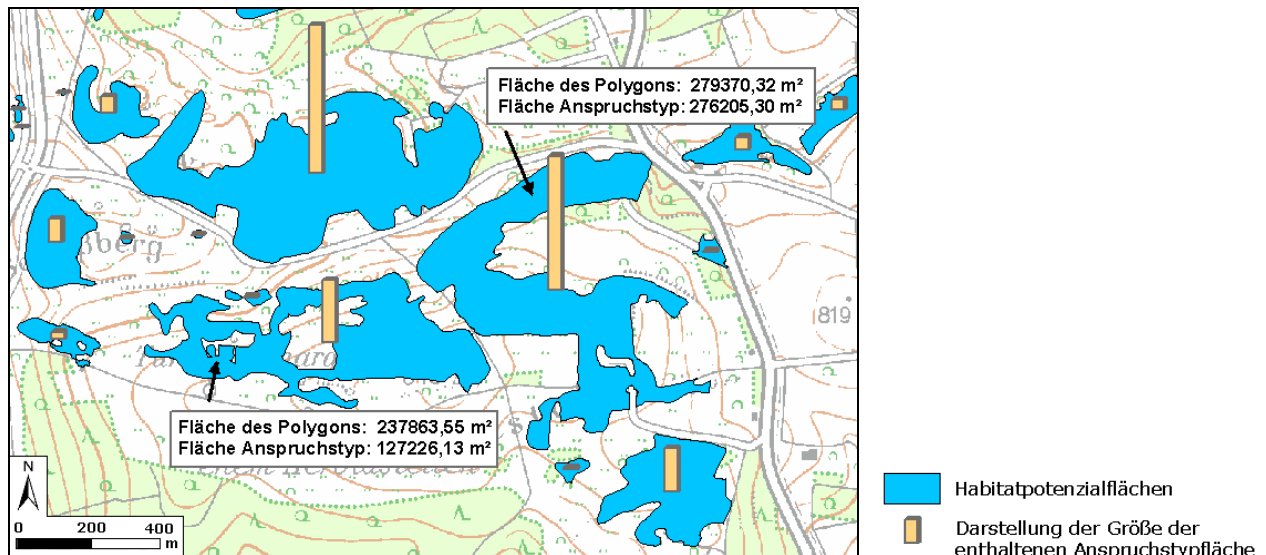
GIS-Funktionen wie Verschneidungen und Puffer-Bildung können zur Entstehung von inhaltlich unplausiblen Kleinstflächen und Artefakten (‚Splitterpolygone‘) führen. Daher wurden sehr kleine Polygone unter Anwendung anspruchstypspezifischer Schwellenwerte der Flächengröße eliminiert (s. Tab. A8-1 in Anhang VIII).



**Abb. 5:** Exemplarischer Vergleich der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ vor (oben) und nach (unten) der Arrondierung aller Flächen, die näher als 15m beieinander liegen. Der dargestellte Raumausschnitt befindet sich am ‚Spitzberg‘ in der Gemeinde Tübingen (Daten: RIPS LUBW).

### **Größe der Habitatpotenzialflächen und der enthaltenen Anspruchstypfläche**

Bei den über die Biotopkartierungen abgebildeten Anspruchstypen entspricht die Fläche des Polygons einer Habitatpotenzialfläche nicht zwangsläufig der Größe der darin enthaltene Anspruchstypfläche. Da die Biotopkartierung als Komplexkartierung konzipiert ist, können in einem Biotopkomplex mehrere Biotoptypen und -untertypen enthalten sein, die sich innerhalb der vegetationskundlich definierten Typen pro Komplex zu 100% summieren (vgl. LFU 2001: 49 ff.). Die Anspruchstypen wurden auf Ebene der Biotoptypen und -untertypen definiert, sodass die Anspruchstypfläche in einem Biotopkomplex immer dann geringer ist als die Biotopkomplex- bzw. Polygonfläche, wenn nicht alle im Komplex enthaltenen Biotoptypen für den Anspruchstyp herangezogen wurden. Im Folgenden wird daher in die Flächengröße der Habitatpotenzialflächen, d.h. der räumlich als Polygone erfassten Biotopkomplexe, und die Größe der darin enthaltenen Anspruchstypfläche unterschieden. Abb. 6 verdeutlicht die mögliche Diskrepanz der beiden Flächenkategorien.



**Abb. 6:** Exemplarische Darstellung der Diskrepanz zwischen der Größe von Habitatpotenzialflächen und der enthaltenen Anspruchstypfläche (hier: Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘). Obwohl die beiden bezifferten Biotope ähnlich groß sind, differieren die jeweils enthaltenen Anspruchstypflächen etwa um den Faktor 2. Der dargestellte Raumausschnitt liegt im Bereich des Gutsbezirks Münsingen (Daten: RIPS LUBW).

Für die Anspruchstypen, die nicht über die Biotopkartierungen abgebildet wurden (vgl. Kap. 2.1.3.2), entfällt die Unterscheidung der beiden Flächenkategorien, da die gesamte Polygonfläche als potenzielles Habitat betrachtet wird. Damit entspricht die Anspruchstypfläche der Habitatpotenzial- bzw. der Polygonfläche.

#### 2.1.3.4 Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht

In diesem Kapitel werden zunächst kurz wesentliche theoretische Grundlagen zu Raumforderungen des Naturschutzes und zu raumbezogenen Auswahlkriterien von Schutzgebieten aus tierökologischer Sicht dargestellt. Es folgt die Erläuterung der im Projekt entwickelten und umgesetzten Methodik zur Auswahl von Vorranggebieten aus den Flächenkulissen der Habitatmodellierung und deren Umsetzung in die Zuweisung besonderer Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielartenkollektive aus landesweiter Sicht.

##### 2.1.3.4.1 Theoretischer Hintergrund und Einordnung

Nach PLACHTER (1991: 9) ist das wesentliche Charakteristikum des Naturschutzes seine Handlungs- und Praxisorientierung, weswegen der Bewertung von Zuständen der Natur auf Basis normativer Zielsetzungen eine große Bedeutung zukommt. Damit unterscheidet sich der Naturschutz „...grundlegend von den meisten Naturwissenschaften“ PLACHTER (1991: 9). Die Ökologie dagegen untersucht im Sinne einer Naturwissenschaft wertfrei Muster und Interaktionen der belebten und unbelebten Umwelt (vgl. NENTWIG et al. 2004: 1). Zur praxisbezogenen Anwendung des Grundlagenwissens der Ökologie und anderer Disziplinen, hat sich der relativ junge Zweig der Naturschutzforschung entwickelt. Ein Ziel dieser Disziplin ist es, bspw. über die Entwicklung fachspezifischer, reproduzierbarer Methoden und der Etablierung von Standards (PLACHTER 1991: 9) dem Vorwurf der subjektiven und schwer nachvollziehbaren Entscheidungsfindung im Naturschutz, gerade in der Konkurrenz mit differenziert geregelten Landnutzungsdisziplinen, entgegenzuwirken (vgl. PLACHTER et al. 2003: 9 ff.). In diesem Zusammenhang wurden erstmals Raumforderungen des Naturschutzes erhoben, die mit ökologischen Theorien begründet wurden (z.B. HEYDEMANN 1981). Im Zentrum stehen dabei Aussagen zur Größe zu erhaltender Lebensräume (z.B. HORLITZ 1994) und zur räumlichen Lage von Lebensräumen zueinander („Biotopverbund“ z.B. JEDICKE 1994).

HORLITZ (1994: 152) unterscheidet drei Ansätze der Ableitung von Raumansprüchen des Arten- und Biotopschutzes:

- (1) Theoretische Grundlagen und ökologische Modelle
  - Die Theorie der Biogeographie der Inseln
  - Das Modell der minimalen überlebensfähigen Population
  - Das Modell der Metapopulation
  - Der „Historische Ansatz“
- (2) Normativ-politische Flächenforderungen ohne konkreten Flächenbezug
- (3) Ansätze zur Ermittlung von Flächenforderungen für definierte Räume von der Regional- bis zur Bundesebene unter Verwendung theoretischer Modelle oder pragmatischer Verfahren

Im Projekt „Informationssystem ZAK“ erfolgte eine Auswahl von Vorranggebieten für den Schutz von Zielartenkollektiven über zwei Indikatoren, welche die Flächengröße und die Verbundsituation der Habitatpotenzialflächen berücksichtigen. Für die punktförmig abgebildeten Kleinlebensräume (vgl. Tab. 3 auf Seite 23) wurde nur die Verbundsituation betrachtet. Bei beiden Indikatoren erfolgte die Auswahl der Vorranggebiete über ein Kriterium des Anteils, den die ausgewählten Gebiete an der landesweiten Gesamtverbreitung eines Anspruchstyps haben müssen (vgl. Kap. 2.1.3.4). Damit kann diese Vorgehensweise dem Ansatz 3 nach HORLITZ (1994), der Verwendung pragmatischer Verfahren basierend auf theoretischen Modelle, zugerechnet werden. Als räumlicher Bezugsrahmen dient die Landesebene. Als zu Grunde liegende Modelle sind die Theorie der Biogeographie der Inseln und das Modell der Metapopulation zu nennen. Beide Modelle werden im Folgenden kurz erläutert. Das Konzept der minimalen überlebensfähigen Population (*„minimum viable population“ MVP*, vgl. GILPIN & SOULÉ 1986, HOVESTADT et al. 1991) wurde im Hinblick auf den landesweiten Ansatz des Projekts nicht berücksichtigt, da es vorwiegend zur Anwendung auf Ebene der lokalen Population einzelner Arten gedacht ist (vgl. BLAB 1992). Ebenso wurde der historische Ansatz, der eine Orientierung an zurückliegenden Zuständen der Flächennutzung vorsieht, nicht verfolgt.

### **Inseltheorie der Biogeographie**

Die Inseltheorie der Biogeographie (MACARTHUR & WILSON, 1963, 1967 bzw. 1971) wurde basierend auf Untersuchungen von Populationen auf Inseln im Meer entwickelt. Basierend auf der empirischen Tatsache, dass größere Flächen eine höhere Artenzahl aufweisen (*„Arten-Areal-Beziehung“* vgl. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 548 ff.) ergeben sich aus der Theorie folgende Kernaussagen: Die Artenzahl auf Inseln befindet sich in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen einwandernden und aussterbenden Arten, die einen Artenumsatz (*„turnover“*) bewirken. Die Wahrscheinlichkeit der Erstbesiedlung einer Insel durch eine Art - und damit die auf einer Insel mögliche Artenzahl - ist abhängig von der Entfernung zu einer Besiedlungsquelle wie bspw. dem Festland (*„distance effect“*) und ihrer Größe (*„target effect“*). Die Artenzahl einer Insel steigt mit zunehmender Größe einer Insel und mit abnehmender Entfernung bzw. Isolation<sup>5</sup>. Inseln, die als Dauerlebensraum zu klein sind, können die Austauschprozesse verstärken, indem sie als sog. Trittsteine den vorübergehenden Aufenthalt von Arten erlauben (*„stepping-stone effect“*). In der Folgezeit beschäftigten sich viele Arbeiten mit der Übertragbarkeit der Inseltheorie auf Habitatinseln wie etwa gefährdete Lebensräume in einer intensiv genutzten Landschaft (z.B. MADER 1981, RINGLER & HEINZELMANN 1986, SACHTELEBEN 2000, Überblick in WHITTAKER 1998). Als wesentliche Unterschiede können für Habitatinseln im Vergleich zu ozeanischen Inseln festgehalten werden, dass sie einer schnelleren Veränderung der ökologischen Rahmenbedingungen wie Flächengröße, Isolation, Habitatqualität und der Umgebung unterworfen sind. Habitatfremde Arten bzw. Generalisten beeinflussen zumindest randlich die habitatspezifischen Arten. Häufig ist keine stabile Besiedlungsquelle im Sinne eines Festlands der Inseltheorie vorhanden. In vielen Fällen ist kein Artengleichgewicht zu beobachten, sondern ein allmählicher Artenschwund durch Verkleinerung der Lebensräume (HOVESTADT et al. 1991: 84 ff.).

<sup>5</sup> Eine Erläuterung der Operationalisierung der Besiedlungswahrscheinlichkeit von Inseln nach MACARTHUR & WILSON (1967) erfolgt in Anhang III im Rahmen der Vorstellung der ‚Radialen Sichtkanteneanalyse‘, einer Methode zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen.

### **„SLOSS-Diskussion“**

Aus Überlegungen zur Anwendung der Inseltheorie bei der Konfiguration von Schutzgebieten entwickelte sich die ‚SLOSS-Diskussion‘ (*single large or several small*), ausgehend von der Frage, ob wenige große oder viele kleine Reservate die effektivere Schutzstrategie darstellen würde (z.B. DIAMOND et al. 1976, MARGULES et al. 1982, MCCOY 1983, Übersichten in: HOVESTADT et al. 1991: 61 ff., FORMAN 1997: 45 ff., WHITTAKER 1998: 204 ff.). Wesentliche Argumente für große zusammenhängende Flächen waren das Auftreten höherer Artenzahlen, in der Regel größerer und damit stabilerer Populationen, geringere von randlichen Störungen beeinflusste Fläche und der ausschließlich dort mögliche Schutz von – häufig sehr populären – Arten mit großem Raumanspruch. Für Konfigurationen mehrerer kleinerer Gebiete mit insgesamt gleicher Flächensumme wurde die in der Regel dort höhere Artenvielfalt aufgrund der höheren Habitatdiversität räumlich unzusammenhängender Flächen angeführt. Da diese Flächenkonfigurationen insgesamt mehr Randlänge aufweisen, wurde eine erhöhte Artenzahl zudem mit den vielgestaltigen Habitatbedingungen der Übergangsbereiche von Lebensräumen bzw. Ökotonen begründet (Randeffekt bzw. ‚edge effect‘, vgl. NENTWIG et al. 2004: 48). BOWMAN et al. (2002) postulieren in diesem Zusammenhang, dass bei vielen Arten die Immigrationsrate von der Randlänge eines Habitats und nicht von dessen Flächengröße abhängt. Zudem wird angeführt, dass eine Aufteilung einer Gesamt-Habitatfläche auf viele kleine statt wenig große Flächen im identischen Raumausschnitt die Distanz bzw. die Isolation der Flächen mindert (z.B. FAHRIG 2003: 507). Schließlich wird als Vorteil kleiner Flächen noch angeführt, dass sie ggf. Arten Lebensraum bieten, die in größeren Habitaten durch ausschließlich dort vorkommende Arten verdrängt würden (vgl. BEGON et al. 1990: 790).

Als Ergebnis der Diskussion kann festgehalten werden, dass keine prinzipielle Bevorzugung wenig großer oder vieler kleiner anzustreben ist (z.B. HOVESTADT 1991: 86, REICH & GRIMM 1996: 134). Die Inseltheorie begründet das Auftreten höherer Artenzahlen in größeren Einzelflächen, doch macht sie keine Aussage zur überregionalen Diversität unter Einbezug mehrerer Flächen und auch nicht dazu *welche* Arten bevorzugt in großen Flächen überleben. Schutzgebiete sollten nach Möglichkeit gebietsspezifisch unter Berücksichtigung der im jeweiligen Fall relevanter Artengruppen, Zielvorstellungen und Bewertungskriterien ausgewiesen werden. Soll die regionale Artenvielfalt über den Schutz gefährdeter Arten erhalten werden, ist eine Ausrichtung der Schutzstrategie an deren Habitatansprüchen, Biologie, Populationsökologie und Interaktion mit anderen Arten erforderlich. Zu diesem Zweck können – wie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg – Zielarten ausgewählt werden (z.B. BEGON et al. 1990: 790 f., HOVESTADT 1991: 84 f., KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 636). In neuerer Zeit wurden zur Auswahl von Gebietsystemen auch algorithmusbasierte Verfahren entwickelt, die eine Optimierung der Gebietskulissen unter Vorgabe verschiedener Naturschutzziele wie Artenvielfalt, Seltenheit oder Bevorzugung bestimmter Zielarten und weitere Randbedingungen wie Kosten, Verfügbarkeit ermöglichen (z.B. WILLIAMS 1998, ALTMOOS 1999). Ist die Erarbeitung gebietsspezifischer Bestandsaufnahmen und daraus abgeleiteter Prioritäten nicht möglich, wird in der Naturschutzplanung jedoch meist den Vorteilen großer zusammenhängender Flächen insgesamt größeres Gewicht beigemessen (vgl. BEGON et al. 1990: 790, FORMAN 1997: 47).

### **Metapopulation**

Der Begriff ‚Metapopulation‘ geht zurück auf LEVINS (1969 und 1970), der damit Populationen bezeichnete die aus mehreren lokalen Populationen bestehen, in denen lokal aussterbende Populationen durch wandernde Individuen wiederbegründet werden können – „a population of populations“ LEVINS (1970: 105). Innerhalb einer Metapopulation beeinflusst der Individuenaustausch die lokale Populationsdynamik. Lokale Extinktion und Kolonisation führen zu einem ständigen Wandel der räumlichen Verbreitung der Arten (HANSKI & SIMBERLOFF 1997: 6 ff.).

Für die Stabilität einer Metapopulation ist entscheidend, dass gleich viele oder mehr lokale Populationen neu entstehen als erlöschen. Durch rechtzeitige Zuwanderung von Individuen kann das Erlöschen einer lokalen Populationen verhindert werden (‚rescue effect‘, vgl. BROWN & KODRIC-BROWN 1977). Dies ermöglicht, dass lokale Populationen, die als isolierte Einzelpopulationen nicht existenzfähig wären, in einer Metapopulation dauerhaft existieren können. Solche auf Immigration angewiesenen Populationen werden als ‚sink-‘ und jene mit Individuenüberschuss als ‚source-Populationen‘ bezeichnet (vgl. PULLIAM

1988). Der Austausch von Individuen zwischen Teilpopulationen ist von entscheidender Bedeutung für die Stabilität von Metapopulationen. Charakteristische Artengruppen, die in Metapopulationen existieren sind Tagfalter und Widderchen (z.B. THOMAS 1995, THOMAS & HANSKI 1997).

Die Metapopulationsforschung beschäftigt sich insbesondere mit der Modellierung der raumzeitlichen Dynamik von Metapopulationen. Dabei werden drei grundlegende Modellansätze unterschieden: 1. Das Festland-Insel Modell (*mainland-island-model*, HANSKI & GYLLENBERG 1993), bei dem sich Individuen von einer großen Quellpopulation – dem ‚Festland‘ – zu kleinen Habitatsinseln ausbreiten; 2. das Insel-Archipel-Modell (Levins 1970), bei dem Austausch zwischen gleichartigen Habitatsinseln in allen Richtungen stattfinden kann; 3. das Modell nach WILSON (1992), das dem Insel-Archipel-Modell entspricht, aber von ephemeren Habitatsinseln mit begrenzter Lebenszeit ausgeht, die an anderer Stelle wieder neu entstehen können. Ausführliche Darstellungen des Metapopulationskonzepts geben z.B. HANSKI & GILPIN (1997) und HANSKI (1999).

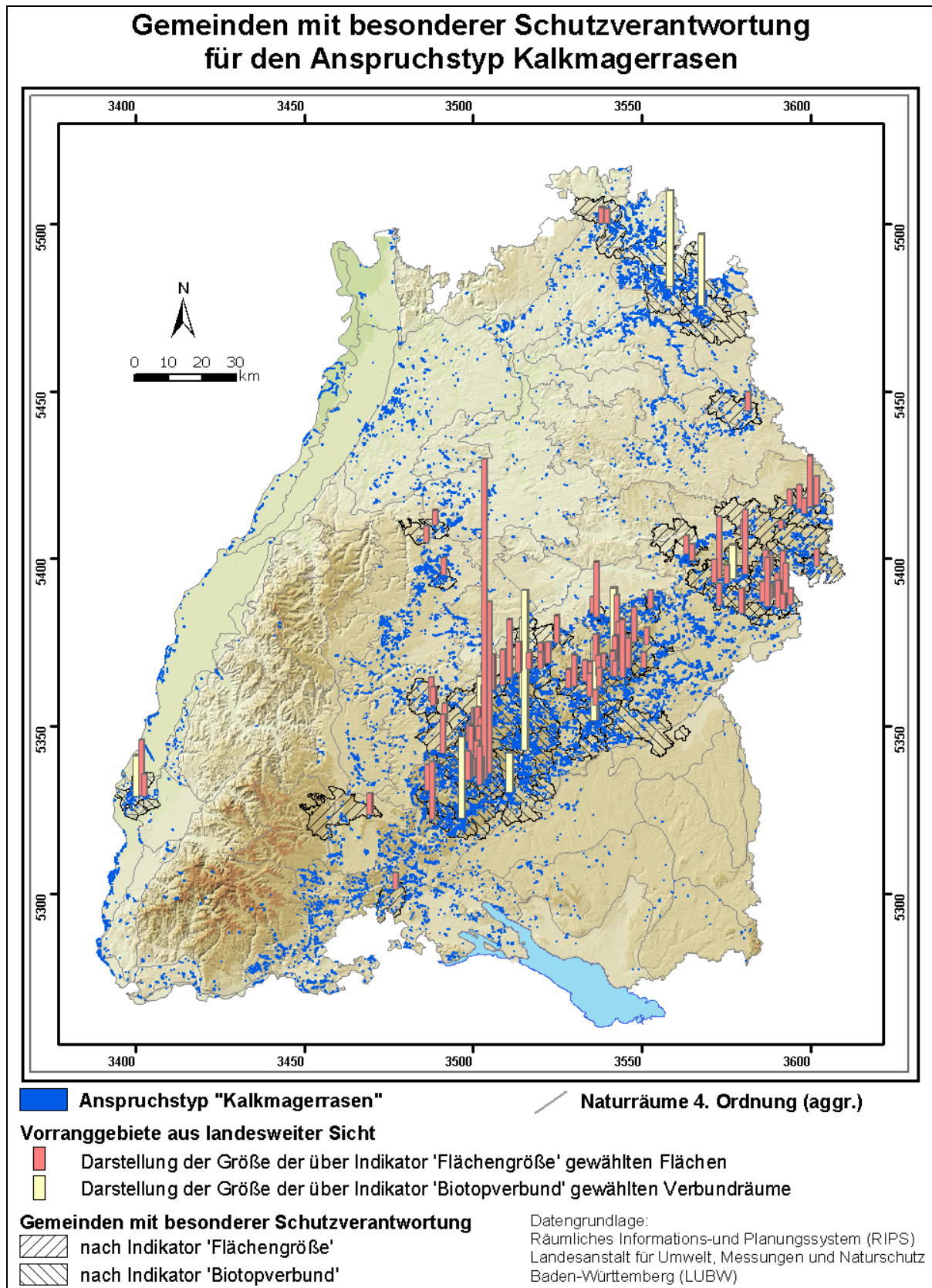
Zahlreiche empirische Untersuchungen bestätigen das Metapopulationskonzept, indem enge Korrelationen der Besiedlungswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit der Entfernung (und Größe) der nächstgelegenen Population festgestellt werden (z.B. SETTELE 1998, GEISLER-STROBEL 1998, HANSKI 1994). Für die Landschaftsplanung ergibt sich daraus die Notwendigkeit Einzelpopulationen auch im Kontext der raumzeitlichen Variabilität von Metapopulation zu betrachten. Bspw. ist auch außerhalb von Habitaten der Individuenaustausch zwischen lokalen Populationen besonders zu berücksichtigen. Gefährdungsanalysen von Metapopulationen zur Erstellung von Wirkungsprognosen sind komplex. Bislang entwickelte Ansätze reichen von Faustregeln für planungsbezogenen Schnellprognosen (z.B. HENLE et al. 1999b), Inzidenzmodellen (z.B. HANSKI 1994), die Informationen zur Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit von Populationen benötigen, bis hin zu individuenbasierten Simulationsmodellen mit Berücksichtigung weiterer Faktoren wie Populationsdynamik, Ausbreitungsverhalten etc. (z.B. RAMAS<sup>®</sup> AKCAKAYA 2002). Eine Übersicht geben RASSMUS et al. (2003: 178 ff.).

Das Metapopulationskonzept bildet die theoretische Grundlage der Naturschutzstrategie von Biotopverbundsystemen und Korridoren, der heute in der Naturschutzpraxis herausragende Bedeutung beigemessen wird (vgl. HENLE 1994: 142). Diese Ansätze werden in Kap. 2.1.3.4.4 im Rahmen der Erläuterung des Indikators ‚Biotopverbund‘ dargestellt.

#### **2.1.3.4.2 Auswahl der Vorranggebiete für die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen**

Die Auswahl von Vorranggebieten aus den Kulissen der über wissensbasierte Habitatmodellierung abgebildeten Habitatpotenzialflächen erfolgte über zwei Indikatoren, welche die Flächengröße (Indikator ‚Flächengröße‘) und die Verbundsituation bzw. Konnektivität der potenziellen Habitate berücksichtigen (Indikator ‚Biotopverbund‘) (vgl. Kap. 2.1.3.4.2). Für die punktförmig umgesetzten Anspruchstypen erfolgte die Auswahl ausschließlich anhand der Verbundsituation. Denjenigen Gemeinden mit Anteil an den gewählten Vorranggebieten, wurde eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht für den entsprechenden Anspruchstyp zugewiesen. Abb. 7 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der Vorgehensweise für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘.





**Abb. 7:** Verdeutlichung der Vorgehensweise bei der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen am Beispiel des Anspruchstyps 'Kalkmagerrasen'. Darstellung der Habitatpotenzialflächen, der über die Indikatoren 'Flächengröße' und 'Biotopverbund' ausgewählten Vorranggebiete und der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht.

Die Auswahl der beiden Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ erfolgte vor dem Hintergrund der Erkenntnisse der ‚SLOSS-Diskussion‘ (s. Kap. 2.1.3.4.1). Danach kann die Frage, ob bei der Ausweisung von Schutzflächen ein gegebenes Flächenbudget eher auf wenige große oder viele kleine Gebiete verteilt werden soll, nicht allgemeingültig sondern nur gebietsspezifisch unter Berücksichtigung verschiedener Artengruppen und Bewertungskriterien beantwortet werden. Jedoch wird diese Ideallösung der gebiets-spezifischen Analyse und Entscheidungsfindung – wenn überhaupt – nur bei Bearbeitung von Gebietssystemen auf lokaler bis regionaler Maßstabsebene erfolgen können. In der Regel wird man bei der Bearbeitung von Großregionen keine Artdaten zu Gebietsauswahl verwenden können und daher Habitatinformationen als Ersatzparameter verwenden (MARGULES & PRESSEY 2000: 245 ff.). Ansätze, die größere Raumausschnitte betrachten, sind daher auf Auswahlkriterien bzw. Indikatoren angewiesen, die eine möglichst konsistente und maßstabsgerechte Umsetzung der Erkenntnisse ökologischer Theorien in die zur Verfügung stehenden Raumdaten gewährleisten.

Diese Situation war aufgrund des landesweiten Ansatzes bei der Entwicklung der Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs gegeben. Nach BLAB (1993: 15) können als übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Habitateignung von Lebensräumen bzw. Biotoptypen folgende Kriterien genannt werden, welche die vorgestellten theoretischen Konzepte berücksichtigen:

- (1) Qualitative Ausstattung der Biotope und Ökosysteme zur Sicherung möglichst vieler biotopspezifischer und insbesondere bedrohter Arten
- (2) Flächengröße im Hinblick auf die Ansprüche für überlebensfähige Populationen der anspruchsvollsten Art
- (3) Räumliche Vernetzung von Teillebenstätten
- (4) Biotopspezifische Gefährdungsfaktoren und Erhaltungsmöglichkeiten

Die Habitatqualität (Kriterium 1) konnte aufgrund der Datenlage nicht direkt aus tierökologischer Sicht berücksichtigt werden. Die räumliche Abbildung der Habitatpotenzialflächen erfolgte für den überwiegenden Teil der Anspruchstypen anhand der Kartierung gesetzlich geschützter Biotope (vgl. Kap. 2.1.3). Dieser Erfassung liegt ein floristisch ausgerichteter Kartierschlüssel zugrunde, der sich nicht immer mit den tierökologisch relevanten Besiedlungskriterien deckt. Doch damit ist ein Mindestmaß an Information zu Habitatqualitäten verbunden, das die Entwicklung des Ansatzes der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen ermöglichte. Für einzelne Anspruchstypen musste auf Raumdaten mit inhaltlich und räumlich geringerer Auflösung wie ATKIS oder das Landsat-Satellitenbild zurückgegriffen werden, die keine Rückschlüsse auf Habitatqualitäten zuließen (vgl. Tab. 3 in Kap. 2.1.3.2).

Die Kriterien Flächengröße (Kriterium 2) und räumliche Vernetzung (Kriterium 3) konnten auf die landesweiten Flächenkulissen der Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen angewendet werden. Hierzu wurden die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ entwickelt (vgl. Kap. 2.1.3.4). Gefährdungsfaktoren (Kriterium 4) aus tierökologischer Sicht wurden über die Bearbeitung von Zielartenkollektiven berücksichtigt. Die Zielarten des Zielartenkonzepts stellen die in Baden-Württemberg prioritär schutzbedürftigen Arten dar (RECK et al. 1996: A17). Gefährdungsfaktoren aus floristischer Sicht wurden nicht berücksichtigt, decken sich aber teilweise mit der Prioritätensetzung aus faunistischer Sicht.

Im Folgenden werden die Annahmen präzisiert, die der Auswahl der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Ermittlung von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ zu Grunde liegen (z.B. CONNOR & MCCOY 1979, FAHRIG & MERRIAM 1985, SOULÉ 1986, SAUNDERS et al. 1991, SIMBERLOFF 1994, NOSS et al. 1997, HANSKI 1999).

**Indikator ‚Flächengröße‘**

Große zusammenhängende Habitate sind vorrangig zu schützen, da:

- nur sie Arten mit großem Raumanspruch und / oder geringen Populationsdichten Lebensraum bieten
- sich dort größere – und damit stabilere – Populationen entwickeln können
- sie Quellhabitate im Rahmen von Metapopulationen darstellen können
- die von Umweltfaktoren des Habitatumfelds unbeeinflusste Kernfläche – auch in Abhängigkeit der Habitatform – meist größer ist. Randsensitive Arten, die ungestörte Kerngebiete von Habitaten bevorzugen, haben bessere Überlebenschancen
- mit der Größe eines Habitats in der Regel auch die Diversität (z.B. Vegetationsstrukturen, Standortvielfalt) zunimmt. Für viele Arten wird dies als der eigentlich entscheidende Faktor der höheren Habitateignung großer Flächen betrachtet
- die Wahrscheinlichkeit des Auslöschens einer Population durch Umwelteinflüsse wie Hagelschlag, beeinträchtigende Nutzung etc. geringer ist
- Arten in Konfigurationen kleinerer Habitatflächen in der Regel mehr Zeit mit Migration zwischen den Habitaten verbringen, was ihre Sterblichkeit erhöhen und die Reproduktion mindern kann (FAHRIG 2002).

**Indikator ‚Biotopverbund‘**

Habitate in engen räumlichen Verbundsituationen sind vorrangig zu schützen, da:

- bei entsprechender Mobilität der Arten, Entfernung der Habitate und Durchlässigkeit der dazwischen befindlichen Landnutzung räumlich getrennte Habitate als Teillebensräume genutzt werden können. Dies bewirkt eine Stabilisierung der Populationen bzw. ermöglicht die Rekolonisierung nach Erlöschen einer lokalen Population. Dies betrifft insbesondere Artengruppen, die Metapopulationen existieren (vgl. Kap. 2.1.3.4.1)
- mehrere kleine Flächen weisen mehr Randlänge auf, als eine zusammenhängende Fläche derselben Größe, wovon Arten der Ökotone profitieren können. Dies gilt auch für isolierte Habitate.

Die Strategie von Biotopverbundsystemen und Korridoren für den Schutz der Artenvielfalt wird kontrovers diskutiert. Ein Überblick der Argumente folgt in Kap. 2.1.3.4.4.

Mit der Auswahl an Vorranggebieten anhand der dargestellten Kriterien wird die Erwartung verbunden, besonders bedeutsame Gebiete für den Schutz der (Ziel-)Arten des jeweiligen Anspruchstyps in Baden-Württemberg ermitteln zu können. Der quantitativ geprägte Ansatz der Analyse des potenziellen Habitatangebots unter Berücksichtigung der Größe und Verbundsituation von Flächen, zielt dabei auf eine Erhaltung der Vielfalt von Arten mittlerer bis hoher Gefährdung ab. Für diese Arten kann ein prinzipieller Zusammenhang von Schwerpunktorkommen mit den genannten Kriterien angenommen werden. Die Prüfung dieser Hypothese ist ein Ziel der im Rahmen der Dissertation durchgeführten Validierungen. Hochgradig gefährdete Arten mit sehr eingeschränkter Verbreitung können mit diesem Ansatz nicht systematisch berücksichtigt werden. Ihre reliktsche Verbreitung ist in vielen Fällen mit Faktoren wie besonderen strukturellen Ausstattungen, Historie der Landschaftsnutzung oder zufälligen Ereignissen in Zusammenhang zu bringen. Für eine Berücksichtigung von Reliktarten im „Informationssystem ZAK“ wurden daher für ausgewählte Artengruppen Nachweisorte von Arten mit weniger als zehn Vorkommen in Baden-Württemberg recherchiert und gemeindebezogen in das System integriert (vgl. Kap. 1.3.4).

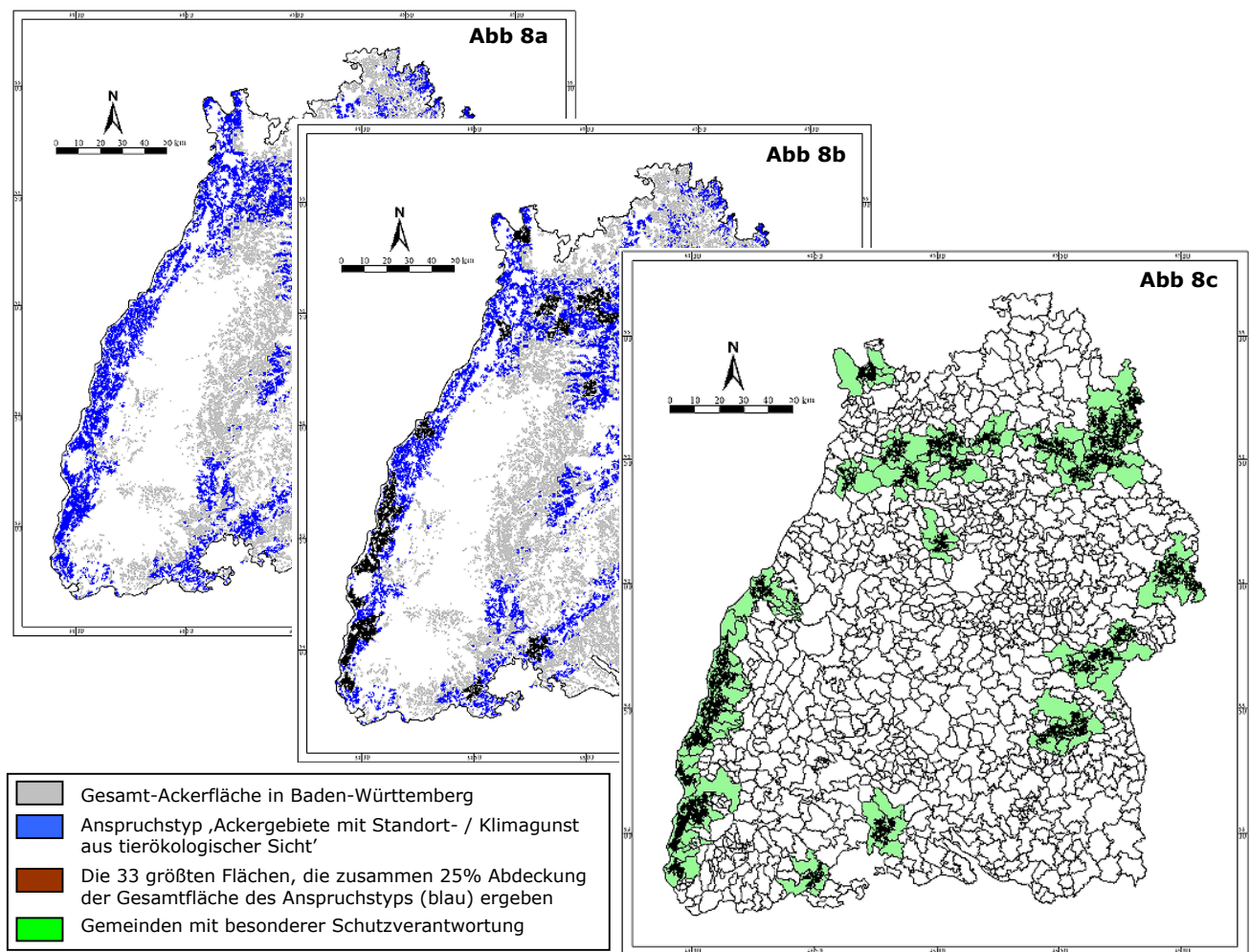
Im Kontext der Auswahl von Vorranggebieten hat sich der Begriff ‚hotspots‘ (MYERS 1988) etabliert, wobei eine mehrdeutige Verwendung festzustellen ist. Nach MITTERMEYER et al. (1998: 516) führt MYERS (1988) den Begriff im Kontext des Naturschutzes ein. Er versteht darunter Regionen der Erde mit einer außergewöhnlichen („exceptional“) Vielfalt an endemischen Arten. Endemische Arten sind solche mit räumlich stark eingeschränkter Verbreitung (vgl. KRATOCHWIL & SCHWABE 2001: 106). Als zusätzliches Kriterium nennt er eine außergewöhnliches Maß an anthropogener Gefährdung der Arten in diesen Regionen

(MYERS 1988: 187). Mit ‚*hotspots*‘ wird die Vorstellung der Identifizierung von Regionen verbunden, in denen Schutzmaßnahmen die höchste Wirkung zeigen, da sie viele Arten fördern, die ausschließlich dort verbreitet sind. In der Folge wurden mit verschiedenen Ansätzen ‚*hotspots*‘ insbesondere auf globaler Ebene zur Priorisierung des Handlungsbedarfs abgegrenzt (z.B. MYERS 1990, MITTERMEIER et al. 1998, MÉDAIL & QUÉZEL 1998, MYERS et al. 2000). Dabei erfolgte teilweise eine Verschiebung des Fokus auf die Analyse der Artenvielfalt - im Sinne von ‚*biodiversity hotspot*‘ (z.B. MITTERMEIER et al. 1998) - und eine geringere Gewichtung der Kriterien Gefährdung der Lebensräume und Endemismus der Arten. LOMOLINO et al. (2006: 648) verstehen unter ‚*hotspots*‘ sowohl Regionen mit hoher Artenvielfalt als auch solche mit einer hohen Anzahl an endemischen Arten.

Der im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ entwickelte Ansatz zur Auswahl von Vorranggebieten verfolgt einen ähnlichen ‚Effektivitätsansatz‘ wie das Konzept der ‚*hotspots*‘. Aus einer Analyse des potenziellen Habitatangebots basierend auf den Ansprüchen von Zielarten werden regionalisierte Naturschutzprioritäten abgeleitet. Der quantitativ geprägte Ansatz zielt dabei insbesondere auf den Erhalt von Artenvielfalt ab. Endemische Arten werden nicht explizit berücksichtigt. Da aber im Zielartenkonzept die Schutzverantwortung von Baden-Württemberg für vorrangig dort verbreitete Arten bei der Auswahl von Zielarten berücksichtigt wurde, fließt der relative Bezug zur Gesamtverbreitung der Arten mit ein (vgl. RECK et al. 1996: A99). Das Kriterium der Gefährdung ist hinsichtlich der Arten ebenfalls über die Zielartenauswahl - in der bspw. der Rote-Liste-Status berücksichtigt wird - enthalten (vgl. RECK et al. 1996: A99). Die Gefährdung der Lebensräume, im Sinne einer Risikoanalyse durch den Abgleich bspw. mit der Landnutzungsentwicklung, wurde nicht durchgeführt. Dies könnte aufbauend auf den erstellten Arbeiten in einem nächsten Schritt erfolgen.

#### **2.1.3.4.3 Indikator ‚Flächengröße‘**

Der Indikator ‚Flächengröße‘ wurde über ein Rankingverfahren der Habitatpotenzialflächen umgesetzt. Für jeden Anspruchstyp wurden die Potenzialflächen nach Flächengröße sortiert und die Auswahl derjenigen größten Flächen ermittelt, die kumulativ aufsummiert im Regelfall 25% der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps ergeben. Bei einzelnen Anspruchstypen mit landesweit vergleichsweise geringer Verbreitung (‚Nährstoffarmes Feuchtgrünland‘, ‚offene Hoch- und Übergangsmoore und Moorgewässer‘, ‚Verlandungszonen an Stillgewässern‘, ‚Weichholzauwälder‘, ‚Bruch- und Sumpfwälder‘ und ‚Höhlen und Stollen‘) wurde von diesem Regelfall abgewichen und der Schwellenwert von 50% verwendet. Bei den drei extrem kleinräumig ausgeprägten Anspruchstypen ‚offene Sandbiotop‘, ‚Hartholzauwälder‘ und ‚Lichte Trockenwälder‘ wurde kein Auswahlkriterium sondern alle Habitatpotenzialflächen als Vorranggebiete verwendet (vgl. Tab A8-1 in Anhang VIII). Dies gilt ebenso für den Anspruchstyp ‚Mittleres Grünland‘, wobei hier - abweichend zu den anderen Anspruchstypen, eine Eingrenzung der Flächenkulisse durch konkrete Artnachweise erfolgte (vgl. Tab. A8-26 in Anhang VIII). Bei den über die Biotopkartierungen abgebildeten Anspruchstypen wurde dabei als Flächenwert nicht die Größe des Polygons der Habitatpotenzialflächen verwendet, sondern die Größe der darin enthaltenen Anspruchstypfläche, die sich aus den berücksichtigten Biotoptypen und -untertypen zusammensetzt (vgl. Kap. 2.1.3.3.3). Die Habitatpotenzialflächen mit den landesweit größten Anspruchstypflächen wurden dann mit der Gemeindegeometrie überlagert, um die Gemeinden zu ermitteln, die über einem Schwellenwert von in der Regel einem Hektar Anteil an der Flächenauswahl haben. Bei sehr kleinflächig ausgeprägten und bei den punktförmig umgesetzten Anspruchstypen wurde dieser Schwellenwert nicht verwendet (vgl. Tab. A8-1 in Anhang VIII). Abb. 8 verdeutlicht die Vorgehensweise.



**Abb. 8:** Erläuterung des Indikators ‚Flächengröße‘ am Beispiel des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.

Abb. 8a zeigt in Grau die Gesamtackerfläche Baden-Württembergs und in Blau den Teil, der über die Habitatmodellierung als Ackergebiete mit hoher Standort- und Klimagunst abgebildet wurde. In Abb. 8b sind in Schwarz die über das Rankingverfahren ermittelten größten Flächen des Anspruchstyps dargestellt, die summiert 25% der Gesamtfläche des Anspruchstyps (blau) ergeben. Abb. 8c zeigt in Grün dann diejenigen Gemeinden, die über 1 Hektar Anteil an diesen 33 größten Flächen haben und denen damit eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht für diesen Anspruchstyp zugewiesen wird.

### **Festlegung der Schwellenwerte zur Auswahl von Vorranggebieten**

Die durchgeführte Ermittlung der Vorranggebiete anhand eines Anteilskriteriums stellt ein relatives Auswahlverfahren dar. Ein Vorgehen über absolute Flächenansprüche von Arten, wie bspw. das Konzept der minimalen überlebendigen Population (‚*minimum viable populations*‘ GILPIN & SOULÉ 1986, vgl. HOVESTADT et al. 1991: 88ff.), hätte die landesweite Kenntnis der konkreten Populationen der Zielarten vorausgesetzt. Diese sind gesamthaft nicht bekannt. Ziel war es daher, aus dem potenziellen Habitatangebot über Indikatoren, die aus etablierten ökologischen Theorien abgeleitet wurden (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) - Flächen auszuwählen, von denen eine herausragende Bedeutung für das jeweilige Zielartenkollektiv erwartet werden kann.

Die Festlegung von Zielgrößen des Arten- und Biotopschutzes auf überregionaler Ebene über Flächenanteile reicht nach HORLITZ (1994: 46 ff.) in Deutschland weit zurück. Bereits in den Jahren 1935/36 wurden durch Seifert erste Forderungen von 3-5% ‚Ödland‘ zur Gewährleistung der Produktionskraft der übrigen Flächen erhoben. Große Beachtung erhielt die Forderung von Haber 1971 und HABER (1972) (vgl. HABER 1998) im Rahmen des

„Konzepts der differenzierten Bodennutzung“. Danach sollten in intensiv genutzten Räumen mindestens 10-20% (HABER 1972: 297) bzw. 10-15% (HABER 1998: 60) der Nutzfläche für extensive, entlastende oder puffernde Nutzungen verfügbar bzw. reserviert bleiben. Nach HORLITZ (1994: 49 ff.) wurden in der Folge von verschiedenen Seiten Forderungen in ähnlicher Größenordnung erhoben: Heydemann fordert im Jahr 1979 Naturschutzgebiete auf mind. 10% der Fläche, der Deutsche Rat für Landespflege im Jahr 1985 mind. 8-12% Schutzzonen für den Arten- und Biotopschutz. Im Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ des Sachverständigenrats für Umweltfragen des Jahres 1985 werden 10% der Gesamtfläche und mind. 5,5% der landwirtschaftlichen Fläche zum Aufbau eines Biotopverbundsystems gefordert. Nach HORLITZ (1994: 53) wurden seither (bis 1994) keine neuen Flächenforderungen formuliert. HABER et al. (1993: 17) bezeichnen die 10%-Forderung als „...inzwischen im Naturschutz allgemein akzeptierte Faustzahl...“. So hat diese Zahl auch in der Forderung des Bundesnaturschutzgesetzes nach Schaffung eines Netzes verbundener Biotope auf mindestens 10% der Landesfläche Eingang gefunden (§3 [1] BNATSchG). Nach HORLITZ (1994: 53) ist den Ansätzen (bis 1994) gemein, dass „...keine Versuche erkennbar [sind] Flächenforderungen durch eine nachvollziehbare Methodik zu untermauern.“ HABER et al. (1993: 82 ff.) stellen die Definition von Flächenforderungen für den Naturschutz und weiterer Umweltqualitätsziele und -standards über „Leitarten“ (heute „Zielarten“, vgl. Kap. 1.3.2) als den künftig anzustrebenden Ansatz dar. Sie argumentieren, dass sich über die Lebensraumansprüche der Arten ggf. wissenschaftlich besser abgesicherte, auf jeden Fall aber anschaulichere und gebietsspezifischere Begründungen für Flächenforderungen geben lassen. Eine entsprechende Einschätzung geben BERNOTAT et al. (2003: 189) in Bezug auf die Ableitung von Schutz- und Entwicklungszielen für Arten und Lebensgemeinschaften in der Planung: „Die Arbeit mit ökologischen Gruppen oder Zielartenkollektiven gilt als praktikabler Ansatz, örtliche Ziele und Maßnahmen für den Arten- und Biotopschutz zu planen und zu begründen sowie anschließend deren Erfolg (Zielerreichung) zu prüfen.“ Mit dem Zielartenkonzept Baden-Württemberg liegt die bislang umfassendste Anwendung des Zielartenansatzes in Deutschland vor (RECK 2004: 311).

Wesentlicher Unterschied bei der Auswahl von Vorranggebieten zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen im Vergleich zu den dargestellten Flächenforderungen ist, dass nicht ein Mindestanteil bezogen auf die *Gesamtfläche* gefordert wird, sondern eine Auswahl besonders bedeutsamer Gebiete innerhalb eines Lebensraumtyps vorgenommen wird. Dies erklärt, warum von der weit verbreiteten Forderung von 10% an vorrangig geschützter Fläche abgewichen wurde und ein höherer Prozentsatz – im Regelfall 25% – als plausibel erachtet wurde. Die sehr unterschiedlichen Gesamtflächengrößen der einzelnen Anspruchstypen wiederum (vgl. Anhang IX) verdeutlichen, warum bei Anspruchstypen mit sehr geringer landesweiter Verbreitung höhere Prozentwerte gewählt bzw. alle Flächen als Vorranggebiete verwendet wurden. Ohne dies in der Auswahlmethodik formalisiert zu haben, wird in diesen Fällen eine höhere Bedeutung der einzelnen Flächen aufgrund der höheren Seltenheit angenommen, sodass die Auswahl entsprechend verringert wurde. Die konkreten Schwellenwerte von 25% sowie in Ausnahmen 50% bzw. 100% des Anteils der gewählten Flächen an der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps wurden nach vergleichender Anwendung weiterer Schwellenwerte (10%, 33%) durch Experteneinschätzung im Projektteam und unter Berücksichtigung der Validierungen anhand tierökologischer Geländedaten festgelegt (vgl. Kap. 3.2.3). Eine fundierte wissenschaftliche Begründung der jeweiligen Prozentwerte ist nicht möglich. Daher wurden auch „runde Werte“ verwendet die verdeutlichen, dass es sich um Größenordnungen und nicht um exakt bezifferbare Werte handelt.

Eine solche, aus Plausibilitätserwägungen abgeleitete Zielsetzung ist im Naturschutz üblich, insbesondere wenn eine unzureichende Datenlage keine empirischen Ableitungen erlaubt. Hierzu der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Sondergutachten des Jahres 2002: „Eine logische zwingende Ableitung von spezifischen [Naturschutz-] Zielen aus wissenschaftlichen Befunden ist weder möglich noch erforderlich. Unter verbleibender Unsicherheit muss vielmehr ein nachvollziehbarer Argumentations-, Abwägungs- und Entscheidungsprozess stattfinden, der den Vorwurf entkräften kann, die quantifizierten Ziele des Naturschutzes seien willkürlich gewählt“ (SRU 2002: 17, Tz. 12).

### **Umsetzung der Vorranggebiete in besondere Schutzverantwortungen der Gemeinden**

Wie erläutert, erfolgt die Zuweisung einer besonderen Schutzverantwortung zu allen Gemeinden, die Anteil an den Vorranggebieten eines Anspruchstyps haben – unabhängig davon wieviel Vorranggebietsfläche – über einer Erheblichkeitsschwelle – in einer Gemeinde liegt. Damit erfolgt die Auswahl der Vorranggebiete nicht gemeindebezogen, sondern allein über Indikatoren, die aus ökologischen Theorien abgeleitet wurden und ihre Flächengröße und Verbundsituation berücksichtigen.

Parallel zur dieser Vorgehensweise wurden anfangs auch Ansätze einer gemeindebezogenen Ermittlung von Kennwerten zur Auswahl von Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung getestet. Plausible Maße wie die Summe der Anspruchstypfläche pro Gemeinde oder der Anteil dieser Fläche an der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps ließen eine starke Dominanz der sehr unterschiedlich ausgeprägten Gemeindegroßen erkennen. KELLER (2004: 151 ff.) verdeutlicht die Problematik der unterschiedlichen Raumgrößen am Beispiel der Schweiz im Zusammenhang mit der Bewertung der Verantwortlichkeit von Staaten für Arten aus globaler bzw. europäischer Sicht (vgl. Kap. 2.1.2.1). Bei Anwendung der Verantwortlichkeitskriterien nach GRUTTKE & LUDWIG (2004: 272) – die keine gesonderte Berücksichtigung sehr kleiner Länder vorsehen – wäre das Land nach KELLER (2004: 157) für keine Vogelart in besonderem Maße verantwortlich und nur für sechs Vogelarten in hohem Maße verantwortlich. Die Autorin führt weiter aus, dass die Einstufungen dieser Arten aus naturschutzfachlicher Sicht nicht haltbar wären. Sie schlägt daher die Verwendung eines ‚Erwartungswerts‘ vor, der sich in ihrem Beispiel aus dem Flächenanteil der Schweiz an der Fläche Europas (ohne Russland) ergibt und 0,7% beträgt (KELLER 2004: 151). Der Anteil der jeweiligen Artbestände der Schweiz am europäischen Bestand werden dann in Relation zu diesem Wert gesetzt und daraus die Bewertung der Verantwortlichkeit abgeleitet. Die so durchgeführte Bewertung kann, aufgrund der Berücksichtigung weiterer Kriterien, nicht direkt mit der Ableitung nach GRUTTKE & LUDWIG (2004: 272) verglichen werden. Es ergeben sich jedoch mit 10 bzw. 60 Vogelarten eine deutlich höhere Anzahl von Arten in der höchsten bzw. zweithöchsten Verantwortungsklasse. Aus diesen Überlegungen heraus kritisiert KELLER (2004: 156 ff.), dass bei der Operationalisierung der Verantwortlichkeitsbewertung nach GRUTTKE & LUDWIG (2004: 272), die Flächengröße des betrachteten Landes nicht berücksichtigt wird. Sie führt aus, dass für Deutschland ein Anteil von 10% am europäischen Bestand einer Art dem 1,7-fachen des aufgrund des Flächenanteils zu erwartenden Werts entspricht, während es für Großbritannien dem 2,4-fachen und für die Schweiz gar dem 14-fachen entspricht (KELLER 2004: 156). Das Rechenbeispiel zeigt, dass die Verwendung fixer Prozentwerte ohne Berücksichtigung der Größe des betrachteten Landes die Vergleiche zwischen Ländern erschwert. Zudem können im Hinblick auf die Zielsetzung des Ansatzes unplausible Ergebnisse entstehen, wenn bspw. ein Land alleine aufgrund seiner geringen Flächengröße aus der Verantwortung entlassen wird, obwohl ihm unter arealgeographischen Gesichtspunkten – ohne Berücksichtigung politischer Grenzen – eine bedeutende Rolle zukäme.

Der im Projekt „Informationssystem ZAK“ verwendete Ansatz, zunächst unabhängig von der Gemeindegeometrie Vorranggebiete auszuwählen, und erst dann den Gemeindenabgleich durchzuführen bewirkt, dass immer alle Gemeinden mit Anteil an einem Vorranggebiet – unabhängig von ihrer Größe – eine Schutzverantwortung zugewiesen bekommen. Zudem ergibt sich kein Unterschied, ob eine Habitatpotenzialfläche komplett in einer Gemeinde liegt oder sich auf zwei (oder mehr) Gemeinden verteilt. Eine gemeindebezogene Vorgehensweise hätte zu einer Benachteiligung dieser ‚administrativ zerschnittenen‘ Flächen geführt oder die unplausible mehrfache Berücksichtigung solcher Flächen für jede der betroffenen Gemeinden erforderlich gemacht. Im Sinne des Ansatzes wäre es ein falsches Ergebnis gewesen, wenn aus ökologischer Sicht vergleichbare Situationen, allein aufgrund der Lage in sehr unterschiedlich großen Gemeinden, zu heterogenen Resultaten bei der Schutzverantwortungszuweisung geführt hätten. In diesem Fall hätten nicht primär die naturräumlichen Gegebenheiten die Zuweisung von Schutzverantwortungen gesteuert, sondern die Größenverhältnisse der administrativen Einheiten. Zudem war es bewusst angestrebt auch Gemeinden, die nur zum Teil Anteil an einer Vorrangfläche haben, eine besondere Schutzverantwortung zuzuweisen, da im Zuge von Flächenin-

anspruchnahme, Nutzungswandel etc. häufig nicht die komplette Zerstörung - insbesondere bei sehr großen Habitaten - stattfindet, sondern eine vom Rand her vordringende allmähliche Beeinträchtigung von Habitatqualitäten zu beobachten ist (vgl. GÜNTHER et al. 2005: 422 f.).

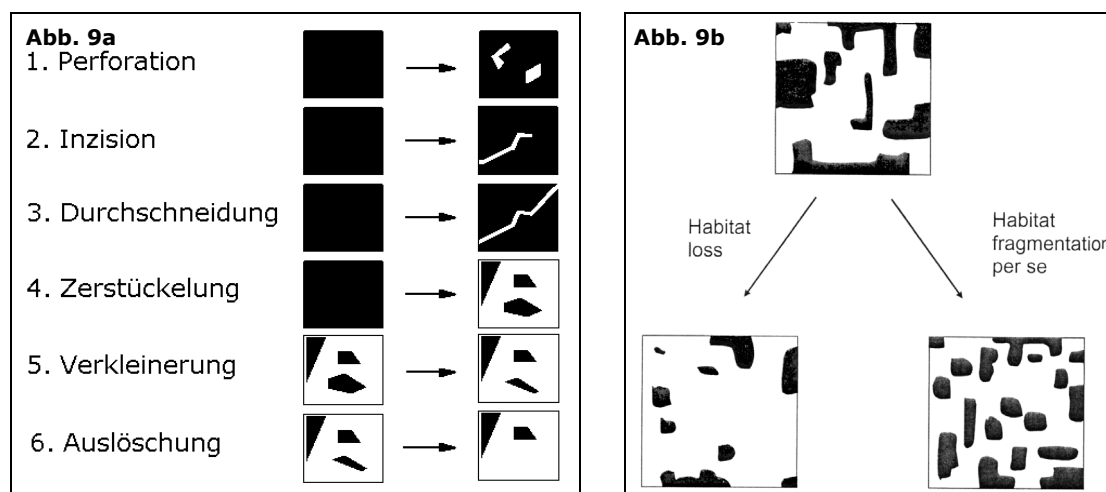
#### 2.1.3.4.4 Indikator ‚Biotopverbund‘

In diesem Kapitel werden zunächst einige theoretische Grundlagen der Naturschutzstrategie des Biotopverbunds dargestellt. Im Anschluss wird die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorangebieten aus landesweiter Sicht erläutert.

##### **Fragmentierung**

Die wesentliche Ursache für den Rückgang von Arten ist die Vernichtung ihrer Lebensräume. Dazu gehört ihre physische Zerstörung aber auch stoffliche Veränderungen wie Entwässerung, Düngung oder Pestizideintrag (KAULE 1991: 17). Der Hauptgrund für die Zerstörung und Beeinträchtigung der Lebensräume in Mitteleuropa ist der Landschaftswandel geprägt durch Flächeninanspruchnahme, linienhafte Zerschneidung durch Infrastruktureinrichtungen und Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung (z.B. PLACHTER 1991: 70 ff.). Diese Konversion bewirkt eine Aufteilung ehemals zusammenhängender Lebensräume in immer kleinere und zunehmend isoliert gelegene Restflächen. In diesem Zusammenhang wird der Begriff ‚Fragmentierung‘ – jedoch in unterschiedlichen Bedeutung – verwendet, die im Folgenden erläutert werden, um im Anschluss Vor- und Nachteile der Naturschutzstrategie Biotopverbund darzustellen.

JAEGER (2002: 49 ff.) unterscheidet in Anlehnung an FORMAN (1997: 407) die sechs in Abb. 9a schematisch dargestellten Phasen der Landschaftsfragmentierung. Der Autor bezeichnet die dargestellten Veränderungsprozesse als Phasen, da sie seiner Auffassung nach in der Landschaft in zeitlicher Abfolge auftreten, wobei er zeitliche Überlappungen einräumt.



**Abb. 9:** Die sechs Phasen der Landschaftszerschneidung nach JAEGER (2002) in Anlehnung an FORMAN (1997) (Abb. 9a) und Erläuterung der Fragmentierung im Sinne von FAHRIG (2003) (Abb. 9b). Abb. 9a leicht verändert entnommen aus JAEGER (2002: 50), Abb. 9b entnommen aus FAHRIG (2003: 496). Habitatfläche ist schwarz dargestellt, nicht als Lebensraum geeignete Fläche bzw. linienhafte Trennelemente weiß.

JAEGER (2002: 50) bezeichnet mit „Fragmentierung“ alle sechs in Abb. 9a dargestellten Phasen, während FORMAN (1997: 407) den Begriff „*fragmentation*“ nur als Bezeichnung der Phase der ‚Zerstückelung‘ verwendet. FAHRIG (2003: 509) dagegen schlägt eine noch engere Eingrenzung des Begriffs auf die ausschließliche Veränderung der Habitatkonfiguration, d.h. die Aufteilung einer konstanten Gesamt-Habitatfläche auf wenig große oder viele kleine Habitats, vor. Diese Art der Flächenveränderung ist in Abb. 9b exemplarisch dargestellt, in den Phasen der Landschaftsfragmentierung nach JAEGER (2002: 49) ist sie nicht enthalten. FAHRIG (2003) argumentiert, dass mit der Verwendung des Begriffs Fragmentierung nach FORMAN (1997: 407) im Sinne der ‚Zerstückelung‘, zwei ökologisch



relevante Prozesse simultan betrachtet werden: Der Verlust an Habitatfläche insgesamt und die Veränderung der Habitatkonfiguration durch eine Zunahme von (kleineren) Flächen. Sie stellt nach der Analyse von 100 wissenschaftlichen Veröffentlichungen neueren Datums zu empirischen Analysen der Auswirkungen von Lebensraumzerschneidung auf faunistische Biodiversität eine mehrdeutige Verwendung des Begriffs Fragmentierung („*fragmentation*“) fest (Fahrig 2003: 488). Die Auswertung der Veröffentlichungen, die eine separate Analyse von Habitatverlust und Fragmentierung im ausschließlichen Sinne der Veränderung der Habitatkonfiguration bei gleichbleibender Habitatfläche durchführten, schrieben dem Habitatverlust einen deutlich größeren negativen Einfluss zu als der Fragmentierung. In etwa der Hälfte der analysierten Arbeiten wurde sogar ein positiver Einfluss der Fragmentierung auf faunistische Biodiversität festgestellt (vgl. ‚SLOSS-Diskussion‘ Kap. 2.1.3.4.1). FAHRIG (2003: 508) vermutet, dass die häufig durchgeführte simultane Betrachtung von Habitatverlust und ‚Fragmentierung per se‘ (vgl. Abb. 9b) ein Ignorieren möglicher positiver Auswirkungen von Fragmentierung in der Wissenschaft bewirkt hat. Sie fordert daher künftig beide Prozesse strikt getrennt zu untersuchen und begrifflich klar auseinander zu halten.

HAILA (2002) erklärt die unsaubere Verwendung der Begrifflichkeiten im Zusammenhang mit der Übertragung der Inseltheorie der Biogeography (MACARTHUR & WILSON 1967) (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) auf inselartige Habitate in der Kulturlandschaft, bei der die Isolation der Inseln einen Bedeutungswandel erfährt. Während bei der Betrachtung von Inseln im Meer Größe und Isolation unabhängige Faktoren darstellen, resultieren bei Habitatfragmenten in der genutzten Landschaft meist beide Parameter gleichermaßen aus der Zerstörung ehemals größerer bzw. zusammenhängender Lebensräume. Damit überlagern sich die Prozesse Habitatverlust und Zunahme von Isolation. Dies erschwert eine separate Analyse der Auswirkungen, insbesondere vor dem Hintergrund der zeitlich verzögerten Anpassung von Artengemeinschaften an eine Veränderung der Habitatgröße („*faunal relaxation*“, s. Kap. 2.1.3.3.2).

Bezogen auf die Einrichtung von Biotopverbundsystemen und Korridoren ergibt sich daraus die Frage, ob mit diesen Strategien tatsächlich effektiver Artenschutz betrieben wird. Ggf. könnte die Verwendung finanzieller Ressourcen für eine Vergrößerung von Habitaten der sinnvollere Ansatz sein, als die Verminderung von Isolation. Auch ist zu bedenken, ob Verbundsysteme negative Folgen für bestimmte Arten bzw. Artengruppen haben können. Die hierzu bestehende Diskussion wird im Folgenden zusammenfassend dargestellt.

### **Biotopverbundsysteme**

Im Hinblick auf die Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa ab etwa der Mitte des 19. Jahrhunderts und das damit verbundene Artensterben konstatiert JEDICKE (1994: 22) ein „...Versagen des einseitigen Flächenschutzes der vergangenen 100 Jahre durch zunehmend verinselte Naturschutzgebiete...“ und fordert Biotopschutz-Konzepte, die den Verbund von Biotopen forcieren. Basierend auf dem Modell der Metapopulation (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) wurden in den 1990er Jahren zunächst Konzepte entwickelt und kleinräumig umgesetzt, die Biotoptypen „gleicher oder ähnlicher Art“ (JEDICKE 1994: 89) miteinander verbinden. In neuerer Zeit werden Ansätze angestrebt, welche die komplexen Ansprüchen der Arten vermehrt berücksichtigen, indem die räumlich funktionalen Beziehungen von auch unterschiedlichen Lebensräumen auf verschiedenen Maßstabsebenen in den Vordergrund gestellt werden (RIECKEN et al. 2004). Nach RIECKEN et al. (2004: 4) beinhaltet das heutige, umfassende Konzept des Biotopverbunds den traditionellen Ansatz, den Biotopkomplex- und den gesamtlandschaftlichen Ansatz. Ersterer umfasst Maßnahmen wie die Entwicklung von Trittsteinen und Ausbreitungskorridoren zur Förderung des Individuenaustauschs im Sinne des Metapopulationskonzepts. Der Biotopkomplex-Ansatz bezeichnet die Entwicklung charakteristischer Habitatkomplexe und Ökotone wie bspw. Auen oder Verlandungszonen an Stillgewässern mit vergesellschafteten Lebensräumen. Der gesamtlandschaftliche Ansatz zielt auf die Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaft insgesamt bspw. durch Anreicherung mit naturnahen Strukturen ab.

Biotopverbundkonzepte und Korridore sind nicht unumstritten. SIMBERLOFF & COX (1987: 66 ff.) und SIMBERLOFF et al. (1992: 498 ff.) nennen mögliche negative Folgen wie die Ausbreitung von Krankheiten, Parasiten, Prädatoren, konkurrenzstärkeren Arten oder auch Feuer entlang von Korridoren. Sie argumentieren weiter, dass Arten in nicht geeig-

nete Lebensräume fehlgeleitet werden können. Zudem könne sich Isolation auch durch die Entstehung neuer Arten positiv auf die Artenvielfalt auswirken. Schließlich weisen sie - insbesondere in Bezug auf sehr teure Verbundprojekte in den USA - auf die geringe empirische Evidenz der Vorteile von Korridoren hin. FORMAN & GODRON (1986: 131 ff.) weisen darauf hin, dass insbesondere lineare Elemente für einige Arten Ausbreitungskorridore, für andere aber Barrieren darstellen können. HENEIN & MERRIAM (1990) testen in einem Metapopulationsmodell bestehend aus vier in unterschiedlichen Konstellationen miteinander verbundenen Lokalpopulationen die Auswirkung von Korridoren, denen eine überdurchschnittliche Mortalitätsrate zugewiesen wird. Ihr Modell ergibt bereits bei der Belegung nur eines Korridors mit einer vgslw. hohen Mortalitätsrate eine drastische Abnahme der Stabilität der Gesamtpopulation.

GEIBLER-STROBEL et al. (2000) stellen nach einer mehrjährigen Untersuchung des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (*Maculinea nausithous*) im Naturraum Filder südlich von Stuttgart dar, dass die Verbundstrategie von Gehölzpflanzungen in einer der beiden verglichenen Gemeinden zu einer Halbierung der Individuenzahl, zahlreichen Habitatverlusten und einem erhöhten Isolationsgrad der verbliebenen Populationen geführt hat. Deutlich positive Effekte für die gleiche Art sind dagegen durch die in einer anderen Gemeinde durchgeführte Entwicklung krautiger Saumstrukturen festzustellen. KOENIES et al. (2005) stellen in einem zehnjährigen Modellprojekt in der Agrarlandschaft Hessens fest, dass ‚Allerweltsbedingungen‘ auf den Verbundflächen in erster Linie zur Einwanderung von Ubiquisten sowohl der untersuchten Flora wie Fauna geführt haben. BEIER & NOSS (1998) dagegen folgern nach der Analyse von über 30 Veröffentlichungen in englischsprachigen Fachzeitschriften zu empirischen Untersuchungen der Wirkung von Korridoren auf die Überlebensfähigkeit von Tierpopulationen, dass die positiven Effekte von Korridoren überwiegen. Entsprechend fasst VOLG (2004) in einem Überblicksartikel zusammen, dass insbesondere die Nutzung von Korridoren als Habitaterweiterung und zur Fortbewegung für zahlreiche Arten als gesichert gilt und bestehende Einwände den Biotopverbund nicht grundsätzlich in Frage stellen. Er stellt den Bedarf an weiterer Forschung vor allem zur Rolle von Korridoren bei der Ausbreitung von Neophyten und Neozoen fest. Umfassende Darstellungen der Thematik Korridore und Biotopverbundkonzepte geben bspw. BENNETT (2003) und JONGMAN & PUNGETTI (2004).

Es kann zusammengefasst werden, dass Biotopverbundkonzepte und Korridore nicht als ‚Allheilmittel‘ des Naturschutzes betrachtet werden können. Sie sind insbesondere dann als präventive Strategie geeignet, wenn eine Art aufgrund anthropogener Habitatverluste und -fragmentierung deutlich zurück gegangen, aber noch in ausreichend stabilen Subpopulationen vorhanden ist - als „Feuerwehrmaßnahme“ sind sie ungeeignet (HENLE 1994: 143). HENLE & MÜHLENBERG (1996: 118) geben planungsorientierte Empfehlungen, die auf eine Ableitung von artspezifischen (Biotopverbund-)Maßnahmen aus den Habitatansprüchen und dem Mobilitätsverhalten von Zielarten abzielen. Diese werden in HENLE et al. (1999: 278 ff.) präzisiert und es wird eine Unterscheidung von „Habitatverbundmaßnahmen“, im Sinne eines optimalen Metapopulationsmanagements und unspezifischen Biotopverbundplanungen, die nur zufällig hochgradig gefährdete Arten fördern können, vorgenommen (s.a. SETTELE et al. 1996: 201, GEIBLER-STROBEL et al. 2000: 298). Mit dem Ansatz des ‚umfassenden Biotopverbunds‘ (RIECKEN et al. 2004) wird der ‚klassische Ansatz‘ der Verbindung gleichartiger Lebensräume, basierend auf den Vorstellungen des Metapopulationskonzepts, um die Berücksichtigung von Biotopkomplexen und auch der Einbeziehung der Gesamtlandschaft erweitert.

### **Administrative Umsetzung von Biotopverbundsystemen in Deutschland**

In Deutschland fordert das Bundesnaturschutzgesetz die Länder auf, ein Netz verbundener Biotopflächen auf 10% der Fläche zu schaffen (§3 [1] BNATSchG). Als Elemente des Biotopverbunds werden Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente genannt. Diese maßstabsunabhängigen Begriffe entsprechen den primär artbezogenen Benennungen ‚Kernfläche‘ für genetisch stabile Dauerlebensräume, ‚Korridor‘ für eher bandförmig ausgeprägte und ‚Trittstein‘ für kleinflächige, punktförmige Temporärlebensräume (JEDICKE 1994: 84 ff.). Zur Entwicklung von Kriterien für die Auswahl geeigneter Flächen wurde in Deutschland ein Arbeitskreis „Länderübergreifender Biotopverbund“ eingesetzt (vgl. BURKHARD et al. 2003, 2004). Konzept und Strategien der bundesweiten Umsetzung des Biotopverbunds erläutert BLAB (2004), die Einordnung in den europäischen Zusam-

menhang stellen FINCK et al. (2005) dar. Zur Umsetzung des Artikels 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zur Förderung der „ökologischen Kohärenz“ des Schutzgebietsnetzes Natura2000 sind in SSMYANK et al. (2006) Ergebnisse eines Experten-Workshops des Jahres 2005 zusammengefasst.

Als planerische Rahmenkulissen wurden in mehreren Staaten – teils auch grenzübergreifend - Flächen mit hoher Eignung für den Biotopverbund und/oder potenzielle Korridore über GIS-basierte Modellrechnungen abgebildet. Bedeutende Beispiele aus Europa sind die im Rahmen des Projekts „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ zusammengeführten Arbeiten in Deutschland (RECK et al: 2005a), das „Nationale ökologische Netzwerk“ / „*Reseaux Ecologique Nationale REN*“ in der Schweiz (BERTHOUD et al. 2004) und das „*National Ecological Network*“ / „*Ecologische Hoofdstructuur EHS*“ der Niederlande (HOOTSMANS & KAMPF 2005). Eine globale Übersicht über großräumige Verbundprojekte geben VOS et al. (2002).

### **GIS-basierte Abbildung von Verbundsituationen / Konnektivität**

Bei der modellhaften Abbildung von Räumen die unter aktuellen Gegebenheiten eine hohe Durchlässigkeit, insbesondere für Tierarten erwarten lassen oder entsprechende Entwicklungspotenziale aufweisen, sind Analysen der Landschaftsstruktur mit geographischen Informationssystemen (GIS) ein unerlässliches Hilfsmittel geworden. Der Forschungszweig der quantitativen Landschaftstrukturanalyse entwickelte sich insbesondere aus der nordamerikanischen ‚Schule‘ der Landschaftsökologie (*landscape ecology*‘, vgl. WIENS 1997), die sich intensiv mit dem Einfluss räumlicher Landschaftsmuster (*pattern*‘) auf Funktionen und Prozesse (*process*‘) in der Landschaft beschäftigt (z.B. FORMAN & GODRON 1986, TURNER & GARDNER 1990, FORMAN 1995, HANSSON et al. 1995). Ein Forschungsfeld dieser Disziplin ist die Entwicklung von Methoden zur räumlich expliziten Umsetzung theoretischer ökologischer Grundlagen, wie die Inseltheorie oder das Metapopulationskonzept (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) im Mosaik realer Landnutzungen (z.B. GUTZWILLER 2002). Insbesondere im Zusammenhang mit tierökologischen Fragestellungen wird dabei der Analyse des räumlichen Zusammenhangs von Landschaftselementen bzw. ihrer Verbundsituationen große Beachtung beigemessen.

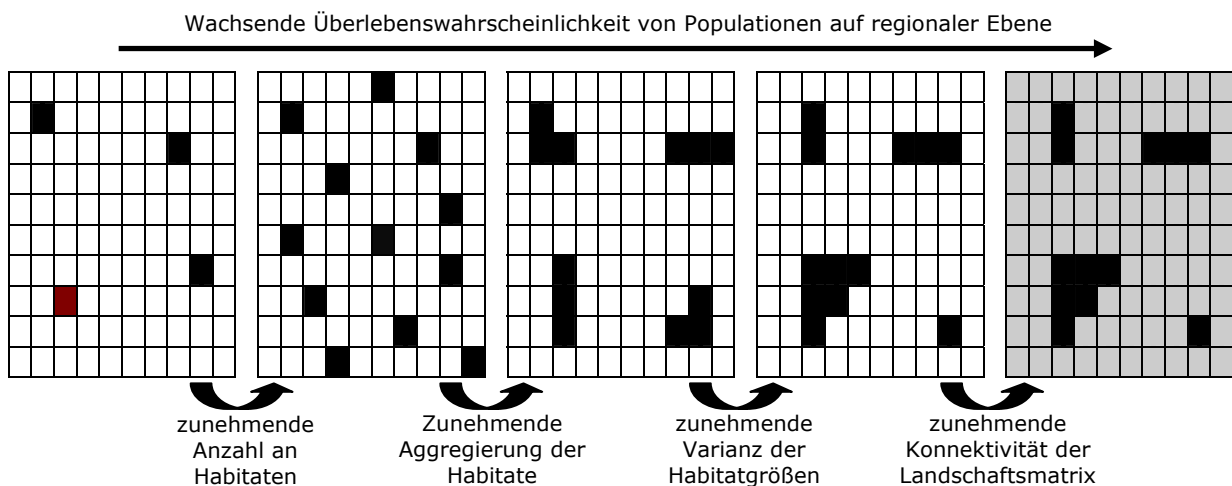
Dabei findet der Begriff ‚Konnektivität‘ als Bezeichnung für die Verbundsituation von Landschaftselementen breite Verwendung. Er stammt ursprünglich aus der Graphentheorie und bezeichnet dort den Grad der Verknüpftheit bzw. der Erschließungsqualität eines Graphen z.B. über die Menge an Verbindungen und/oder der Distanzen zwischen den einzelnen Knoten (HAGGETT 2004: 424). Im Kontext der Analyse von Landschaftsstrukturen hat MERRIAM (1984) den Begriff ‚*connectivity*‘ und Baudry im selben Jahr die Bezeichnung ‚*connectedness*‘ eingeführt (BAUDRY & MERRIAM 1988: 23). Sie bezeichnen mit ‚*connectedness*‘ die rein strukturbezogene Verbundenheit von kartographisch darstellbaren Elementen, während sich ‚*connectivity*‘ auf die funktionalen Prozesse aus Sicht eines Organismus bezieht. Nach einer Analyse veröffentlichter Verwendungen des Begriffs ‚*connectivity*‘ geben TISCHENDORF & FAHRIG (2000: 7) in Anlehnung an TAYLOR et al. (1993) folgende Definition: „*Connectivity is defined as the degree to which a landscape facilitates or impedes movement of organisms among resource patches.*“ Damit vereint der Begriff sowohl den strukturellen Einfluss des Landschaftsmusters als auch das Mobilitätsvermögen von Arten. Im Folgenden wird der Begriff ‚Konnektivität‘ in diesem Sinn verwendet.

Aus der quantitativen Analyse von Raummustern ist inzwischen eine Vielzahl an Landschaftsstrukturmaßen (*landscape metrics*‘) hervorgegangen. Darunter werden Indizes verstanden, welche die Zusammensetzung und Anordnung von Raummustern der Landschaft wie Diversität oder Fragmentierung quantitativ charakterisieren (EUROPEAN COMMISSION 2002, MCGARIGAL & MARKS 1994: 1 ff.). Einige der dort gebräuchlichen Begriffe werden auch im Folgenden verwendet: ‚*Patch*‘ bezeichnet eine diskret abgegrenzte in sich einheitliche Fläche (z.B. ein Habitat), ein ‚*Focal-Patch*‘ ist eine Fläche für die eine Nachbarschaftsanalyse z.B. hinsichtlich Konnektivität durchgeführt wird. Als ‚Landschaftsmatrix‘ wird die zwischen Patches gelegene Zwischenraumfläche bezeichnet (vgl. FORMAN 1997: 43 ff.).

Abb. 10 veranschaulicht nach HARRISON & FAHRIG (1995: 296) grundlegende Annahmen zu Auswirkungen von Veränderungen der Landschaftsstruktur auf die Überlebensfähigkeit

von Populationen im Rahmen modellhafter Konnektivitätsanalysen. Positive Effekte entstehen danach durch die Zunahmen von Habitaten sowie deren zunehmender Aggregation bei insgesamt gleicher Habitatfläche. Obwohl sich dabei neben der Größe der einzelnen Habitate auch die Distanzen dazwischen erhöhen, wird von einer insgesamt positiven Wirkung ausgegangen. Eine stärkere Varianz der Habitatgrößen (bei insgesamt gleicher Habitatfläche) wird unter Bezug auf die Inseltheorie (MACARTHUR & WILSON 1967) positiv bewertet, indem großen Patches die Rolle des Festlands als Quellgebiet für die Besiedlung kleinerer Patches (bzw. Inseln) zugeschrieben wird (*„mainland-island-model“*, vgl. Kap. 2.1.3.4.1).

Als weitere theoretische Begründung dieser Wertung dient das Konzept der *„source-sink“* Dynamik innerhalb des Metapopulationsmodells (z.B. PULLIAM 1988). Danach besteht – bei insgesamt gleicher Habitatfläche – in einer Konfiguration aus großen *„source-“* und kleinen *„sink-“* Populationen bzw. Flächen eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit als in gleich großen Populationen bzw. Flächen. Das Denkmodell geht davon aus, dass die *„sink-“* Populationen den Artenüberschuss der *„source-“* Population aufnehmen und somit größere Populationen aufweisen als es ohne die ständige Zuwanderung möglich wäre. Der Vorteil des höheren Artenüberschusses aus großen Flächen überwiegt somit den Nachteil der Existenz von kleinen, auf Zuwanderung angewiesenen Flächen. Aus diesen wiederum kann im Falle eines Auslöschens einer *„source-“* Population ggf. eine Wiederbesiedlung erfolgen. Eine höhere Durchlässigkeit der Matrix schließlich fördert insgesamt den Austausch zwischen den Patches (HARRISON & FAHRIG 1995: 294 ff.).



**Abb. 10:** Hypothetische Auswirkungen von Veränderungen der Landschaftsstruktur auf die Überlebensfähigkeit regionaler (Meta-)Populationen (nach HARRISON & FAHRIG 1995: 296).

Die Modellierung von Konnektivität kann als Zusammenführung der Analyse von Landschaftsstruktur einerseits und der Mobilität von Arten andererseits betrachtet werden. Je nach Fragestellung und/oder räumlicher Maßstabsebene bestehen verschiedene Modellierungsansätze, die meist mit Geographischen Informationssystemen (GIS) umgesetzt werden. Tab. 4 zeigt in Anlehnung an BLASCHKE (2000a) einen Überblick verschiedener GIS-basierter Ansätze zur Abbildung von Konnektivität.

**Tab. 4:** Zusammenschau von Ansätzen zur GIS-basierten Abbildung von Konnektivität und Einordnung der im Projekt „Informationssystem ZAK“ getesteten, neu entwickelten und verwendeten Verfahren (verändert und ergänzt nach BLASCHKE 2000a).

Ansatz	Erläuterung	Beispiele der Anwendung
Netzwerkanalysen	Analysen der Konnektivität bzw. Verknüpftheit linearer Netzwerke, z.B. URBAN & KEITT (2001), HAGGETT (2004)	„Informationssystem ZAK“: „potenzielle Verbundnetze“ „potenzielle Verbundräume“ (Joob 2006c)
Buffer- /Overlay-techniken	Erzeugung von Pufferflächen um Elemente mit diskreten Distanzen	
„landscape metrics“, auf Patchebene	Deskriptive Maße zu Form und Anordnung von Patches Überblick: MCGARIGAL (2002)	Proximity-Indizes, z.B. GUSTAFSON & PARKER (1992, 1994), WHITCOMB et al. (1981)
„landscape metrics“, auf Landschaftsebene	Deskriptive Maße zur Durchlässigkeit von Landschaften (Perkolationstheorie, z.B. STAUFFER & AHARONY 1995)	Cohesion Index z.B. SCHUMAKER (1996) Correlation length z.B. KEITT et al. (1997)
Dichtemodelle	Deskriptive Dichtemaße, welche meist Größe und Lage von Patches innerhalb eines Suchkreises um ein Focal-Patch berücksichtigen. Überblick: BENDER et al. (2003)	Isolationsmaß nach HANSKI (1994b) „Radiale Sichtkantenanalyse“ (Anhang III) (Joob 2004b, aufbauend auf KUHN 1998) Proximity-Index mit Berücksichtigung aller Patch-Distanzen im Suchkreis* „distanzgewichtete Kreisfüllung**“
Kostenoberflächen / shortest path-Algorithmen	Ermittlung des kürzesten bzw. ‚günstigsten‘ Weges in 3D-Kostenoberflächen	Wildtierkorridore: MÜLLER et al. (2003), SCHATZ et al. (2002)
Prozess-orientierte Simulation z.B. zelluläre Automaten / „random-walk“	Individuenbasierte Modellierung der Bewegungen von Einzelarten oder Anspruchstypen, z.T. gekoppelt mit Populationsmodellen	HEINZ et al. (2005), SÖNDGERATH & SCHRÖDER (2002)

getestete Methode    
 neu entwickelte Methode    
 neu entwickelte und angewendete Methode

#### Erläuterung

Das im Projekt neu entwickelte und verwendete Verfahren zur Abgrenzung der ‚potenziellen Verbundräume‘ kann als Kombination von Puffer-Erzeugung und Netzwerkanalyse eingeordnet werden. Die verwendete Methodik der Erzeugung und Analyse ‚potenzieller Verbundnetze‘ wurde aus bestehenden Ansätzen übernommen, sie stellt eine reine Netzwerkanalyse dar (vgl. Kap. 2.1.3.4.4).

#### Anmerkungen

\* Während die Proximity-Indizes nach GUSTAFSON & PARKER (1992, 1994) nur die Distanzen jeweils zwischen dem Focal-Patch und den Nachbar-Patches innerhalb des Suchkreises berücksichtigen, wurde testweise eine modifizierte Version mit Berücksichtigung aller im Suchkreis auftretenden Distanzen zwischen allen Patches – auch der Distanzen zwischen den Nachbar-Patches – angewendet, da dies ein realistischeres Bild der möglichen Austauschprozesse zwischen den Teilpopulationen einer Metapopulation darstellt (vgl. Anhang IV).

\*\* Bei dieser Methode wird die Füllung des Suchkreises um den Zentroidpunkt des Focalpatches ausgewertet. Die Fläche des Focalpatches fließt dabei ohne Gewichtung, d.h. zu 100% ein, während die Flächen der umliegenden Patches mit zunehmender Distanz geringer gewichtet werden. Als Distanzmaß wird dabei nicht der Abstand der Außenkanten von Focal-Patch und Nachbarpatches betrachtet. Vielmehr wird die Patchfläche gerastert und der Abstand der jeweiligen, in einem Nachbarpatch gelegenen Rasterzellen, zum Zentroidpunkt des Focal-Patches ermittelt.

In Kap. 2.1.3.4.4 werden die im Projekt verwendeten Methoden zur Verbund- bzw. Konnektivitätsanalyse von Flächenkonfigurationen und Punktobjekten – die Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ bzw. ‚potenzieller Verbundnetze‘ – dargestellt und ihre Anwendung für den Indikator ‚Biotopverbund‘ im Rahmen des Projekts erläutert. Für die neu entwickelte Methodik der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ werden in Kap. 3.2.7 weitergehende Analysen und Validierungsergebnisse anhand tierökologischer Geländedaten vorgestellt. Anhang V zeigt Möglichkeiten der Modifikation des entwickelten Verfahrens, bspw. unter Berücksichtigung der Landnutzung zwischen den analysierten Habitat-

flächen. Das innerhalb des Projekts entwickelte, aber nicht im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ angewendete, Verfahren der Konnektivitätsbewertung der ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ wird in Anhang III vorgestellt. Die Begründung für die Wahl der verwendeten Methoden folgt in diesem Kapitel.

Gundlegende Unterschiede der in Tab. 4 dargestellten Methoden bestehen in der Abbildung der Landschaft im Sinne einer kontinuierlichen Oberfläche (Rasterformat) oder als Mosaik diskret abgegrenzter Flächen (Vektorformat). Im letzten Fall ergibt sich eine Gliederung in Ansätze, welche die Landschaftsmatrix zwischen den Patches räumlich explizit z.B. als Raumwiderstand der Mobilität berücksichtigen und andere, die eine homogene Matrix annehmen. Rasterbasierte Ansätze tendieren zu einer flächenhaften Bewertung der Durchlässigkeit, während Ansätze im Vektorformat auf Bewertungen von Patches fokussieren; dabei bestehen auch Mischformen.

Generell lässt sich feststellen, dass methodische Arbeiten zur ökologischen Aussagekraft quantitativer Landschaftsanalysen kaum mit der steigenden Fülle an technischen Möglichkeiten Schritt halten können (BLASCHKE 2000b: 296). Insbesondere im Hinblick auf die Mobilität von Arten werden Ansätze einer mathematischen Formalisierung aufgrund der Vielzahl an – auch zeitlich schwankenden – Einflussfaktoren auf das Dispersionsverhalten kritisiert (vgl. VAN DYCK & BAGUETTE 2005: 542). MCGARIGAL & MARKS (1994: *preface*) weisen in diesem Zusammenhang auf das große Potenzial unreflektierter Anwendungen hin und warnen: „*Unfortunately, the ‚garbage in – garbage out‘ axiom applies here*“. Vergleichbar mit der Auswahl statistischer Verfahren sollte die Wahl einer Methode unter sorgfältiger Beachtung der Fragestellung der Modellierung, der Maßstabsebene und der zur Verfügung stehenden Daten erfolgen.

Auch aus Sicht der Mobilität der Arten bestehen Unterschiede, die zu verschiedenen Modellansätzen führen. IMS (1995: 88) schlägt folgende maßstabsbezogene Gliederung der Bewegungsformen vor:

**Tab. 5:** Gliederung der Mobilität von Tieren hinsichtlich räumlicher Maßstabsebenen und Zuordnung beeinflussender Strukturen sowie Ansätzen der Modellierung. Verändert und ergänzt nach IMS (1995: 88). Gelb hinterlegt ist die für den Indikator ‚Biotopverbund‘ angestrebte Maßstabsebene.

	Maßstabsebene	Bewegungsform	Räumliche Einflussfaktoren / -strukturen	Theoretischer Ansatz der Modellierung
innerhalb eines Patches	Nahrungs-Patch	Nahrungssuche („foraging“)	Vorkommen der Nahrung Form und Größe des Nahrungsstelle	‚optimal search‘ (z.B. BELL 1991)
	Habitat-Patch	Suche im Patch nach Nahrungsstelle Kontrolle des Territoriums	Vorkommen von Nahrungsstellen im Habitat-Patch Schutzstellen / Bau abiotische Faktoren und Topographie	‚optimal foraging‘ (z.B. STEPHENS & KREBS 1986)
zwischen Patches	Patch-Mosaik (Landschaft)	Ausbreitung („dispersal“)	Eigenschaften der Patches (Größe, Form, Isolation) Eigenschaften der Landschaft (Konnektivität, Klumpung)	‚habitat-selection‘ und ‚dispersal‘
	Region	Migration	Großräumige Topographie / Barrieren	‚diffusion‘ und ‚random-walk‘

Nach einer Literaturanalyse empirischer Untersuchungen postulieren VAN DYCK & BAGUETTE (2005), dass sich sowohl bei Wirbellosen als auch bei Wirbeltieren prinzipielle Unterschiede im Mobilitätsverhalten zwischen ‚täglichen Routine-Bewegungen‘ z.B. zur Nahrungssuche und ‚speziellen Bewegungen‘ die offenbar gezielt dem Ortswechsel dienen, beobachten lassen. ‚Routine-Bewegungen‘ zeichnen sich nach VAN DYCK & BAGUETTE (2005: 537) durch langsame und ungerichtete Bewegungen mit häufiger Rückkehr zum Ausgangsort aus. Sie können damit den Bewegungen innerhalb eines Patches nach IMS (1995) zugeordnet werden. Die ‚speziellen Bewegungen‘ sind nach VAN DYCK & BAGUETTE (2005: 537) durch ein deutlich schnelleres und gerichtetes Mobilitätsverhalten gekennzeichnet, da sie meist außerhalb von Habitatfläche stattfinden, und entsprechen damit den Bewegungen zwischen Patches nach IMS (1995). BOWNE & BOWERS (2004) werten 415

Veröffentlichungen zur ‚Zwischen-Patch-Mobilität‘ der Artengruppen Wirbellose, Amphibien, Reptilien, Vögel und Säugetiere aus. Sie stellen fest, dass bei Wirbellosen mit über 10% Anteil an Individuen, die einen Patch-Wechsel vollziehen, die deutlich höchsten Wanderungsraten festgestellt werden. Sie schließen daraus, dass die Austauschbeziehungen von Subpopulationen gemäß dem Metapopulationskonzept für diese Artengruppe die größte Bedeutung besitzt (BOWNE & BOWERS 2004: 9).

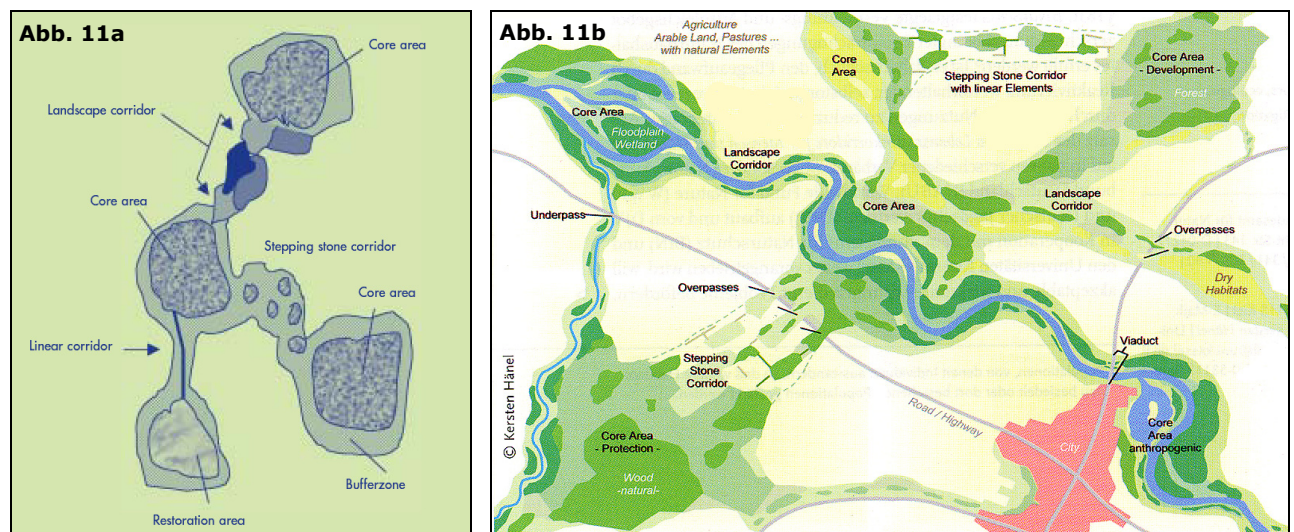
Entsprechend erfolgte die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ vorrangig im Hinblick auf Artengruppen, für welche die hohe Bedeutung von Metapopulationen nachgewiesen ist, wie bspw. für Tagfalter, Widderchen (z.B. THOMAS 1995, THOMAS & HANSKI 1997) und Heuschrecken.

### **Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘**

Im Rahmen der Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen dient der Indikator ‚Biotopverbund‘ – zusammen mit dem Indikator ‚Flächengröße‘ – der Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht aus den Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen. Denjenigen Gemeinden mit Anteil an Vorranggebieten, wurde eine besondere Schutzverantwortung für den entsprechenden Anspruchstyp zugewiesen (vgl. Kap. 2.1.3).

Der Entwicklung des Indikators ‚Biotopverbund‘ lag die Arbeitshypothese zu Grunde, dass durch die Analyse struktureller Flächen- bzw. Punktkonfigurationen funktionale Austauschbeziehungen von Arten - in modellhafter Annäherung - abgebildet werden können. Im Mittelpunkt standen dabei Austauschbeziehungen zwischen Patches, wie sie typischerweise in Metapopulationen auftreten und der Ausbreitung im Sinne von ‚dispersal‘ laut Tab. 5 zuzurechnen sind. Als räumliche Betrachtungsebene wurden Metapopulationssituationen gewählt, wie sie für die Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken charakteristisch sind (z.B. THOMAS 1995). Die Abbildung von Wanderkorridoren für Arten mit überregionalem Mobilitätsverhalten wie Großsäuger mit sehr großem Raumanpruch (z.B. Luchs) und / oder im Sinne von Wanderungskorridoren für Arten mit saisonal abweichenden Vorzugshabitaten (z.B. Rothirsch) war nicht angestrebt.

Abb. 11 verdeutlicht die weit verbreitete Nomenklatur des europäischen Verbundkonzepts ‚Pan-European Ecological Network‘ (KLIJN et al. 2003) und enthält die Definitionen der Verbundelemente nach RECK et al. (2004: 7). Darauf Bezug nehmend, kann die im Projekt „Informationssystem ZAK“ angestrebte Art und Maßstabsebene von Verbundsituation am ehesten mit den sog. ‚stepping-stone-corridors‘ verglichen werden.



**Abb. 11:** Schematische (Abb. 11a) und komplexere (Abb. 11b) Darstellung eines Verbundkonzepts in Anlehnung an das ‚Pan-European Ecological Network (PEEN)‘ (KLIJN et al. 2003). Abb. 11a entnommen aus KLIJN et al. (2003: 10), Abb. 11b entnommen aus BÖTTCHER et al. (2005: 164).

<p><b>Definition der Verbundelemente in Abb. 11b</b> (gekürzt nach RECK et al. 2005b: 12)</p> <p><i>Landscape Corridor</i> (Landschaftskorridor): Zusammenhängende Landschaftsteile, die vorrangig für Zwecke des Naturschutzes bewirtschaftet werden</p> <p><i>Stepping Stone Corridor</i> (Trittsteinkorridor): Bereiche in denen Vorrangflächen des Naturschutzes (z.B. Naturschutzgebiete, Naturdenkmale, besondere Landschaftsschutzgebiete oder Landnutzungen) in hoher Dichte vorhanden sind oder entwickelt werden und zwischen denen keine starken Barrieren liegen oder zwischen denen ‚linear corridors‘ und Querungshilfen Verbund herstellen</p> <p><i>Linear corridor</i>: Schmale Verbundelemente, welche die anderen genannten Elemente über kurze Strecken über intensive Landnutzungen hinweg verbinden oder die lineare, künstliche Barrieren überwinden.</p> <p><i>Core area</i> (Kerngebiet): Großflächige Gebiete, die aktuell oder zukünftig für die biologische Vielfalt besonders wichtig sind.</p>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Für eine Operationalisierung des Indikators ‚Biotopverbund‘ ergaben sich im Hinblick auf die angestrebte Verbundsituation, die zur Verfügung stehenden Daten und den Projektumfang folgende Anforderungen an eine modellhafte Abbildung von Konnektivität:

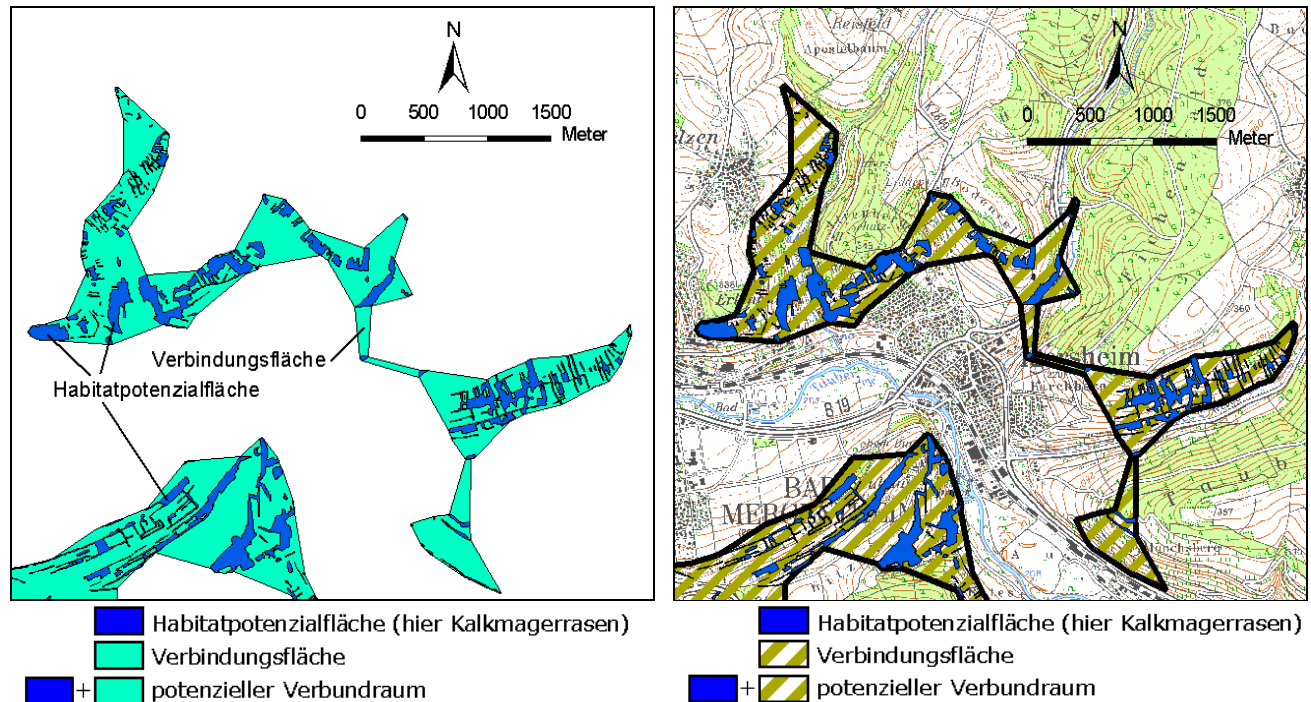
- **Patch-basierter Ansatz**  
Ergebnis der angewendeten Habitatmodellierung sind diskret abgegrenzte Potenzialflächen („Patches“) ohne weiterer Abstufung der Habitateignung. Diese Flächen sollten als einheitliche Basis für die Anwendung beider Indikatoren dienen. Im Rahmen der Verbundanalyse sollen sie als ‚Kerngebiete‘ betrachtet werden.
- **Keine räumlich explizite Berücksichtigung der Landschaftsmatrix**  
Von einer Bewertung der Landschaftsmatrix als Raumwiderstand oder Barriere wurde abgesehen, da die hinsichtlich Ressourcennutzung erfolgte Gruppierung der Anspruchstypen nicht mit einer mobilitätsbezogenen Abgrenzung gleich gesetzt werden kann.
- **Separate Indikatoren für Patchgröße und Konnektivität**  
Eine Integration der Kriterien Flächengröße und Konnektivität in einen Indikator war nicht angestrebt, da dies implizit eine ‚Verrechnung‘ beider Qualitätsmerkmale bedeutet hätte. Größe und Verbundsituation von Habitaten sind jedoch zwei separate Eigenschaften, auf die Arten unterschiedlich reagieren und die daher möglichst getrennt betrachtet werden sollten (vgl. FAHRIG 2003). Bei der angewendeten Methodik erfolgt die Auswahl von Vorranggebieten und die Zuweisung von Schutzverantwortungen für die flächenhaften Anspruchstypen dagegen separat gemäß der beiden Kriterien. Für die punktförmigen Anspruchstypen erfolgt die Auswahl von Vorranggebieten ausschließlich über die Verbundsituation.
- **Größtmögliche Reduktion empirisch nicht belegbarer Annahmen**  
Die Bearbeitung von Artenkollektiven legte es nahe, die schon für Einzelarten problematischen mathematischen Annäherungen an empirische Beobachtungen zu Wanderungsdistanzen, -verhalten etc., die häufig durch Exponentialgleichungen mit diversen Koeffizienten umgesetzt werden, zu verzichten.
- **Landesweite Anwendbarkeit des Verfahrens**  
Der landesweite Ansatz des Projekts machte es erforderlich eine technische Lösung zu finden, welche auch für die umfangreichsten Anspruchstypen mit mehreren zehntausend Polygonen gleichermaßen praktikabel ist.
- **Transparenz und Nachvollziehbarkeit**  
Der starke Planungsbezug der durchgeführten Arbeiten erforderte die Entwicklung einer Methodik, die v.a. von Fachleuten aus der Planung nachvollzogen und damit im Hinblick auf Relevanz für verschiedene Planungsaufgaben interpretiert werden kann.

Auf Grundlage dieser Überlegungen wurde für die Verbundanalyse von flächenhaften Anspruchstypen ein neues GIS-basiertes Verfahren entwickelt. Für die Verbundanalyse punktförmiger Objekte konnte ein bestehende Methodik verwendet werden, die eine konsistente Übertragung des Ansatzes der flächenhaften Verbundanalyse ermöglichte.



### Verbundanalyse von flächenhaften Anspruchstypen

Das Verfahren umschließt alle Flächen, die näher als ein wählbarer Schwellenwert der Distanz beieinander liegen, zum kleinstmöglichen Umrisspolygon mit Eckpunkten in den enthaltenen Flächen (s. Abb. 12). Alle Patches, die in einem als ‚potenzieller Verbundraum‘ bezeichneten Umrisspolygon liegen, haben demnach mindestens ein benachbartes Patch, das nicht weiter als der gewählte Schwellenwert entfernt liegt. Für den Indikator ‚Biotopverbund‘ wurde im Projekt einheitlich der Schwellenwert von 500m verwendet.



**Abb. 12:** Funktionsweise des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘: Alle Habitatpotenzialflächen, die näher als ein wählbarer Schwellenwert der Distanz (hier 500m) beieinander liegen, werden mit dem kleinstmöglichen Umrisspolygon, dessen Eckpunkte in den enthaltenen Flächen liegen müssen, umschlossen. (Datengrundlage: RIPS LUBW).

Die Wahl dieses Distanzwerts erfolgte im Hinblick auf Entfernungen, die für einen Großteil der in Metapopulationskonstellationen vorkommenden Arten, die in besonderem Maße auf eine hohe Vernetzung ihrer oft vglw. kleinflächigen Lebensräume angewiesen sind, noch keine Isolationseffekte erwarten lassen und im Rahmen der mittleren Migrationsdistanzen regelmäßig überwunden werden können. Nach Extinktionsereignissen (Aussterben) kann davon ausgegangen werden, dass solche Flächen innerhalb kurzer Zeiträume wiederbesiedelt werden können (vgl. Metapopulationskonzept, Kap. 2.1.3.4.1). Aufgrund des sehr unterschiedlich ausgeprägten Mobilitätsverhaltens von Arten - auch innerhalb einer Artengruppe - und mangelnder quantitativer Untersuchungen können keine allgemeingültigen mittleren Wanderungsdistanzen angegeben werden (z.B. SETTELE et al. 1999b: 257 ff.). Bei den näher untersuchten Arten bedingen methodische Probleme, wie die Unterschätzung der absoluten Wanderungsdistanzen bei den häufig angewendeten Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen, noch große Unsicherheiten (SETTELE et al. 1996: 194).

Dennoch stehen inzwischen zahlreiche Daten zu Migrations- und Wiederbesiedelungsereignissen zur Verfügung. Zusammenstellungen enthalten bspw. für Tagfalter und Reptilien: SETTELE et al. (1996), Amphibien: VEITH & KLEIN (1996), Tagfalter und Heuschrecken: SETTELE et al. (1999b), Widderchen: KREUSEL (1999). Es kann festgehalten werden, dass eine Distanz von 500m am unteren Ende der mittleren Wanderungsdistanzen von Arten die in Metapopulationen existieren angesiedelt ist. Dies ist für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ bewusst angestrebt, da auf diese Weise Verbundsituationen berücksichtigt werden, die mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit einen Individuenaustausch

erwarten lassen. Ein weiterer Grund für die eher konservative Festlegung des Distanzwerts ist, dass durch die Methodik der Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ die Distanz innerhalb des gewählten Schwellenwerts nicht weiter gewichtet wird. Alle Flächen innerhalb des Distanzwerts werden als in gleichem Maße erreichbar angenommen, dies legt eine vorsichtige Einschätzung des Migrationsvermögens nahe. Die Verwendung des ‚runden Wertes‘ von 500m soll zum Ausdruck bringen, dass es sich um eine Größenordnung und nicht um eine exakt bezifferbare Distanz handelt.

### ***Kenngrößen der ‚potenziellen Verbundräume‘***

Das Verfahren führt zu drei Flächenkategorien: Zwischen den als Input in das Verfahren verwendeten Flächen – hier die Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen – wird die sog. ‚Verbindungsfläche‘ erzeugt, die in Kombination mit den ursprünglichen Flächen als ‚potenzieller Verbundraum‘ bezeichnet wird (im Folgenden ‚Verbundraum‘) (vgl. Abb. 12).

Aus tierökologischer Sicht kann diese allein auf die Flächenstruktur bezogene Verbundanalyse als modellhafte Abbildung von Kernflächen mit hoher Konnektivität und von Räumen mit potenziell hoher Korridorfunktion betrachtet werden. Ein Verbundraum beinhaltet alle Patches, die mit dem vorgegebenen Wert der Wanderungsdistanz bei Wahl des kürzesten Weges erreichbar sind. Es liegt die Annahme zu Grunde, dass den Arten bei jedem Verlassen eines Patches der vorgegebene Schwellenwert erneut als zurücklegbare Wanderungsdistanz zur Verfügung steht. Die Verbindungsfläche kann als plausibler Mobilitätsraum betrachtet werden, da sie den Raum abgrenzt, der bei Zurücklegung der kürzesten Wege zwischen den Patches innerhalb des vorgegebenen Distanzwerts immer zu mindestens einem weiteren Patch führt. Eine Wanderungsbewegung in eine Richtung, in der innerhalb des vorgegebenen Distanzwerts kein weiteres Patch angetroffen werden kann, liegt daher immer außerhalb der Verbindungsfläche.

Das Verfahren ermöglicht es, die zwischen den Habitatpotenzialflächen gelegene Landschaftsmatrix differenzierend zu berücksichtigen, indem bspw. bestimmte Landnutzungen oder Verkehrswege als Ausschlussflächen oder Barrieren verwendet werden. Davon wurde im Rahmen des Projekts abgesehen, da die hinsichtlich Ressourcennutzung erfolgte Gruppierung der Anspruchstypen nicht mit einer mobilitätsbezogenen Abgrenzung gleich gesetzt werden kann und im Rahmen des Projektumfangs keine weiteren Differenzierungen vorgenommen werden konnten. In Anhang V werden exemplarisch weitere GIS-technische Möglichkeiten zur ökologischen Präzisierung des Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ dargestellt.

Die Interpretation der Ergebniskulisse ‚potenzieller Verbundräume‘ kann auf planungsorientierter und, über die Ableitung von Kennwerten, auf quantitativer Ebene erfolgen:

#### **(1) Planerische Interpretationsmöglichkeiten**

Das Verfahren grenzt sich von vielen der bestehenden Ansätze zur modellhaften Abbildung von Konnektivität der Landschaftsstruktur dadurch ab, dass als Ergebnis der Verbundanalyse nicht abstrakte Koeffizienten resultieren, sondern eine nachvollziehbare, planungsorientierte Flächenkulisse entsteht. Da dem Verfahren keine komplexen Modellannahmen zu Grunde liegen, sondern ausschließlich die Angabe eines Schwellenwerts der Distanz der zu arrondierenden Flächen benötigt wird, ist ein hohes Maß an Transparenz gewährleistet. Es ist denkbar die entstehende Flächenkulisse im Rahmen flächenbezogener naturschutzfachlicher Bewertungen, im Sinne einer Operationalisierung von Prüfkriterien zu Aspekten des Biotopverbunds bzw. des Zusammenhangs von Lebensräumen, zu verwenden. Mögliche Beispielanwendungen auf verschiedenen Maßstabsebenen werden in Kap. 4.1.6 diskutiert.

## (2) Quantitative Interpretationsmöglichkeiten

Die Ermittlung von Kennwerten ermöglicht eine quantitative Interpretation der Verbundräume. Hierzu wird zunächst auf Abb. 13 verwiesen, die schematisch zwei gleich große Verbundräume darstellt, die aus unterschiedlichen Patchkonfigurationen entstanden sind.

- Größe eines Verbundraums

Diese Flächengröße gibt Auskunft über die Größe eines Raumes, der alle Habitatflächen, die mit einer vorgegebenen maximalen Wanderungsdistanz erreicht werden können, miteinander verbindet – einschließlich der enthaltenen Habitate. Bei Anwendung einer artspezifisch plausiblen Wanderungsdistanz kann das Maß als modellhafter Indikator der Größe von Flächenkonfigurationen interpretiert werden, in denen die für Metapopulationen charakteristischen Austauschprozesse von Individuen auftreten können.

Diese Interpretation postuliert, dass mit der Größe eines Verbundraums die Größe potenzieller Metapopulationskonstellationen und damit die Überlebensfähigkeit der Gesamtpopulation zunimmt. Hierzu können zwei Einwände erhoben werden:

- Eine gleiche Anzahl gleich großer Flächen führt – innerhalb des vorgegebenen Distanzwerts - bei größerer Distanz zueinander zu einem größeren Verbundraum und damit innerhalb der Interpretationslogik zu einer höheren Bewertung des Verbundraums. Dies entspricht jedoch nicht der Vorstellung, wonach möglichst dichte und kleinräumig beieinander liegende Habitatkonfigurationen die Überlebensfähigkeit von Populationen maximieren.

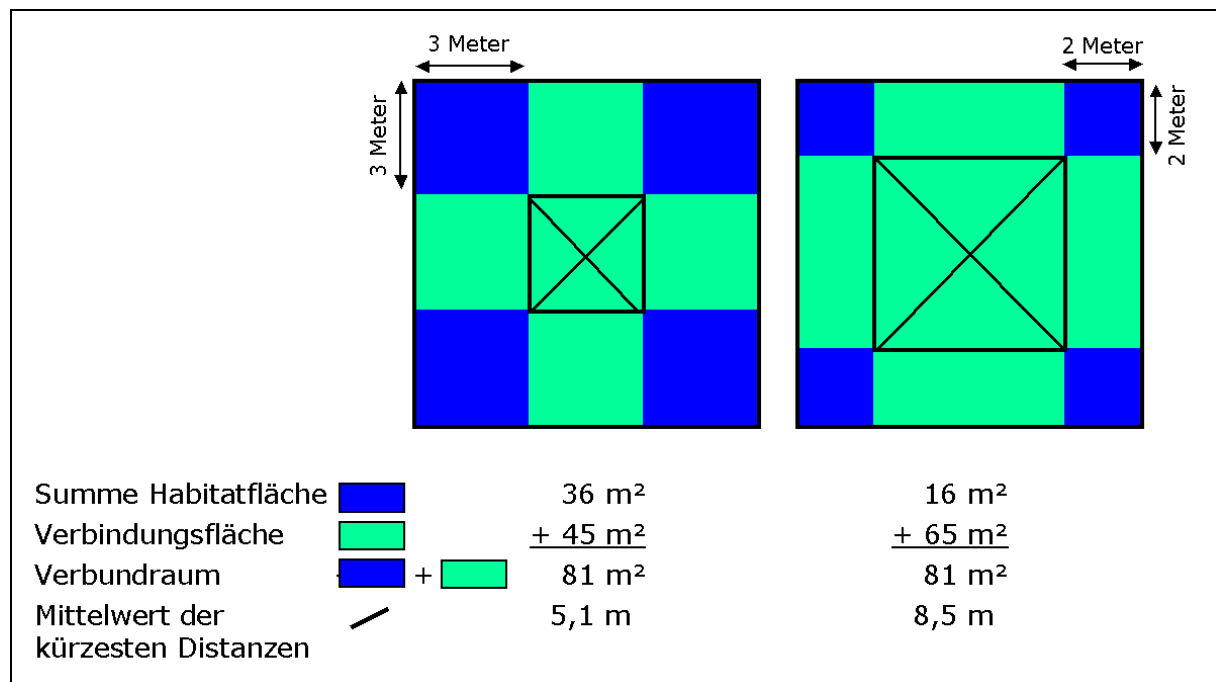
Dennoch geht diese Interpretation durchaus konform mit der Metapopulationstheorie. Liegen die Teilpopulationen sehr nah beieinander, kann die Extinktion einzelner Teilpopulationen in hohem Maße synchron verlaufen da wichtige Umweltfaktoren räumlich korreliert schwanken. Beträfe ein Hagelschlag bspw. alle Flächen, würde die Existenz mehrerer Teilpopulationen nicht zu einer erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit führen. FRANK et al. (1994) konnten zeigen, dass Metapopulationsstrukturen gegenüber gleichgroßen Einzelpopulationen keine erheblich höheren Überlebenschancen aufweisen, wenn die Migrationsrate über 60% beträgt. Günstig für das Überleben von Arten, die in Metapopulationen existieren sind demnach Flächenkonstellation, in denen einzelne Flächen soweit voneinander entfernt liegen, dass eine Entkoppelung der Populationsdynamik zumindest einzelner lokaler Populationen gegeben ist, gleichzeitig aber die Distanzen zwischen den Habitaten noch gering genug sind, um hohe Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten nach Extinktionsereignissen zu gewährleisten (weitere Erläuterungen in Kap. 3.2.7.1).

- Wie in Abb. 13 schematisch dargestellt ist, können gleich bzw. ähnlich große Verbundräume - bei Anwendung gleicher Wanderungsdistanz - durch die Arrondierung sowohl wenig großer als auch vieler kleiner Habitate entstehen. Diese Konfigurationen sind aus tierökologischer Sicht unterschiedlich zu bewerten, da im ersten Fall mehr Kernlebensraum in zudem geringeren Distanzen zur Verfügung stünde als im zweiten Fall. Der gleiche Wert der Verbundraumgröße kann sich daher durch sehr unterschiedliche ökologische Situationen ergeben. Zudem kann insbesondere bei Verwendung geringer Wanderungsdistanzen die Verbundraumgröße durch die Existenz von einer bzw. wenigen sehr großen Habitatfläche(n) dominiert sein. Folgende weitere Kennwerte können daher für eine weitergehende Charakterisierung von Verbundräumen herangezogen werden:

- Größe der Verbindungsfläche eines Verbundraums
- Flächensumme bzw. mittlere Größe der enthaltenen Habitate
- Anzahl der pro Verbundraum enthaltenen Habitate
- Kürzeste Distanzen bzw. Mittelwert zwischen den enthaltenen Habitaten

Diese letztgenannten Maße erlauben eine über die Verbundraumgröße hinaus gehende Charakterisierung von Verbundräumen aus tierökologischer Sicht. Bspw. lässt sich quantifizieren, inwieweit ein Verbundraum durch wenige große oder viele kleine Patches geprägt ist (vgl. ‚SLOSS-Diskussion‘ in Kap. 2.1.3.4.1). Auch Unterschiede hinsichtlich der Dichte von Habitaten in einem Verbundraum können dargestellt werden. Es gilt:

- mit zunehmender Größe der Habitate sinkt die Größe der Verbindungsfläche und die durchschnittliche Distanz der Habitate
- mit zunehmender Anzahl der Habitate sinkt die durchschnittliche Distanz der Habitate



**Abb. 13:** Schematische Darstellung der Kennwerte eines ‚potenziellen Verbundraums‘. Gleichgroße Verbundräume können durch die jeweils enthaltene Summe der Habitatfläche, die mittlere Distanz zwischen den Habitaten und die unterschiedliche Anzahl der Habitate weiter charakterisiert werden.

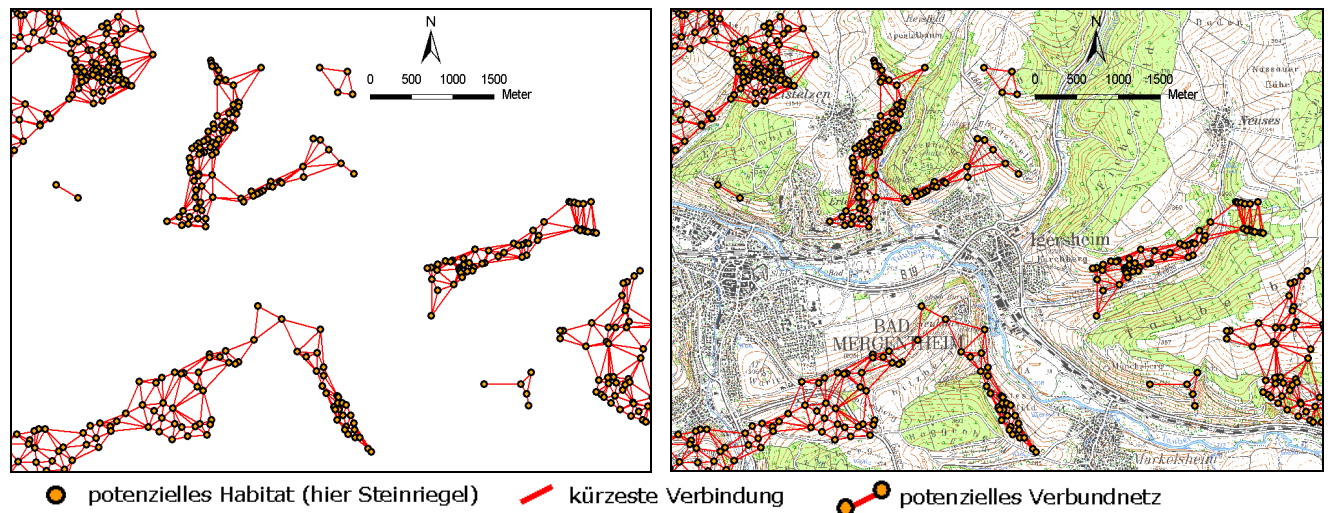
### **Auswahl von Vorranggebieten**

Die Auswahl von Vorranggebieten im Rahmen der Methodik der Schutzverantwortungszuweisung erfolgte analog zur Vorgehensweise beim Indikator ‚Flächengröße‘. Für jeden Anspruchstyp wurde über ein Ranking jene Verbundräume mit der größten Verbindungsfläche ermittelt, die summiert im Regelfall 25% der landesweiten Gesamt-Verbindungsfläche des Anspruchstyps ergeben. Die davon abweichende Anwendung des 50% bzw. 100%-Kriteriums wurde bei denselben sehr kleinräumig ausgeprägten Lebensraumtypen durchgeführt wie beim Indikator ‚Flächengröße‘ (vgl. Tab. A8-1 in Anhang VIII). Den Gemeinden mit Anteil an dieser Auswahl an Verbundräumen wurde, ergänzend zu den über den Indikator ‚Flächengröße‘ gewählten Gemeinden, eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht für den jeweiligen Anspruchstyp zugewiesen.

Als Kennwert für die Auswahl von Vorranggebieten wurde nicht die Verbundraumgröße sondern die Verbindungsfläche verwendet. Dies geschah da es vorkommen kann, dass große Verbundräume ausschließlich durch einzelne, sehr große Habitatpotenzialflächen entstehen können und nicht durch eine Vielzahl kleinräumig benachbarter Flächen. Da der Indikator ‚Biotopverbund‘ aber speziell Flächenkonstellationen mit engem räumlichen Verbund ermitteln soll - und da sehr große Flächen bereits über Indikator ‚Flächengröße‘ ermittelt werden - erwies sich die Verbindungsfläche als der plausible Kennwert.

### Verbundanalyse von punktförmigen Anspruchstypen

Zur Verbundanalyse für Punktobjekte wurde ein in GIS-Programmen in der Regel implementiertes Verfahren gewählt, das alle Punkte, die näher als ein Schwellenwert der Distanz gelegen sind, mit Linien zu einer Geometrie verbindet, die im Folgenden als ‚potenzielles Verbundnetz‘ bezeichnet wird (vgl. Abb. 14). Wie bei der Verbundanalyse der flächenhaften Anspruchstypen wurde auch hier, einheitlich für alle punktförmigen Anspruchstypen, der Distanzwert von 500m – mit derselben Begründung (s.o.) verwendet.



**Abb. 14:** Funktionsweise des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundnetze‘. Alle punktförmig räumlich abgebildeten Habitate, die näher als ein wählbarer Schwellenwert der Distanz (hier 500m) beieinander liegen, werden auf kürzestem Wege miteinander verbunden. (Datengrundlage: RIPS LUBW).

Ein Verbundnetz stellt aus mathematischer Sicht betrachtet einen aus Knoten und Kanten bestehenden sog. ‚Graphen‘ dar. Hierfür bieten die Graphentheorie (z.B. DIESTEL 2000) und die Perkolations- (z.B. STAUFFER & AHARONY 1995) insbesondere im Hinblick auf Konnektivität zahlreiche Ansätze quantitativer Netzwerkanalysen. Anwendungen dieser Ansätze auf die Analyse der Konnektivität von Landschaftsstrukturen aus ökologischer Sicht erfolgten v.a. im Zusammenhang mit der Metapopulationstheorie und der Abgrenzung von Schutzgebieten (Überblick in URBAN & KEITT 2001, für Anwendungsbeispiele s. BUNN et al. 2000, KEITT et al. 1997).

Im Rahmen des Projekts wurden für den Indikator ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten zwei Kennwerte verwendet. Die Verbundnetze eines Anspruchstyps wurden nach Anzahl enthaltener Punkte und innerhalb der Netze mit gleicher Punktzahl nach der kürzesten Summe der Verbindungen sortiert. Zur Auswahl von Vorranggebieten wurden methodisch konsistent zur Vorgehensweise bei den flächenhaften Anspruchstypen die Anzahl der Punkte der Netze mit den meisten enthaltenen Punkte kumulativ aufaddiert bis 25% aller landesweit vorhandenen Punktobjekte des jeweiligen Anspruchstyps erreicht wurden. Als einzige Ausnahme wurde beim Anspruchstyp ‚Höhlen und Stollen‘ ein Schwellenwert von 50% verwendet. Dies begründet sich aus der sehr unsystematischen und daher lückenhaften Erfassung dieses Lebensraumtyps im Rahmen der Biotopkartierung (mdl. Mitt. Hr. Gerstner, LUBW und Hr. Dr. Nagel, Westerheim im Juli 2005). Die so ausgewählten Verbundnetze wurden als Vorranggebiete interpretiert und denjenigen Gemeinden die daran Anteil haben eine besondere Schutzverantwortung für den jeweiligen Anspruchstyp zugewiesen.

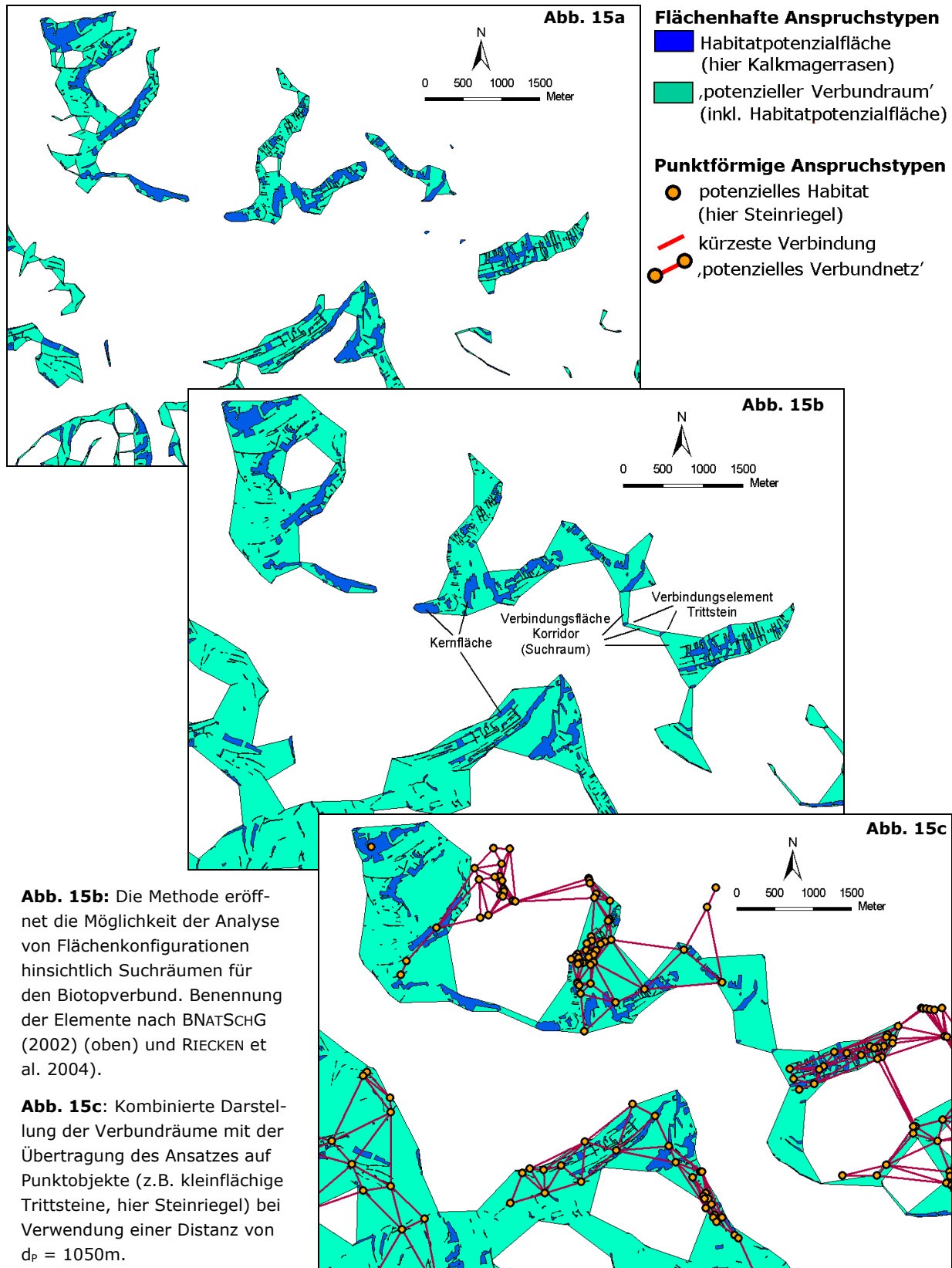
Wie in Kap. 2.1.3.2 erläutert, wurde die punktförmige Umsetzung für Anspruchstypen gewählt, die keine Korrelation der Habitatqualität mit der Flächengröße erwarten lassen oder für die keine sinnvoll verwendbaren Flächenangaben zur Verfügung standen. Daher blieb als GIS-basiert landesweit anwendbares Auswahlkriterium für Vorranggebiete nur die Verbundsituation der Punktobjekte. Die ausgewählten Netze zeichnen sich primär durch eine hohe Anzahl enthaltener potenzieller Habitate aus, die näher als 500m beiein-

ander liegen. Nur wenn das 25%-Kriterium eine Punktezahl ergibt, die in mehreren Verbundnetzen verwirklicht ist, greift zur eindeutigen Auswahl der Vorrangnetze die Sortierung nach der kleinsten Summe der Verbindungen. Damit wird der Anzahl an Punkten ein klarer Vorrang vor der Dichte der Punkte eingeräumt. Dies geschieht im Hinblick auf den ambivalenten Einfluss den die Distanz von Habitaten innerhalb von Metapopulationen ausüben kann. Vorteilhaft ist, dass sich die Austauschrate von Individuen zwischen Patches mit abnehmender Distanz erhöht. Jedoch kann, wie bei der Erläuterung der Kennwerte der Verbundräume erwähnt und in Kap. 3.2.7.1 ausführlich dargestellt, in sehr eng benachbarten Patchkonfigurationen die Überlebenswahrscheinlichkeit sinken. In diesen Situationen können ‚Katastrophen‘ wie Hagelschlag oder eine nicht angepasste Nutzung, mehrere Teilpopulationen auslöschen. Eine Wiederbesiedelung ist dann nur aus einer weiter entfernt gelegenen Population möglich.

Wie das Verfahren zur Abbildung ‚potenzieller Verbundräume‘, führt auch die angewendete Methodik der Verbundanalyse punktförmiger Anspruchstypen zu leicht nachvollziehbaren, transparenten und damit für Anwendung in der Planung gut geeigneten Ergebnissen.

Abb. 15 stellt exemplarisch die Flexibilität des Verfahrens zur Abbildung ‚potenzieller Verbundräume‘ bei der Anwendung verschiedener Schwellenwerte der Distanz und die Möglichkeit der Überlagerung verschiedener Anspruchstypen dar. Abb. 15b enthält einen Vorschlag der Übertragung der Benennungen der Elemente des Biotopverbunds nach §3 des Bundesnaturschutzgesetzes und RIECKEN et al. (2004) auf den entwickelten Ansatz der Verbundanalyse. Das Verfahren eröffnet die Möglichkeit der Analyse von Flächenkonfigurationen hinsichtlich Lücken im Verbundsystem, um bspw. die Entscheidung der räumlichen Anordnung neu anzulegender Trittsteinbiotope zu unterstützen. Ebenfalls erkennbar sind Flächen, die einen entscheidenden Beitrag für eine bestehende Verbundsituation erwarten lassen, da sie möglicherweise als ‚Bindeglied‘ bzw. Trittstein zwischen zwei größeren Verbundsituationen wirken.

Diese Analysen können für die Szenarienerstellung im Rahmen von Planungen mit Zerschneidungswirkung wie Straßenbau etc. eingesetzt werden. Ebenfalls möglich wäre die Verwendung des Verfahrens für eine standardisierte Vorgabe zur Berücksichtigung der Biotopverbundfunktion im Rahmen der Eingriffs-/Ausgleichsregelung. Die Bewertung dieser Funktion wird gefordert (vgl. REINKE 2004: 39 f.), erweist sich jedoch im Unterschied bspw. zur Biotopfunktion einer Fläche als weitaus schwieriger zu operationalisieren. Die Anwendung des entwickelten Verfahrens, unter Vorgabe von anspruchstypspezifisch definierten Distanzwerten, könnte hier zu einer zielführenden Standardisierung beitragen. Eine ausführliche Diskussion folgt in Kap. 4.1.6.



**Abb. 15:** Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ für den Indikator ‚Biotopverbund‘ basierend auf Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ mit Schwellenwerten der Wanderungsdistanz von  $d_f = 200, 500$  und  $800\text{m}$  (Abb. 15a bis 15b).

### 2.1.4 Datengrundlagen der landesweiten Habitatmodellierung

Die im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ entwickelte Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs basiert auf einer Auswahl von Vorranggebieten aus Habitatpotenzialflächen von zu 25 ökologischen Anspruchstypen gruppierten Zielartenkollektiven. Da die Auswertungen für die gesamte Fläche Baden-Württembergs durchgeführt wurden, konnten nur Datensätze mit landesweiter Abdeckung und innerhalb der Datensätze homogener Struktur verwendet werden. In Tab. 6 sind die verwendeten Datensätze dargestellt.

**Tab. 6:** Übersicht der landesweiten Habitatmodellierung zu Grunde liegenden GIS-Datensätze.

Bezeichnung des Datensatzes	Maßstab/ Auflösung	Stand/ Bezug	Quelle
<b>Inhaltliche Datensätze</b>			
Biotopkartierung nach §32 NATSCHG (§24a alt) (vgl. LFU 2001)	1:5.000	2006	RIPS
Biotopkartierung nach §30a LWALDG, (vgl. FVA 1997)	1:10.000	2004	FVA
Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS), DLM 25/2	1:25.000	2003	RIPS / LVA
Landnutzung nach LANDSAT2000	30m Raster	2000	RIPS
Digitales Höhenmodell DHM 50	50m Raster	1999	RIPS / IPF
Karte der Kontinentalität	1 km Raster	1961-90	DWD
Hydrogeologische Einheiten	1:200.000	1996	RIPS / LGRB
Gesteinskarte (LfU nach KÄMPFE & GWINNER 1985)	1:600.000	1985	ILPÖ / LRP
Geogene Grundwasserbeschaffenheit	1:200.000	1996	RIPS / LGRB
Abbaustellen oberflächennaher mineralischer Rohstoffe	1:25.000	2004	RIPS / LGRB
Wasser- und Bodenatlas (WABOA), Teil Boden	1:200.000	2004	RIPS / LGRB
Agrarökologische Gliederung (Digitaler Landschaftsökologischer Atlas)	1:250.000	1990	LRP/ FH Nürtingen
<b>Administrative und naturräumliche Gliederungen</b>			
Naturräumliche Gliederung 4. Ordnung MEYNEN & SCHMITTHÜSEN (1953) mit Korrekturen durch die LfU (BREUNIG 1998) und ILPÖ (HEINL et al. 1999)*	1:200.000	1999	ILPÖ / LRP
Naturräumliche Gliederung in Bezugsräume des ZAK RECK et al. (1996) mit Korrekturen durch ILPÖ 2002 **	1:200.000	2002	ILPÖ
Gemeindegrenzen	1:25.000	1999	RIPS / LVA
Blattschnitt Topographische Karte 1:25.000	1:25.000	2003	RIPS / LVA

DWD: Deutscher Wetterdienst

FVA: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

ILPÖ: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart

IPF: Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Universität Karlsruhe

LGRB: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Regierungspräsidium Freiburg

LfU: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (aktuell: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg LUBW)

LRP: Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg (HEINL et al. 1999)

LVA: Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

RIPS: Räumliches Informations- und Planungssystem der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

\* Aggregation kleinräumiger Teilflächen von Naturräumen, deren überwiegende Teil in Bayern oder Hessen liegt zu benachbarten Naturräumen innerhalb Baden-Württembergs

\*\* Auflösung der Auenräume von Rhein, Neckar und Donau sowie der ZAK-Bezugsräume „Kaiserstuhl“ und „Adelegg“ zu den umgebenden Räumen. Zuordnung der „Marktheidenfelder Platte“ zum ZAK-Bezugsraum „Kocher/Jagst/Tauber“. Anpassung der ZAK-Bezugsraumgrenzen an aktuelle Grenzen der Naturräume 4. Ordnung.



## **2.2 Methodik der Validierungen des Ansatzes der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen**

Die Methodik der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs aus landesweiter Sicht (vgl. Kap. 2.1.3) wurde über verschiedene methodische Ansätze auf Plausibilität überprüft und in Teilen validiert. Plausibilitätstests erfolgten parallel zur Erstellung der Habitatmodelle im Sinne einer Modellkalibrierung durch Experteneinschätzung im Projektteam. Hierzu wurden die Kulissen der Habitatpotenzialflächen mit landesweiten Verbreitungsdaten charakteristischer Zielarten und zum Teil auf lokaler Ebene mit Kartierungen in gut untersuchten Teilräumen überlagert. Die Validierungsansätze mittels quantitativer Methoden dagegen stellen – neben der Entwicklung einer Methode zur Operationalisierung des Indikators ‚Biotopverbund‘ (s. Kap. 2.1.3.4.4) – den Kern der vorliegenden Dissertation dar.

Für Validierungen, die strengen wissenschaftlichen Kriterien genügen, wären im Hinblick auf den landesweiten Ansatz der Schutzverantwortungszuweisung ebenfalls landesweit repräsentative tierökologische Daten erforderlich gewesen. Solche Daten stehen in Baden-Württemberg nicht zur Verfügung. Selbst bei intensiv bearbeiteten Artengruppen wie der Avifauna, Tagfaltern und Widderchen oder Heuschrecken bestehen beträchtliche Erfassungslücken. Dadurch kann das Nicht-Vorkommen einer Art auf nachgewiesener Abwesenheit oder auf mangelnder Bearbeitung einer Region beruhen, wobei die Art dort durchaus verbreitet sein kann. Die eigene Erhebung repräsentativer tierökologischer Geländedaten in methodenspezifischem Sampling-Design (z.B. QUINN & KEOUGH 2002) war im Rahmen des Projekts nicht möglich. Als sinnvollste Vorgehensweise erwies sich die Validierung der Schutzverantwortungszuweisung sowie einzelner methodischer Bausteine für ausgewählte Anspruchstypen in Regionen, für die in ausreichendem Umfang tierökologische Geländedaten aus bestehenden Erhebungen zusammengetragen werden konnten. Eine größtmögliche Repräsentanz der Analysen wurde über die Auswahl von Geländedaten aus mehr- bis langjährigen Erhebungen auf regionaler Maßstabsebene angestrebt.

Die durchgeführten Validierungen sind als Ansätze zur Qualitätssicherung der entwickelten Methodik der Schutzverantwortungszuweisung zu verstehen, die sich in ihrer Gesamtheit derzeit einer wissenschaftlich fundierten Validierung entzieht. Ziel ist es, empirische Argumente für die Aussagekraft der Methodik zu erhalten, um Akzeptanz und damit Planungsrelevanz der Ergebnisse zu erhöhen.

### **2.2.1 Eingrenzung der analysierten Anspruchstypen und Erläuterung der Validierungsmethoden**

Die Auswahl der analysierten Anspruchstypen orientierte sich an Umfang und Qualität der zur Verfügung stehenden tierökologischen Daten. Tab. 7 vermittelt einen Überblick der analysierten Aspekte der Gesamtmethodik der Schutzverantwortungszuweisung und der jeweils bearbeiteten Anspruchstypen und Artengruppen. Eine ausführliche Erläuterung der Fragestellung enthält Kap. 1.2.

**Tab. 7:** Übersicht der im Rahmen der Validierungen analysierten Aspekte der Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und der jeweils bearbeiteten Anspruchstypen und Artengruppen mit Kapitelverweisen.

Fragestellung bzw. analysierter Aspekt der Gesamtmethodik	Anspruchstyp			
	Kalkmagerrasen	Streuobstgebiete	Ackergebiete*	Lössböschungen/Hohlwege
Güte der landesweiten Habitatmodelle	Tagfalter Widderchen Heuschrecken (Kap. 3.2.1.1)		Graumammer (Kap. 3.2.1.2)	Wildbienen (Kap. 3.2.1.3)
Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten	Tagfalter Widderchen Heuschrecken (Kap. 3.2.2.1)	Brutvögel (Kap. 3.2.2.2)		Wildbienen (Kap. 3.2.2.3)
Abdeckung tierökologisch herausragender Gebiete durch Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung	Heuschrecken (Kap. 3.2.3.1)	Brutvögel (Kap. 3.2.3.3)		Wildbienen (Kap. 3.2.3.2)
Empirische Überprüfungen der Zielartenhypothese	Tagfalter Widderchen Heuschrecken (Kap. 3.2.4.1)	Brutvögel (Kap. 3.2.4.1)		

\* Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘

Für einige der Validierungsansätze war es erforderlich, eine Einteilung der auftretenden Arten in Charakterarten, typische Begleitarten und sonstige Arten hinsichtlich des jeweils analysierten Anspruchstyps vorzunehmen. Die Einteilung skaliert die Bedeutung eines bestimmten Biotoptyps (Streuobst, Kalkmagerrasen etc.) für die auftretenden Arten sowie die Stetigkeit ihres Auftretens darin. Sie erfolgte auf Basis langjähriger Erfahrungswerte und Literaturangaben durch die im Projekt beteiligten Tierökologen (vgl. Anhang I) unter Berücksichtigung der Definitionen bei SCHAEFER (2003):

- **„Charakterarten:** In einem größeren Gebiet [hier: Baden-Württemberg] ganz oder vorzugsweise in (...) einem bestimmten Biotoptyp vorkommend“ (SCHAEFER 2003: 67)
- **Biotoptypische Begleitarten:** Mit einem von mehreren Siedlungsschwerpunkten, d. h. ohne ausgesprochene Bindung, jedoch mit stetigem Auftreten im betreffenden Biotoptyp und – im landesweiten Maßstab - wichtigen Vorkommen; biotoptypische Arten nutzen zur Reproduktion typische Bestandteile des Biotoptyps (Beispiel: Arten magerer Grasfluren im Biotoptyp Kalkmagerrasen) (vgl. SCHAEFER 2003: 67)

und in Anlehnung an SCHAEFER (2003: 40):

- **Sonstige Arten:** azöne Arten: Ubiquisten oder nur zufällig/ausnahmsweise im betreffenden Biotoptyp reproduzierende Art [Siedlungsschwerpunkt(e) außerhalb]; sonstige Begleitarten nutzen zur Reproduktion – sofern im Biotoptyp überhaupt vorkommend – allenfalls untypische Bestandteile des Biotoptyps (Beispiel: Arten von Brennesselfluren im Biotoptyp Kalkmagerrasen)

Eine Zusammenstellung der Einstufungen für die Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken hinsichtlich des Biotoptyps Kalkmagerrasen, der Brutvögel bzgl. der Streuobstgebiete und der Wildbienen im Hinblick auf Lössböschungen enthält Anhang VI. Für die Auswertung der Tagfalter und Widderchen in Kap. 3.2.1.1 wurde eine Einstufung verwendet, welche den Bindungsgrad an Kalkmagerrasen bezogen auf den Landkreis Böblingen (nicht Baden-Württemberg) darstellt.

## 2.2.2 Validierung der landesweiten Habitatmodellierung

Ziel dieses Validierungsansatzes war es festzustellen, inwieweit mit den zur Verfügung stehenden landesweiten GIS-Datensätzen relevante Habitate für Zielarten der bearbeiteten Anspruchstypen abgebildet werden können.

### 2.2.2.1 Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘

Für diesen Anspruchstyp konnten die als punktförmige Fundorte vorliegenden Erhebungen von Tagfaltern und Widderchen im Landkreis Böblingen von G. Hermann (unveröff.) und die Inhalte der Heuschrecken-Datenbank GÖG für den ZAK-Bezugsraum „Schwäbische Alb“ herangezogen werden. Die Validierung erfolgte durch die Ermittlung der ‚Trefferquote‘ mit der die Fundpunkte innerhalb der Habitatpotenzialflächen liegen, wobei nach Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für diesen Anspruchstyp sowie sonstige Begleitarten differenziert wurde.

### 2.2.2.2 Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘

Die Güte dieses Habitatmodells wurde anhand der Überlagerung der Flächenkulisse mit der Anzahl pro Messtischblatt-Quadrant gemeldeter Charakter- und Begleitarten der Wildbienen für diesen Lebensraumtyp ermittelt. Die Validierung erfolgte anhand der bivariaten Korrelation der Anzahl gemeldeter Arten mit der Anspruchstypfläche pro Messtischblatt-Quadrant. Da keine Normalverteilung vorlag, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman verwendet (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2005). Zudem erfolgte eine visuelle Interpretation von Boxplot-Darstellungen.

### 2.2.2.3 Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘

Die Validierung der Flächenkulisse erfolgte durch den Abgleich mit der Verbreitung der Grauammer (*Miliaria calandra*), die als Schirmart dieses Anspruchstyps in hohem Maße die Lebensraumansprüche der weiteren, diesem Anspruchstyp zugeordneten Arten repräsentiert. Es wurden Vierfelder-Tabellen (auch ‚Klassifikationsmatrix‘ bzw. ‚confusion matrix‘, vgl. BACKHAUS et al. 2003: 180) erstellt. Darin werden die vier Ergebnisfälle, die bei einem Vergleich zweier binärer Variablen möglich sind, zusammengefasst. Verwendet wurde die Präsenz bzw. Absenz von Habitatpotenzialfläche pro Zellen des geographischen Minutenrasters, in denen die Verbreitung der Grauammer ebenfalls als Präsenz bzw. Absenz nach HÖLZINGER (1997: 833) vorliegt. Zur exakten Zuordnung der Artnachweise in das Minutenraster, erfolgte die Übertragung aus der Originalkarte des Autors und nicht aus der stark verkleinert abgedruckten Version.

Abb. 16 verdeutlicht exemplarisch den Aufbau einer Klassifikationsmatrix und daraus ableitbarer Gütemaße (vgl. REINEKING & SCHRÖDER 2004: 33).

		Daten		
		1	0	
Prognose	1	a	b	a+b
	0	c	d	c+d
		a+c	b+d	n

Sensitivität:  $a / (a+c)$   
 Spezifität:  $d / (b+d)$   
 % korrekt\*:  $(a+d) / n$

\* Anteil korrekter Prognosen

**Abb. 16:** Schema einer Klassifikationsmatrix zur Analyse zweier binärer Variablen und daraus ableitbarer Gütemaße, nach REINEKING & SCHRÖDER (2004: 33).

In der Hauptdiagonalen der Klassifikationsmatrix stehen die korrekten Klassifikationen, in den anderen Feldern die falsch klassifizierte Fälle. Mit Sensitivität wird der Anteil der korrekten Präsenz-Prognosen an allen Präsenzen bezeichnet. Dieser Wert wird auch als Trefferquote oder ‚hit ratio‘ (BACKHAUS et al. 2003: 444) bezeichnet. Er vermittelt, wie

viele der tatsächlich vorhandenen Vorkommen durch das Modell abgebildet werden konnten. Unter Spezifität wird der Anteil der korrekt vorhergesagten Nicht-Vorkommen an allen Nicht-Vorkommen verstanden. Die Güte eines Modells kann nur unter Beachtung beider Maße beurteilt werden, da sich z.B. für ein Modell welches für sämtliche ausgewerteten Rasterzellen eine Präsenz vorhersagt, genauso die maximale Sensitivität von „1“ ergibt wie für ein perfektes Modell, das ausschließlich die tatsächlichen Vorkommen prognostiziert. Die parallele Berücksichtigung der Spezifität gibt Aufschluss darüber, zu welchem ‚Preis‘ von als Vorkommen prognostizierten Nicht-Vorkommen eine hohe Sensitivität erzielt wurde. Tendieren beide Werte gegen eins nähert man sich einem perfekten Modell. Eine hohe Sensitivität bei geringer Spezifität charakterisiert ein Modell mit zu hoher Vorkommens-Prognose und umgekehrt (vgl. REINEKING & SCHRÖDER 2004: 33). Es ist zudem zu beachten, dass bei ungleicher Größe der Gruppen die zufällige Trefferquote nicht mehr 50% beträgt - wie bei gleich großen Gruppen - sondern größer wird (sog. ‚Vorhersageprävalenz‘). Sie entspricht dann dem Anteil der größten Gruppe an der gesamten Stichprobe (BACKHAUS et al. 2003: 445). Auch aus diesem Grund erlaubt nur die gleichzeitige Berücksichtigung von Sensitivität und Spezifität eine fundierte Einschätzung der Modellgüte.

Ein weiteres Gütemaß der Übereinstimmung zweier binärer Variablen, welches die Vorhersageprävalenz berücksichtigt, ist das Maß ‚Cohen’s Kappa‘ (BÜHL & ZÖFEL 2005: 256). Dies führt aber auch dazu, dass die Werte nicht über verschiedene Studien hinweg vergleichbar sind. Zur Interpretation dieses Maßes bestehen abweichende Vorschläge (s. Tab. 8).

**Tab. 8:** Interpretationen der Werte des Gütemaßes Cohen’s Kappa nach LANDIS & KOCH (1977: 165) (links) und MONSERUD & LEEMANS (1992) in REINEKING & SCHRÖDER (2004: 34) (rechts).

Kappa index	strength of agreement	Kappa index	degree of agreement
< 0,00	poor	< 0,05	no
0,00 – 0,20	slight	0,05 – 0,20	very poor
0,21 – 0,40	fair	0,20 – 0,40	poor
0,41 – 0,60	moderate	0,40 – 0,55	fair
0,61 – 0,80	substantial	0,50 – 0,70	good
0,81 – 1,00	almost perfect	0,70 – 0,85	very good
		0,85 – 0,99	excellent
		0,99 – 1,00	perfect

### 2.2.3 Validierung der Eignung der Indikatoren zur Auswahl von Vorranggebieten

Dieses Kapitel stellt die Validierungsmethoden zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ vor, wie sie im Rahmen der Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen angewendet wurden. Da das im Projekt entwickelte Verfahren zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ für den Indikator ‚Biotopverbund‘ einheitlich für alle Anspruchstypen mit einem Schwellenwert von 500m Wanderungsdistanz angewendet wurde, folgt in Kap. 2.2.8 eine Erläuterung von artengruppenspezifischen Detail-Analysen dieses Verfahrens mit der Anwendung variabler Wanderungsdistanzen.

Der Validierung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ liegt die Hypothese zu Grunde, dass damit Vorranggebiete mit vergleichsweise hoher Anzahl wertgebender Arten ermittelt werden können. Dafür wurden für die analysierten Artengruppen pro Art, sowie pro Arten einer ZAK-Kategorie, Mittelwerte und Spannbreiten der Größen der Habitatpotenzialflächen und der Verbundräume, in denen ihr Vorkommen nachgewiesen wurde, ermittelt. Zur Prüfung der These wurde untersucht, ob Landesarten der Gruppen A und B des Zielartenkonzepts in durchschnittlich signifikant größeren Habitatpotenzialflächen und/oder Verbundräumen vorkommen als Naturraumarten bzw. Nicht-Zielarten (vgl. Erläuterung der ZAK-Kategorien in Kap. 1.3.2). Dabei wird die Hypothese auch dann als bestätigt betrachtet, wenn Landesarten in vergleichsweise kleinen Habitatpotenzialflächen auftreten, sofern diese in einem relativ großen Verbundraum gelegen sind. Diese

Situation wird als Hinweis auf das Vorkommen in eng vernetzten Habitatkonfigurationen interpretiert. In diesen Situationen kann die Erreichbarkeit vieler kleiner Habitate, die durch das Fehlen großer Habitate bedingte geringere Habitateignung, ausgleichen. Für die aus den Biotopkartierungen abgeleiteten Anspruchstypen wurden für die Analysen der Flächengrößen, die Größe der Anspruchstypfläche der Habitatpotenzialflächen (vgl. Kap. 2.1.3.3.3) und die Verbindungsfläche der ‚potenziellen Verbundräume‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) verwendet.

Neben der Analyse der Boxplot-Darstellungen wurden die für Arten einer ZAK-Kategorie ermittelten Flächengrößen auch über Mittelwertsvergleiche analysiert. Im bivariaten Vergleich zweier ZAK-Kategorien wurde dabei der Kolmogorov-Smirnov-Test angewendet, da die Daten metrisch skaliert aber nicht normalverteilt sind und das mehrmalige Vorkommen von Arten in identischen Verbundräumen, und zum Teil auch in identischen, großen Habitatpotenzialflächen, zu sog. ‚Messwiederholungen‘ führen kann. Diese beeinträchtigen den eigentlich für diese Variableneigenschaften adäquaten U-Test nach Mann-Whitney, da das Auftreten geteilter Rangplätze zu nicht eindeutigen Rangfolgen führt (BÜHL & ZÖFEL 2005: 297 ff.). Die Werte des U-Tests werden jedoch zusätzlich kursiv angegeben, da es keine eindeutige Regel zur Anwendung beider Tests gibt. Für den multivariaten Vergleich der Werte aller drei ZAK-Kategorien und der Nicht-Zielarten wurde der H-Test nach Kruskal-Wallis verwendet. Angegeben wird jeweils die asymptotische Signifikanz. Die Auswertungen wurden mit SPSS<sup>®</sup> durchgeführt.

#### **2.2.4 Validierung der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen auf Gemeindeebene**

Dieser Validierungsansatz basiert auf der Hypothese, dass in Gemeinden mit Schutzverantwortung für einen Anspruchstyp vergleichsweise höhere Anzahlen wertgebender Arten des zugehörigen Zielartenkollektivs vorkommen sollten. Um die Konsistenz der Methodik zu prüfen, wurden verschiedene Schwellenwerte bei der Anwendung der beiden Indikatoren zur Auswahl von Vorranggebieten aus landesweiter Sicht verwendet. Im Projekt wurde als Schwellenwert zur Auswahl von Vorranggebieten im Regelfall 25% verwendet. Wie in Kap. 2.1.3.4.3 ausführlich dargestellt, bedeutet dieser Wert, dass über den Indikator ‚Flächengröße‘ diejenigen Habitatpotenzialflächen ausgewählt werden, deren enthaltene Anspruchstypfläche aufsummiert 25% der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps ergeben. Entsprechend wurden über den Indikator ‚Biotopverbund‘ die Verbundräume mit der größten Verbindungsfläche gewählt, die summiert 25% der landesweiten Gesamt-Verbindungsfläche des Anspruchstyps ergeben. Bei den punktförmigen Anspruchstypen erfolgte die Selektion der Vorranggebiete über die Wahl der Verbundnetze mit den meisten enthaltenen Punkten, bis sich diese wiederum zu 25% der landesweiten Anzahl an Punktobjekten des Anspruchstyps summieren. Wie in Tab. A8-1 in Anhang VIII dargestellt, wurde bei einzelnen, sehr gering verbreiteten Anspruchstypen vom 25%-Kriterium auf das 50% bzw. 100% übergegangen.

Für den gemeindebezogenen Validierungsansatz wurde über das 25%-Kriterium hinaus der ‚strengere‘ Wert 10% und die weiter gefassten Werte von 33%, 50% und 100% verwendet. Zur Prüfung der Hypothese wurde analysiert, ob die vergleichende Anwendung der unterschiedlich strengen Schwellenwerte in einer konsistenten Erfassung zunächst der Gemeinden mit den höchsten Zielartensummen und einer sukzessiven Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Gemeinden mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte resultiert. Dies würde den Schluss nahe legen, dass mit der Methodik der Schutzverantwortungszuweisung eine systematische Berücksichtigung von Gemeinden mit Zielartenzahlen erfolgt. Damit wäre widerlegt, dass Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung im Rahmen zufälliger Wahrscheinlichkeiten mit hohen Anzahlen gemeldeter Zielarten koinzidieren. Die Analyse erfolgte über die Darstellung in Schaubildern und die gemeindebezogene Korrelation der binären Variable ‚Schutzverantwortung vorhanden‘ (ja/nein: 1/0) mit der metrisch skalierten Anzahl der pro Gemeinde nachgewiesenen Zielarten. Es wurde der für diese Kombination von Skalenniveaus adäquate Korrelationskoeffizienten ‚Eta‘ berechnet (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2005: 407 f.).

Bei den ausgewerteten Heuschrecken-Daten handelt es sich um punktförmige Artnachweise, die nicht in systematischem Untersuchungs-Design erhoben wurden, sondern eine langjährige Sammlung von Nachweisen verschiedener Bearbeiter im Rahmen unterschiedlicher Erhebungen darstellt. Der damit verbundenen Datenheterogenität wurde durch eine größtmögliche Konsolidierung bei der Umsetzung der Fundpunkte in die Gemeindengeometrie begegnet, indem alle Nachweise einer Art ab 1985 pro Gemeinde zur Information ‚in der Gemeinde vorhanden‘ aggregiert wurden

Die ausgewerteten Wildbienen-Daten liegen als Artnachweise in Messtischblatt-Quadranten vor. Die Angaben wurden zu Artensummen aggregiert und auf die in den Quadranten gelegenen Habitatpotenzialflächen übertragen. Entsprechend wurde die Information ab welchem Schwellenwert einer Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen wird, auf die Habitatpotenzialflächen im Gemeindegebiet übertragen. Auch hier erfolgte die Analyse über Schaubilder und den Korrelationskoeffizienten ‚Eta‘.

### 2.2.5 Empirische Analysen zur Zielartenhypothese

Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg definiert für das Bundesland flächendeckend regionalisierte Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten. Für die Fauna wurden ca. 1100 Zielarten aus 17 Artengruppen ausgewählt, mit deren Erhalt und Förderung die Vorstellung eines Mitnahmeeffekts dieser ‚Schirmarten‘ für weitere Arten verbunden ist (‚Zielartenhypothese‘) (vgl. Kap. 1.3.2). Als weitere planungsorientierte Eingrenzung wurden für die Fauna ca. 150 besonders empfindliche und anspruchsvolle ‚Zielorientierte Indikatorarten‘ (ZIA) ausgewählt. Für den Erhalt dieser Arten ist in der Regel, über die Sicherung der Restvorkommen (Bestandsschutz) hinaus, eine Neugründung von Vorkommen durch die Entwicklung geeigneter Habitate notwendig. Die Auswahl dieser Arten erfolgte basierend auf der Hypothese, dass sie als Kollektiv die Funktionsfähigkeit der Landschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt repräsentieren. Eine ausführliche Erläuterung der Zielartenhypothese erfolgt im Zusammenhang mit der Darstellung der Ergebnisse in Kap. 3.2.4.

Analysen zur Zielartenhypothese standen nicht im Vordergrund der im Rahmen der vorliegenden Dissertation durchgeführten empirischen Analysen. Für eine fundierte Validierung wären Forschungsansätze wie Zeitreihenuntersuchungen zu Populationsentwicklungen der ZIA und der damit verbundenen Artenkollektive notwendig. Die zur Verfügung stehenden Daten erlaubten jedoch Analysen hinsichtlich überdurchschnittlicher Flächenansprüche von ZIA und ihrer Repräsentanz für bestimmte Artenkollektive anhand von Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen.

Für die Analyse der Flächenansprüche konnten die Ergebnisse der Validierungen zur Eignung des Indikators ‚Flächengröße‘ verwendet werden. Für die Koexistenzanalysen wurde pro Art über alle Untersuchungsgebiete hinweg die Anzahl koexistenter Arten ermittelt und durch die Anzahl von Vorkommen der betrachteten Art dividiert. Dabei wurde in koexistente Charakterarten für Kalkmagerrasen und die Summe koexistenter Charakter- und biotoptypischer Begleitarten unterschieden. Auf diese Weise wurde geprüft, ob die ZIA in der Tendenz die meisten koexistenten Arten pro Vorkommen aufweisen. Dies würde bedeuten, dass sie ausschließlich in vergleichsweise artenreichen Flächen vorkommen. Dies wiederum kann als Hinweis gedeutet werden, dass bei einer erfolgreichen Ausdehnung der Vorkommen von ZIA ein Mitnahmeeffekt für zahlreiche weitere Kalkmagerrasen-Arten erwartet werden kann. Ubiquitär verbreitete Arten, die auch mit vielen Arten koexistent sind, erhalten aufgrund der Mittelwertbildung unter Verwendung der Anzahl von Vorkommen der betrachteten Art tendenziell geringe Werte. Sie sind aufgrund ihrer unspezifischen Habitatansprüche auch nicht als ZIA zur Indikation besonderer Habitatqualitäten geeignet.

Bei der beschriebenen Form der Koexistenzanalysen wird nicht die Häufigkeit gemeinsamer Vorkommen von Arten berücksichtigt. Es werden nur die zwei Fälle unterschieden, ob sie mindestens einmal in den analysierten Flächen koexistent sind oder nicht, also ein komplementäres Verbreitungsbild zeigen. Daher wurden ergänzend Ähnlichkeitsanalysen der Artverbreitung durchgeführt, welche auf Basis von Präsenz-/Absenz-Daten die Häufigkeit der gemeinsamen Vorkommen berücksichtigen. Die Dominanzverhältnisse wurden

jedoch nicht berücksichtigt, da hierfür keine hinreichend genauen Abundanzdaten zur Verfügung standen.

Zur Quantifizierung der Artenidentität von Fundorten ist die Jaccard'sche Zahl (JZ) ein weit verbreitetes Ähnlichkeitsmaß. Das Maß gibt den prozentualen Anteil der gemeinsamen Arten zweier Fundorte gemessen an allen Arten, die an den beiden Fundorten vorkommen, an. Sie berechnet sich wie folgt (MÜHLENBERG 1993: 346):

**Formel 1:** Berechnung der Jaccard'schen Zahl (vgl. Mühlenberg 1993: 346).

$$JZ = \frac{G * 100}{S_A + S_B - G} \quad \text{mit} \quad \begin{array}{l} G: \quad \text{Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten} \\ S_A, S_B: \text{Zahl der in Gebiet A bzw. in Gebiet B vorkommenden Arten} \end{array}$$

Die Berechnung kann auch auf die Ähnlichkeit des Verbreitungsbilds von Arten angewendet werden. Dann wird der Anteil gemeinsamer Vorkommen zweier Arten an allen Vorkommen sowohl der einen als auch der anderen Art ermittelt. Der Wert variiert zwischen 0 wenn die Arten keine gemeinsamen Vorkommen aufweisen und 1 für identisch verbreitete Arten. Gemeinsame Absenzen werden bei diesem Maß nicht berücksichtigt. Dies ist in der Regel bei ökologischen Fragestellungen auch nicht gewünscht, da sonst insbesondere bei seltenen Arten eine hohe Zahl gemeinsamer Absenzen zu einem hohen Ähnlichkeitswert führen kann, ohne dass die Arten überhaupt koexistent sind („Doppel-Nullen-Problem“, vgl. JONGMAN et al. 1995).

Für die Analyse der Schirmfunktion wurde für jede der analysierten Arten die Ähnlichkeit des Vorkommens mit allen anderen Arten anhand der Jaccard'schen Zahl ermittelt. Pro Art wurden dann die Ähnlichkeitswerte aller anderen Arten summiert und durch die Anzahl der Vorkommen der betrachteten Art dividiert. Der Ergebniswert – das arithmetische Mittel – wird im Folgenden als ‚mittlere Ähnlichkeit‘ bezeichnet. Die Interpretation erfolgt analog zur Anzahl koexistenter Arten pro Vorkommen der betrachteten Art. Eine hohe mittlere Ähnlichkeit drückt aus, dass die betrachtete Art tendenziell in wenigen, aber sehr artenreichen Gebieten vorkommt. Daher kann angenommen werden, dass die erfolgreiche Ausdehnung der Vorkommen der Art einen Mitnahmeeffekt für zahlreiche weitere Kalkmagerrasen-Arten bewirkt.

In Kap. 3.2.4.1 werden sowohl die Ergebnisse der Koexistenz- als auch der Ähnlichkeitsanalysen vergleichend dargestellt. Wie erläutert, wird bei den Ähnlichkeitsanalysen anhand des Jaccard-Maßes die Anzahl gemeinsamer Vorkommen berücksichtigt. Damit kann diese Methode die Ähnlichkeit des Vorkommens von Arten präziser quantifizieren als die Koexistenzanalysen, ist aber durch eine geringe Nachvollziehbarkeit gekennzeichnet. Daher werden die Ergebnisse der Koexistenzanalysen aufgrund ihrer leichten Verständlichkeit im Sinne von Plausibilitätstest parallel dargestellt.

## 2.2.6 Einsatz multivariater Ordinationsverfahren

Als weiterer methodischer Ansatz der Validierungen wurden multivariate Ordinationsverfahren eingesetzt. Diese Verfahren ermöglichen die Gruppierung von Arten mit ähnlicher Reaktion auf Umweltfaktoren und die Ermittlung signifikanter Faktoren zur Erklärung der Gruppenbildung. Sie wurden zur Ermittlung charakteristischer Artenkollektive verwendet, die eine hohe Korrespondenz mit den analysierten Lebensraumtypen Kalkmagerrasen und Streuobstgebiete erkennen lassen. Dies dient der Prüfung, inwieweit den Lebensraumtypen tatsächlich ökologische Anspruchstypen bzw. typische Artenkollektive zugeordnet werden können. Dies stellte eine Grundannahme des Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen dar. Zudem kann ein Eindruck der Schirmfunktion der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ gewonnen werden.

### **Statistischer Hintergrund**

Ordinationsverfahren sind der multivariaten Statistik zuzurechnen. Dieser Zweig der Statistik setzt sich mit der Analyse mehrerer Untersuchungsobjekte unter simultaner Berücksichtigung mehrerer erklärender Variablen auseinander (GAUCH 1982: 1). Statistische Analysen innerhalb (syn-)ökologischer Studien weisen häufig diese Anforderung auf, die

Daten als Ganzes zu behandeln, etwa wenn die Zusammensetzung von Artengemeinschaften im Hinblick auf eine Reihe von Umweltfaktoren in mehreren Untersuchungsgebieten analysiert werden soll. Diese Studien führen meist zu sehr großen Datenmengen; im Fall der in Kap. 3.2.5.1 vorgestellten Auswertung von 90 Brutvogelarten in 279 Untersuchungsgebieten ergibt sich eine Datenmatrix mit 25110 Einträgen. Daher sind Verfahren zur Analyse und Darstellung der grundlegenden Struktur ökologischer Daten erforderlich. Über eine möglichst objektive Reduzierung der Komplexität sollen – im Sinne einer explorativen Statistik – wesentliche Raummuster und Wirkungszusammenhänge erkennbar und interpretierbar werden (RINK 2003: 56). Hierfür werden seit etwa drei Jahrzehnten multivariate gradientenanalytische Verfahren in der ökologischen Forschung eingesetzt (GAUCH 1982: 2) und haben nach BAUMANN et al. (1999: 39) inzwischen weite Verbreitung gefunden. Dazu gehören Ordinationsverfahren, die eine Anordnung von Arten entlang eines ökologischen Gradienten ermöglichen, wobei versucht wird, typische Gruppierungen in der Matrix der Artendaten herauszuarbeiten (JONGMAN et al. 1995). Sie sind damit der explorativen Statistik zuzuordnen.

Ordinationsverfahren dienen der Erkennung und Darstellung von Datenmustern in einem multidimensionalen ‚Hyperraum‘. Ziel ist die objektive Reduktion (bzw. Ordnung, lat. ‚ordinatio‘) vielschichtiger Daten auf möglichst wenige aussagekräftige Dimensionen bei maximaler Realitätsnähe. Ergebnis ist eine Anordnung der Daten in gering-dimensionalen Räumen, bei der ähnliche Einheiten nahe beieinander liegen und umgekehrt (GAUCH 1982: 109). Zur Visualisierung erfolgt eine Projektion der Anordnung in zweidimensionalen Ordinationsdiagrammen.

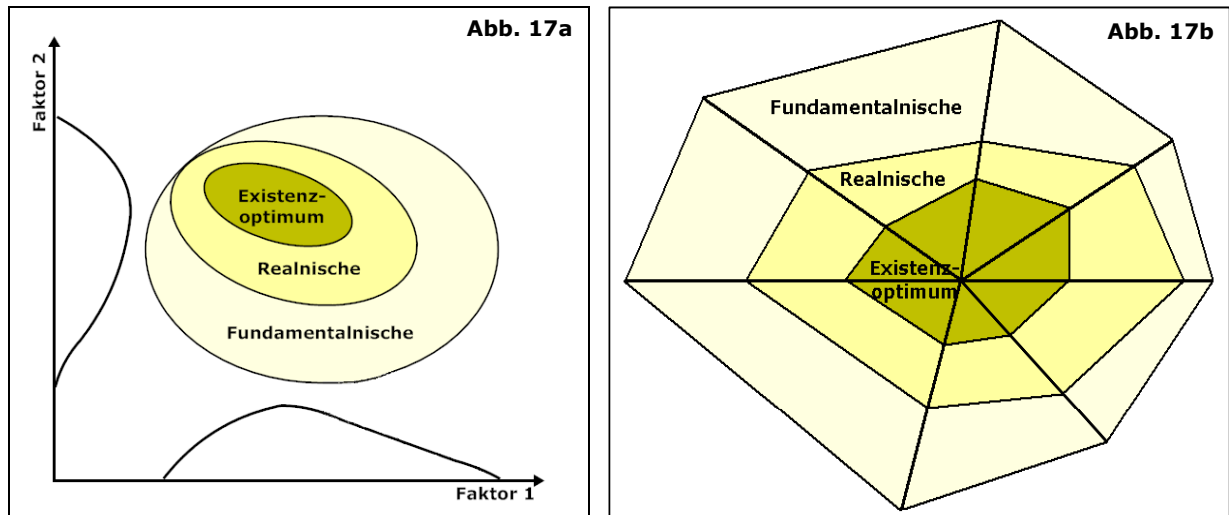
Bei synökologischen Analysen ordnen Ordinationsverfahren die Untersuchungsgebiete basierend auf der Zusammensetzung ihrer Arteninventare in einem mehrdimensionalen Raum so an, dass die Distanzen zueinander die Unterschiede in den Artenzusammensetzungen in optimaler Näherung wiedergeben (LEPŠ & ŠMILAUER 2003). In einem zweiten Schritt werden zueinander orthogonale (und damit unkorrelierte) Achsen durch die mehrdimensionale Punktwolke berechnet, die den Richtungen der maximalen Variabilität des Datensatzes entsprechen. Für die Darstellung in einem Ordinationsdiagramm schließlich wird die mehrdimensionale Punktwolke in eine zweidimensionale Ebene projiziert, wobei die x-Achse die Achse darstellt, welche die größtmögliche Variabilität des Datensatzes erklärt und die y-Achse der zweiten ermittelten Achse entspricht.

Im Rahmen synökologischer Studien ermöglichen Ordinationsverfahren die Analyse von Artengemeinschaften bspw. im Hinblick auf Ähnlichkeiten im Verbreitungsbild der Arten oder auch hinsichtlich der Bedeutung von Habitatfaktoren für einzelne Arten bzw. charakteristische Gruppen von Arten. Daher wurden diese multivariaten statistischen Verfahren sowohl zur Prüfung der Zielartenhypothese als auch zur Analyse der Bindung von Charakterarten der Anspruchstypen mit den jeweils zur räumlichen Abbildung verwendeten Biotoptypen eingesetzt.

### **Ökologischer Hintergrund**

Ordinationsverfahren basieren auf dem Konzept der ökologischen Nische nach Hutchinson aus dem Jahre 1957 (vgl. SCHOENER 1989). Danach wird die Nische als mehrdimensionaler Raum, der durch einzelne Nischendimensionen (bzw. Habitatfaktoren) aufgespannt ist, aufgefasst. Der gerichtete Wechsel der Werte eines Habitatfaktors wird als Gradient bezeichnet. Die Fitness der Arten variiert entlang der Gradienten („Antwort“ bzw. ‚response‘ der Art), sodass sie jeweils nur Teilbereiche („niche space“) einnehmen können (vgl. Abb. 17). Diese aufgrund der biologischen Eigenschaften maximal mögliche ‚fundamentale Nische‘ wird durch die Lebensgemeinschaft zur ‚realisierten Nische‘ eingeschränkt („niche differentiation“). Können sich konkurrierende Arten nicht unterschiedlich einnischen, ist nach dem Konkurrenzausschlussprinzip keine Koexistenz möglich und die konkurrenzschwächere Art wird von der -stärkeren verdrängt (NENTWIG et al. 2004: 152 ff.). Da die Verbreitung von Arten in der Regel nicht nur von einem, zwei oder drei Habitatfaktoren abhängt, wird die Nische als mehrdimensionaler ‚Hyperraum‘ aufgefasst (vgl. Abb. 17b), der durch ein Set an Faktoren aufgespannt wird (vgl. RINK 2003: 13).

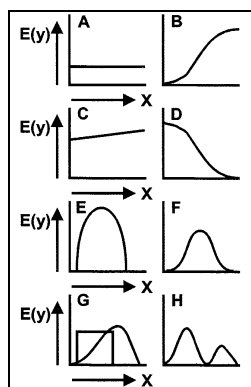




**Abb. 17:** Schematische Darstellung der Fundamentalnische, Realnische und des Existenzoptimums einer Art bezogen auf zwei Habitatfaktoren (Abb. 17a, mit Antwortkurven) und im mehrdimensionalen Hyperraum mit planarer Projektion (Abb. 17b). Darin stellt jede Achse eine Dimension (bzw. einen Habitatfaktor) der ökologischen Nische dar (in Anlehnung an NENTWIG et al. 2004: 64 und RINK 2003: 13).

### Antwortkurven

Der Charakter der Reaktion (bzw. Antwort) einer Art auf Habitatfaktoren definiert die Ausgestaltung ihrer ökologischen Nische (vgl. Abb. 17a). Dabei können sehr unterschiedliche Antwortkurven in der Natur beobachtet werden. Eine Übersicht der bislang häufig diskutierten Formen gibt Abb. 18.



- A: konstante Antwort
- B: monoton steigend: Sigmoidkurve
- C: monoton steigend: Gerade
- D: monoton fallend: Sigmoidkurve
- E: unimodal: Parabel
- F: unimodal: symmetrische Gaußkurve
- G: asymmetrische Kurve oder Blockfunktion
- H: bimodal

Nach JONGMAN et al. (1995: 31), geringfügig verändert entnommen aus RINK (2003: 14).

**Abb. 18:** Verschiedene Formen von Antwortkurven: Erwartete Antwort  $E(y)$  in Bezug auf den Gradienten einer Umweltvariablen ( $x$ ).

Trotz kritischer Einwände wird letztlich die unimodale Antwort der symmetrischen Gaußkurve – die der Normalverteilungskurve entspricht – als einfachstes und oft auch das am besten die Realität annähernde Modell betrachtet. Daher liegt dieses Antwortmodell auch den Ordinationsverfahren in Statistik-Programmen, die für ökologische Fragestellungen konzipiert wurden, zu Grunde. Zusätzlich können dort in der Regel auch lineare Antwortmodelle gewählt werden, da der erfasste bzw. beprobte Bereich eines Gradienten häufig zu kurz ist, um ein unimodales Modell anwenden zu können, z.B. wenn nur der aufsteigende Teil einer unimodalen Verteilung erhoben wurde (vgl. RINK 2003: 13 f.).

### Indirekte und direkte Ordinationsverfahren

Es werden indirekte und direkte Ordinationsverfahren unterschieden. Bei der indirekten Ordination beruht die Anordnung der Arten und der Untersuchungsgebiete nur auf der Unähnlichkeit des Vorkommens oder der Abundanzen der Arten in den Untersuchungsgebieten. Die ‚frei‘ – d.h. ohne Berücksichtigung erklärender Variablen – ermittelten Achsen mit der höchsten Erklärung der Streuung der Punktwolke im Ordinationsraum werden

dann als relevante Habitatfaktoren interpretiert. Bei der direkten Ordination werden Habitatfaktoren als erklärende Variablen in die Analyse integriert. Die ermittelten Achsen korrespondieren dann mit der Richtung größter Variabilität, die durch die enthaltenen Variablen erklärt werden kann. Häufig wird bei ökologischen Fragestellungen eine Vielzahl von Variablen getestet, die auf wenige unkorrelierte Linearkombinationen – die Ordinationsachsen – reduziert werden. Als Maß für den Anteil erklärter Varianz entlang einer Achse werden Eigenvektoren bzw. Eigenwerte (engl. ‚*eigenvalues*‘) berechnet. Sie quantifizieren die Bedeutung der Achse und damit die Relevanz des beschriebenen Umweltgradienten. Die orthogonalen Eigenvektoren bilden neue voneinander unabhängige Variablen (RINK 2003: 60 ff.).

Typische Anwendungen in der Ökologie sind Darstellungen der Ähnlichkeit des Vorkommens von Arten in Untersuchungsgebieten oder der Beziehungen zwischen Arten und Habitatfaktoren in zweidimensionalen Ordinationsdiagrammen. Bei einer indirekten Ordination werden die Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung als Punkte angeordnet und die Arten werden im Fall von Präsenz/Absenz-Daten im Zentroid der Untersuchungsgebiete mit ihrem Vorkommen ebenfalls als Punktsymbole visualisiert. Bei Abundanz-Daten erfolgt eine Verschiebung der Platzierung in Richtung der/des Untersuchungsgebiete/s mit den größeren Vorkommen der Art. Bei einer direkten Ordination werden die erklärenden Variablen zusätzlich als Vektoren dargestellt. Die Platzierung einer Art in Richtung eines Vektors bedeutet, dass ihre Verbreitung mit zunehmenden Werten dieser Variablen korrespondiert (GAUCH 1982: 118 ff.). Es resultiert eine grafische Visualisierung der Ähnlichkeit der Verbreitung der Arten in den Untersuchungsgebieten und ihrer Korrespondenz mit den verwendeten erklärenden Variablen.

Aus der Möglichkeit direkte und indirekte Verfahren anzuwenden, die auf unimodalen oder linearen Antwortmodellen basieren können, ergibt sich die in Tab. 9 dargestellte Klassifikationsmatrix der jeweils anzuwendenden Ordinationsverfahren (LEPŠ & ŠMILAUER 2003: 37). Innerhalb der unimodalen Modelle stellt die Methode des ‚*weighted averaging*‘ das Basisverfahren dar. Dabei können sich bei der Projektion in das Ordinationsdiagramm unerwünschte Verzerrungen ergeben, die mit dem Detrending-Verfahren ausgeglichen werden können (RINK 2003: 78 ff.).

**Tab. 9:** Übersicht direkter und indirekter Ordinationsverfahren in Bezug auf das verwendete Antwortmodell.

Responsemodell	Ordinationsverfahren	
	indirekt	direkt
<b>linear</b>	Hauptkomponentenanalyse ( <i>principal component analysis PCA</i> )	Redundanzanalyse ( <i>redundancy analysis RDA</i> )
<b>unimodal (weighted averaging)</b>	Korrespondenzanalyse ( <i>correspondence analysis CA</i> )	Kanonische Korrespondenzanalyse ( <i>canonical correspondence analysis CCA</i> )
<b>unimodal (detrended)</b>	Korrespondenzanalyse mit Detrending ( <i>detrended correspondence analysis DCA</i> )	Kanonische Korrespondenzanalyse mit Detrending ( <i>detrended canonical correspondence analysis DCCA</i> )

In der vorliegenden Arbeit wurde das speziell für ökologischer Fragestellungen entwickelte Statistik-Programm für multivariate Analysen CANOCO® in der Version 4.5 verwendet (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002, LEPŠ & ŠMILAUER 2003). In diesem Programm werden Besonderheiten ökologischer Daten berücksichtigt, indem:

- die Wahlmöglichkeit zwischen der Annahme einer unimodalen oder linearen Gradienten-Art-Beziehung besteht
- die den Datenanordnungen zu Grunde liegenden Distanzmaße gemeinsame Absenzen von Arten in Untersuchungsgebieten (Null-Einträge) nicht berücksichtigen, da der ökologischen Interpretation gemeinsamer Nicht-Vorkommen in der Regeln weniger Bedeutung beigemessen wird als gemeinsamer Vorkommen („Doppel-Nullen-Problem“)
- zur Selektion signifikanter Variablen nicht Methoden die bestimmte Verteilungen in den Daten erfordern verwendet werden, sondern verteilungsunabhängige ‚Monte Carlo Verfahren‘ zur Anwendung kommen
- die Extraktion von maximal vier Ordinationsachsen zugelassen wird, da das hohe Maß an Datenrauschen ökologischer Daten zu weiteren Achsen führen kann, die hohe Eigenwerte besitzen, jedoch aufgrund der Stochastizität zufällig entstehen
- erklärende Variablen automatisch adäquat standardisiert werden, sodass Variablen unterschiedlicher Einheiten simultan analysiert werden können.

### **Variablenselektion**

Eine wesentlicher Schritt der Modellbildung anhand multivariater statistischer Verfahren ist die Auswahl einer möglichst geringen Anzahl relevanter Variablen zur Erklärung des Musters der beobachteten Objekte. Unnötige Komplexität des Modells wird vermieden indem nicht signifikant zur Modellverbesserung beitragende und (multi-)kollineare Variablen ausgeschlossen werden. Kollinearität besteht, wenn zwei Variablen miteinander korreliert sind; Multikollinearität tritt auf, wenn eine Variable aus einer Linearkombination weiterer in der Analyse berücksichtigter Variablen dargestellt werden kann. Mit zunehmendem Grad an Multikollinearität werden die Schätzungen der Regressionskoeffizienten unzuverlässiger (BACKHAUS et al. 2003: 88 ff.). Um dem entgegenzuwirken wird zunächst die Korrelationsmatrix der Variablen auf paarweise Abhängigkeiten geprüft. Zur Aufdeckung von Multikollinearität kann für jede Variable das multiple Bestimmtheitsmaß  $R_j^2$  gegenüber den übrigen Variablen berechnet werden. Ein Wert von eins bedeutet, dass sich die betrachtete Variable durch eine Linearkombination anderer Variablen erzeugen lässt und damit überflüssig ist. In CANOCO® wird der daraus abgeleitete „Variance Inflation Factor“ berechnet ( $VIF = 1/(1-R_j^2)$ ). Ein VIF größer 20 bedeutet eine fast perfekte Korrelation ( $R_j^2 = 0,95$ ), der Wert 0 bedeutet eine perfekte Korrelation. Umgekehrt steht ein VIF-Wert von eins für völlig unkorrelierte Variablen (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002: 121).

Zur Variablenauswahl ist in CANOCO® ein Verfahren der Vorwärtsselektion (FS, *forward selection*) implementiert. Diese Verfahren geht von einem Nullmodell ohne erklärende Variablen aus und integriert iterativ jeweils die Variable in das Modell, die den höchsten Beitrag zur weiteren Verbesserung der Erklärungsanteile des Modells liefert. Die Selektion endet, wenn entweder alle verfügbaren Variablen aufgenommen wurden oder ein vordefinierter Minimalwert für den Zuwachs von  $R_j^2$  erreicht wird oder ein voreingestellter Signifikanzwert einer Variable unterschritten wird. Diese schrittweise Modellbildung wirkt einer negativen Modellbeeinflussung durch Multikollinearitäten entgegen, da hoch korrelierte Variablen das Modell kaum noch verbessern können, wenn bereits eine der korrelierten Variablen - oder eine Linearkombination - aufgenommen wurde. Für jede Variable kann über ein Monte-Carlo-Verfahren getestet werden, ob ihr Beitrag zur Modellverbesserung signifikant oder zufällig ist. Die Signifikanz wird über den P-Wert ausgedrückt. Werte kleiner 0.05 bedeuten, dass eine Variable signifikant (auf dem 5%-Signifikanzniveau) zur Modellverbesserung beiträgt (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002: 101). Zudem wird die F-Statistik ausgegeben, die auch den Stichprobenumfang der Analyse berücksichtigt und damit eine Prüfgröße der Übertragbarkeit des Modells auf die Grundgesamtheit darstellt. Ein Wert von Null bedeutet, dass für die Grundgesamtheit die Nullhypothese angenommen werden muss, je größer die Werte desto unwahrscheinlicher ist es, dass die Nullhypothese zutrifft (BACKHAUS et al. 2003: 127).

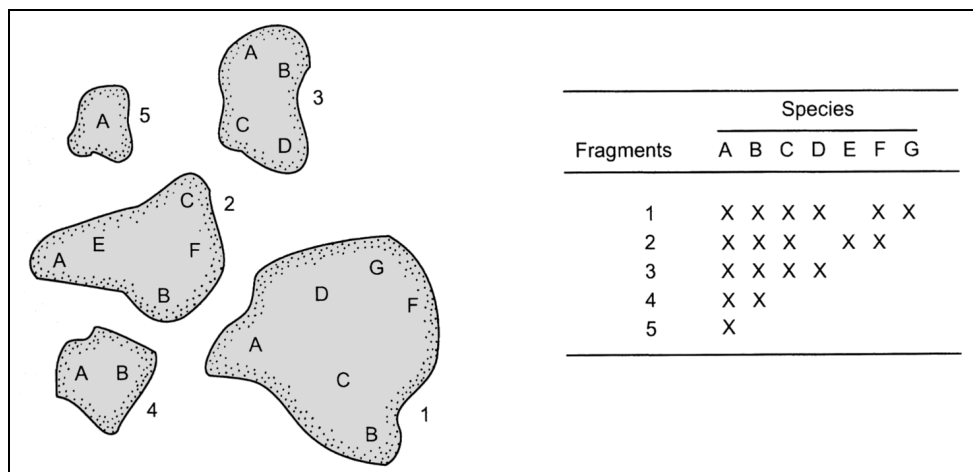
Neben der automatischen Variablenauswahl bietet CANOCO® eine halbautomatische Variante der Vorwärtsselektion. Neben den bedingten Effekten (*conditional* oder *partial effects*), die den zusätzlichen Beitrag zur Modellverbesserung, den eine neu aufgenommene Variable bewirkt, werden die Einzeleffekte (*marginal effects*) der Variablen berechnet. Damit wird der univariate, alleinige Erklärungsanteil jeder Variable an der Gesamtvarianz quantifiziert. Dies ermöglicht dem Anwender, neben der automatischen Variablenselektion, die in der Praxis gängige Auswahl von Variablen als Kombination von statistischen Signifikanzkriterien und inhaltlichen Abwägungen vorzunehmen.

### Analyse seltener Arten

Ein prinzipieller Zielkonflikt statistischer Auswertungen ökologischer Daten ergibt sich bei der Analyse seltener Arten. Diese können von großem Interesse für die Fragestellung der Auswertung sein, führen aber aufgrund des geringen Stichprobenumfangs häufig zu wenig zuverlässigen Ergebnissen. Objektive Kriterien zur Ableitung des minimalen Stichprobenumfangs existieren nicht (vgl. RINK 2003: 33). Zur Erstellung einer unimodalen Antwortkurve ist theoretisch eine minimale Anzahl von drei Stichproben erforderlich, wobei diese nicht als zuverlässig bezeichnet werden kann. Nach RINK (2003: 34) kann eine Aussage erst bei Auswertung von fünf bis zehn Vorkommen bei geringen Datenrauschen und klarer Beschreibung der Antwortkurve zugelassen werden. Dennoch werden in der vorliegenden Arbeit, ebenfalls in Anlehnung an RINK (2003), im Regelfall Arten mit drei Vorkommen oder mehr berücksichtigt und Arten mit geringem Vorkommen unter entsprechendem Vorbehalt diskutiert.

### 2.2.7 Analyse geschachtelter Artengemeinschaften (,nestedness')

Ein Ansatz zur Untersuchung von Artengemeinschaften mehrerer Untersuchungsgebiete mit dem Ziel Gesetzmäßigkeiten der Zusammensetzung der Arteninventare aufzuzeigen, ist die Analyse geschachtelter Artengemeinschaften (engl. ,*nestedness*' ) (PATTERSON & ATMAR 1986). Die Autoren formulieren am Beispiel der Untersuchung von Kleinsäugetern in Waldfragmenten im Süden der Rocky Mountains (USA) die ,*nested subset*-Hypothese'. Danach führt die Fragmentierung von Lebensräumen durch den Prozess des ,*faunal relaxation*' (vgl. Kap. 2.1.3.3.2) zu Artenverlusten, die in den verbleibenden Habitaten häufig ein nicht zufälliges Muster der Artenzusammensetzung erkennen lassen. Vielmehr zeigt sich in vielen Fällen ein regelhaftes Muster, in dem artenärmere Gemeinschaften eine vollständige Teilmenge (,*nested subset*' ) der artenreicheren Zönosen darstellen. Bei vollständiger Schachtelung dürfte in einer artenärmeren Gemeinschaft keine Art auftreten, die nicht auch in einem artenreicheren Habitat vorhanden wäre. In Abb. 19 sind schematisch Artengemeinschaften dargestellt, die ein hohes Maß an Schachtelung aufweisen. Sie wären dann vollständig geschachtelt, wenn die Art D auch in Habitat 2 und die Art E in Habitat 1 vorhanden wäre.



**Abb. 19:** Schematische Darstellung stark geschachtelter Artengemeinschaften. A-G stellen Arten dar, 1-5 Habitatfragmente. Die Präsenz-/Absenz-Tabelle ist als ,maximal gepackte Matrix' sortiert, Erläuterung s. Text (geringfügig verändert entnommen aus BENNETT 2003: 27).

Nach WRIGHT et al. (1998) können verschiedene Mechanismen zur Ausbildung geschachtelte Artengemeinschaften führen: (1) Das selektive Erlöschen von Arten in isolierten Habitatfragmenten eines ehemals zusammenhängenden Lebensraums mit ursprünglich einheitlichem Artenbestand, (2) die selektive Kolonisierung inselartiger Lebensräume von einer einheitlichen Besiedelungsquelle aus, (3) die selektive Toleranz eines Artenpools gegenüber eines beeinträchtigenden Umweltfaktors, (4) das Auftreten geschachtelter Habitate, d.h. dass bestimmte Kleinlebensräume - bzw. entsprechende Arten - in regelmäßiger Weise nur innerhalb bestimmter größerer Lebensräume auftreten und (5) der Effekt des ‚passive sampling‘. ‚Passive sampling‘ (CONNOR & MCCOY 1979) beschreibt den stochastischen Effekt, dass seltene Arten - unabhängig von ökologischen Einflussfaktoren - auf großen Untersuchungsflächen immer mit höherer Wahrscheinlichkeit angetroffen werden können, als auf kleineren Flächen. Die Mechanismen (1) - (4) stellen damit ökologische Prozesse dar, während letzterer ein rein stochastisches Prinzip darstellt.

Nach PATTERSON & ATMAR (2000: 10) werden Analysen geschachtelter Artengemeinschaften insbesondere im Zusammenhang mit der selektiven Extinktion und Kolonisierung eingesetzt. Im ersten Fall wird anhand der Schachtelungsanalysen häufig die Hypothese getestet, ob das Muster der Artenzusammensetzung mit der selektiven Extinktion zunächst derjenigen Arten mit den höchsten Ansprüchen an Habitatgröße - bzw. damit korrelierten Qualitäten wie bspw. Standort- oder Vegetationsdiversität - erklärt werden kann (vgl. GANZHORN & EISENBEIß 2001). Im zweiten Fall wird meist die Hypothese geprüft, ob Mobilitätsunterschiede bzw. das unterschiedliche Kolonisationsvermögen der Arten, das regelmäßige Muster der Arteninventare steuern

Für eine Formulierung der Hypothesen, wird die Präsenz-/Absenztabelle der Arten in den untersuchten Gebiete, zunächst in die in Abb. 19 dargestellte Form einer ‚maximal gepackten Matrix‘ (ATMAR & PATTERSON 1993: 37) gebracht. Dies geschieht, indem die Matrix sukzessive von links oben nach rechts unten aufgefüllt wird unter der Bedingung, dass möglichst wenig ‚Lücken‘ bzw. Absenzen im gefüllten Teil der Matrix (links oben) und möglichst wenig ‚Ausreißer‘ bzw. Präsenzen im nicht gefüllten Teil (rechts unten) auftreten. Die resultierende Anordnung der Präsenz-/Absenztabelle wird als Maß der Eignung der Gebiete als Lebensraum (in Abb. 19 in Zeilen von von oben nach unten abnehmend) und der Breite der ökologischen Nische der Arten (in Abb. 19 in Spalten von links nach rechts abnehmend) interpretiert.

ATMAR & PATTERSON (1993) haben hierfür und für die im Folgenden erläuterten Analyse-schritte mit dem ‚Nestness Temperature Calculator‘ eine spezielle Software entwickelt und als Freeware zur Verfügung gestellt ([www.aics-research.com/research/index.html](http://www.aics-research.com/research/index.html)). In diesem Programm wird das Maß der Schachtelung als ‚Temperatur‘ der Matrix in einem Wertebereich von 0-100° ausgedrückt. Je mehr Lücken bzw. Ausreißer eine ‚maximal gepackte Matrix‘ aufweist, desto höher ist ihre ‚Temperatur‘; eine vollständig zufällige Anordnung der Präsenzen ergibt eine ‚Temperatur‘ von 100°. Je perfekter die Anordnung dagegen die Bedingung einer vollständigen Schachtelung entspricht, desto geringer ist die ‚Temperatur‘; eine Matrix ohne jegliche Lücken oder Ausreißer weist eine ‚Temperatur‘ von 0° auf. Tritt in der ‚maximal gepackten Matrix‘ ein hohes Maß an Schachtelung auf, legt dies nach PATTERSON & ATMAR (2000: 15) die Vermutung nahe, dass ein dominierender Habitatfaktor die Zusammensetzung der Artengemeinschaften maßgeblich beeinflusst. In diesem Fall lassen sich nach PATTERSON & ATMAR (2000: 14 ff.) folgende Auswertungen anschließen:

**(1) Korrelation der Rangfolgen der Untersuchungsgebiete mit Habitatfaktoren**

Die Rangfolge der Untersuchungsgebiete in der ‚maximal gepackten Matrix‘ wird als Lebensraumeignung für die betrachteten Arten interpretiert. Bei starker Schachtelung wird angenommen, dass ein dominierender Habitatfaktor die Artenzusammensetzung steuert. Über Rangkorrelationen können Hypothesen aufgestellt werden, um welchen Schlüssel-Habitatfaktor es sich dabei handelt.

**(2) Analyse von ‚Ausreißern‘**

Das tendenziell von links oben nach rechts unten abnehmende Füllungsmuster einer ‚maximal gepackten Matrix‘ kann auffällige Ausreißer enthalten. In diesen Fällen liegt der Schluss nahe, dass die Verbreitung der betreffenden Art nicht durch den Habitatfaktor bestimmt wird, der vermutlich die überwiegende Mehrheit der Artenzusammensetzungen der Untersuchungsgebiete steuert. Weitere Möglichkeiten sind, dass in dem betreffenden Gebiet ein anderer Umweltfaktor die Wirkung der sonst dominanten Einflussgröße überlagert (z.B. Verlärmung bei Vögeln) oder dass sich Konkurrenzsituationen oder sonstige singuläre Phänomene wie Parasitenbefall bemerkbar machen.

**(3) ‚Populations most at risk‘**

Bei starker Schachtelung kann für jedes Untersuchungsgebiet eine Art bzw. Population identifiziert werden, die dort noch vorkommt aber in allen Gebieten geringerer Eignung fehlt. In der Tabelle in Abb. 19 ist dies die jeweils am rechten Rand der Gebiete 1-5 angeordnete Art. Diese wäre dann die nächstfolgende Art, von der - bei einer weiteren Verschlechterung des Gebiets hinsichtlich des dominierenden Habitatfaktors - ein Erlöschen der Population erwartet werden kann (vgl. PATTERSON & ATMAR 2000: 19).

**(4) Ableitung von Schutzprioritäten**

Die Präsenzen und Absenzen der Arten lassen sich anhand ihrer Einbettung in den Gesamtzusammenhang der Matrix als mehr oder weniger stabil eingemischt klassifizieren. Fehlt bspw. eine Art in einem Gebiet, obwohl die Gesamtsituation eine Präsenz nahe legen würde (‚Lücke‘ tief im gefüllten Teil der Matrix), wird das Gebiet als besonders geeignet für eine Wiederansiedlung der Art betrachtet. Stark unerwartete Vorkommen einer Art dagegen (weit im leeren Teil der Matrix gelegene Präsenz) werden als Reliktvorkommen interpretiert, für die aufwändige Schutzmaßnahmen kritisch zu prüfen sind.

PATTERSON & ATMAR (2000) weisen darauf hin, dass die erläuterten Analysen als explorative Auswertungen mit dem Ziel der Formulierung von Arbeitshypothesen zu verstehen sind. Die Prüfung der Hypothesen hat dann in Geländearbeit und mit Methoden wie schließender Statistik etc. zu erfolgen.

Schachtelungsanalysen wurden in der vorliegenden Arbeit für die Charakterarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen aus den Erhebungen von WAGNER (2002) unter Verwendung des ‚Nestedness Temperature Calculators‘ (ATMAR & PATTERSON 1993) durchgeführt. Ziel war die exemplarische Anwendung der aufgelisteten vier Analysemethoden. Nach der Prüfung, inwieweit überhaupt ein geschachteltes Muster der Artenzusammensetzungen vorliegt, wurde insbesondere analysiert, welchen Einfluss die beiden Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften erkennen lassen. Es folgt eine Diskussion der ‚Ausreißer‘ im Hinblick auf besondere Habitatansprüche dieser Arten und der ‚populations most at risk‘ vor dem Hintergrund ihrer allgemeinen Gefährdung in Baden-Württemberg sowie eine kurze Diskussion von Schutzprioritäten.

### **2.2.8 Validierung des Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ mit variablen Wanderungsdistanzen**

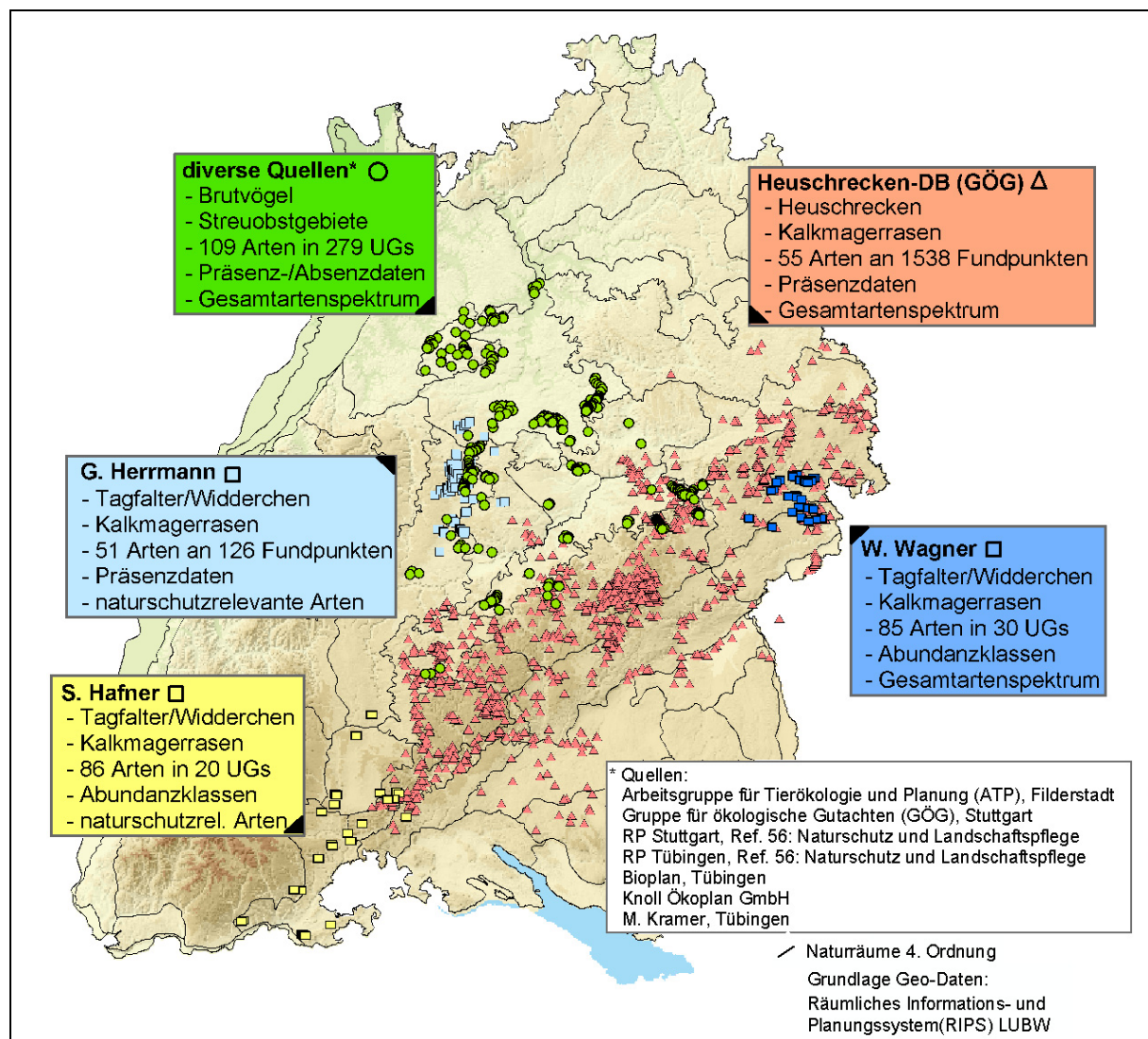
Ziel dieser Validierungsansätze war es zu testen, ob mit dem im Rahmen des Projekts neu entwickelten GIS-basierten Verfahren der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) tierökologisch bedeutsame Flächenkonfigurationen, im Sinne von Räumen in denen Metapopulationen ausgebildet sind, ermittelt werden können. Hierfür wurden in den Regionen, für die tierökologische Daten zu Tagfaltern und Widderchen sowie Heuschrecken zur Verfügung standen (vgl. Kap. 2.3), ausgehend von den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘, Verbundräume mit einer Reihe von Schwellenwerten der Wanderungsdistanz erzeugt. Für die von W. Wagner und S. Hafner bearbeiteten Regionen geschah dies durch eine Zerlegung der maximal verwendeten Wanderungsdistanz von 1400m in 25m Intervalle von 0 – 1000m und in 50m Intervalle von 1000 – 1400m. Dies führte zu 44 verschiedenen Verbundraumkulissen.

Für jeden Verbundraum wurden die Kennwerte Verbundraumgröße, Größe der Verbindungsfläche, Anzahl enthaltener Habitatpotenzialflächen und deren Flächensumme pro Verbundraum ermittelt (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Diese Werte wurden auf das bzw. die Untersuchungsgebiet(e) mit tierökologischen Erhebungen übertragen die innerhalb eines Verbundraumes gelegen sind. Dies ermöglichte Korrelationen der Anzahl Arten pro Untersuchungsgebiet mit den genannten Kennwerten über alle verwendeten Wanderungsdistanzen hinweg. Zudem wurden für ausgewählte Arten Abundanzwerte mit den Kennwerten der Verbundräume korreliert und über die verschiedenen Regionen bzw. Erhebungen hinweg miteinander verglichen. Da sowohl zwischen den Artenzahlen bzw. den Abundanzen und der Größe der Habitatpotenzialflächen Korrelationen auftreten können (Arten-Areal-Kurve), als auch zwischen der Verbundraumgröße und der Größe der Habitatpotenzialflächen, war das Auftreten von Scheinkorrelationen zwischen Artenzahlen/Abundanzen und Verbundraumgrößen – über die Größe der Habitatpotenzialflächen - auszuschließen. Daher wurden statistische Verfahren angewendet, die den Einfluss der Flächengröße der Habitatpotenzialflächen neutralisieren: die partielle Korrelation, die Residualanalyse und die Pfadanalyse.

Bei der partiellen Korrelation wird die für eine Scheinkorrelation verantwortliche ‚Störvariable‘ als ‚Kontrollvariable‘ definiert, wodurch die Korrelationsergebnisse um ihren Einfluss bereinigt werden (BÜHL & ZÖFEL 2005: 325 ff). Bei der Residualanalyse wird zunächst eine multiple Regression der abhängigen Variablen (hier der Artenzahlen bzw. Abundanzen) mit der ‚Störvariablen‘ (hier der Habitatpotenzialflächengröße) durchgeführt. Die Residuen dieser Auswertung – der nicht erklärte Rest – wird mit den eigentlich zu prüfenden erklärenden Variablen (hier der Verbundraum-Kennwerte) weiter analysiert (BAHRENBERG et al. 1992b: 52 ff). Als Ergebnis erhält man den Erklärungsgehalt, den die Verbundraum-Kennwerte über die Erklärung anhand der Habitatpotenzialflächen hinaus geben. Bei der Pfadanalyse wird der wechselseitige Einfluss der erklärenden Variablen durch bivariate Korrelationen ermittelt und sog. ‚Pfadkoeffizienten‘ berechnet. Diese stellen den alleinigen Erklärungsbeitrag jeder erklärenden Variablen zur abhängigen Variable dar ohne die indirekten Effekte, welche die anderen erklärenden Variablen auf sie ausüben (BAHRENBERG et al. 1992b: 63 ff.).

## 2.3 Tierökologische Datengrundlagen der Validierungen

Im Rahmen des Projekts war es nicht möglich eigene Artenerhebungen durchzuführen. Es wurden bestehende tierökologische Daten aus Erhebungen auf regionaler Ebene zusammengetragen, wobei bei der Auswahl auf Erfassungen des Gesamtartenbestands pro Artengruppe Wert gelegt wurde. Der Schwerpunkt der Validierungen erfolgte anhand flächen- bzw. punktgenauen Erhebungen der Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken bezogen auf den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ und flächenscharfen Angaben zu Brutvogelvorkommen hinsichtlich des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘. Lage und Kurzcharakteristik dieser Daten sind in Abb. 20 dargestellt. Die Daten der Wildbienen zur Analyse des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ standen in Messtischblatt-Quadranten zur Verfügung. Die Verbreitung der Grauummer im geographischen Minutenraster zur Validierung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ wurde der Originalversion der in HÖLZINGER (1997: 833) veröffentlichten Karte entnommen.



**Abb. 20:** Lage und Kurzcharakteristik der den Validierungen zu Grunde liegenden flächen- bzw. punktbezogenen tierökologischen Daten.



Es folgt eine Kurzcharakterisierung der verwendeten tierökologischen Daten. Weitere Informationen zu den Quellen bzw. den Erfassern gibt Anhang I, Anhang VI enthält Artenlisten pro Artengruppe.

- **Daten zur Avifauna der Streuobstgebiete aus diversen Quellen**  
Verwendet wurden Präsenz-/Absenzdaten zu Brutvogelvorkommen in insgesamt 279 Untersuchungsgebieten, die innerhalb von 46 Erhebungen ab dem Jahr 1988 erhoben worden waren. Anlässe der Erfassungen waren Umweltverträglichkeitsstudien, die Erstellung landschaftspflegerischer Begleit- und Grünordnungspläne sowie faunistische Untersuchungen im Rahmen von Flurneuordnungsverfahren und der Ausweisung von Naturschutzgebieten (Artenliste: Tab. A6-3 in Anhang VI).
- **Daten der Heuschrecken-Datenbank GÖG, P. Detzel**  
Die Heuschreckendatenbank der Gruppe für ökologische Gutachten (GÖG) stellt eine langjährige Sammlung von Heuschreckennachweisen verschiedener Bearbeiter aus verschiedenen Untersuchungsanlässen dar, die punktförmig vorliegen. Es handelt sich nicht um systematisch erhobene Daten. Aufgrund dieser Datenheterogenität wurden pro Fundpunkt nur Präsenzangaben – keine Abundanzschätzungen – ausgewertet und ein mehrmaliger Nachweis an einem Fundpunkt in verschiedenen Jahren zu einem Nachweis aggregiert. Zur Verfügung standen die Funde der Landkreise mit Anteil am ZAK-Bezugsraum „Schwäbische Alb“, die in unterschiedlichen Raumausschnitten ausgewertet wurden. Berücksichtigt wurden Funde ab 1985 mit Stand der Datenbank von 2004 (Artenliste: Tab. A6-2 in Anhang VI).
- **Daten zu Tagfaltern und Widderchen von W. Wagner (WAGNER 2002)**  
Die Erhebungen wurden in 30 Untersuchungsgebieten durchgeführt, die in 60 möglichst homogene Teilflächen aufgeteilt wurden. Die Untersuchungsgebiete wurden so ausgewählt, dass sie möglichst alle lokalen Ausprägungen von Kalkmagergrassandorten repräsentieren. Erfassungszeitraum waren insgesamt die Jahre 1998 bis 2001, wobei nicht alle Gebiete in allen Jahren untersucht wurden (vgl. WAGNER 2002: 8). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden in Abhängigkeit der Analysemethodik sowohl Präsenz-/Absenzdaten als auch die Schätzungen der Abundanzen in vier Größenklassen ausgewertet (Artenliste in Kombination mit Daten von G. Hermann und S. Hafner: Tab. A6-1 in Anhang VI).
- **Daten zu Tagfaltern und Widderchen von G. Hermann (unveröff.)**  
Es handelt sich um privat erhobene Fundpunkte naturschutzrelevanter Arten im Landkreis Böblingen (Fläche ca. 630 km<sup>2</sup>). Erfasst sind alle Arten der landesweiten Rote-Liste Kategorien 3 - 1, der Vorwarnliste sowie ausgewählte nicht gefährdete, aber regional rückläufige oder seltene Arten. Ziel der Erhebungen ist eine möglichst flächendeckende qualitative Dokumentation der Vorkommen (Art-Präsenzen innerhalb potenzieller Habitats). Quantitative Angaben zu den einzelnen Arten sind aus methodischen Gründen hingegen nicht miteinander vergleichbar und blieben deshalb unberücksichtigt. Ausgewertet wurden Funde ab 1990 mit Stand der Daten von 2003 (Artenliste in Kombination mit Daten von W. Wagner und S. Hafner: Tab. A6-1 in Anhang VI).
- **Daten zu Tagfaltern und Widderchen von S. Hafner (unveröff.)**  
Die Daten zu 20 Untersuchungsgebieten wurden mit wenigen Ausnahmen von S. Hafner selbst erhoben. Eine systematische Erhebung erfolgte ab dem Jahr 1992, wobei die Bearbeitungsintensität differiert, jedoch mindestens alle zwei Jahre jede Fläche untersucht wurde. In der vorliegenden Arbeit wurden in Abhängigkeit der Analysemethodik sowohl Präsenz-/Absenzdaten als auch über den Untersuchungszeitraum gemittelte Abundanzschätzungen in vier Größenklassen verwendet. Stand der Daten ist 2003 (Artenliste in Kombination mit Daten von W. Wagner und G. Hermann: Tab. A6-1 in Anhang VI).

- **Daten zu Wildbienen**

Die Verbreitungsdaten der Wildbienen stammen aus dem Wildbienen-Kataster des Entomologischen Vereins Stuttgart 1869 e.V. beim Staatlichen Museum für Naturkunde, Stuttgart. Es handelt sich um eine langjährige Sammlung von Nachweisen verschiedener Bearbeiter. Zur Verfügung standen Nachweise von neun Charakter- und Begleitarten für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ als Präsenz pro Messtischblatt-Quadrant mit Stand der Datenbank von 2003. Als Quellenangabe wird im Folgenden die Bezeichnung ‚Wildbienen-Kataster‘ verwendet (Artenliste: Tab. A6-4 in Anhang VI).

- **Verbreitungskarte der Grauammer**

Die Verbreitungskarte der Grauammer (*Miliaria calandra*) stammt aus HÖLZINGER (1997: 833) und stellt den Stand von 1995 dar. Es handelt sich um die Angabe von Brutnachweisen im geographischen Minutenraster. Zur exakten Bestimmung der Rasterzellen mit Nachweisen und die Übertragung in das GIS wurde die Originalkarte des Autors verwendet.

### **3 Ergebnisse der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und der Validierung ausgewählter Anspruchstypen**

Die Darstellung der Ergebnisse gliedert sich in zwei Abschnitte. In Kap. 3.1 werden zusammenfassend die Ergebnisse der im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ durchgeführten Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs vorgestellt. In Kap. 3.2 erfolgt die Darstellung der Ergebnisse der im Rahmen der Dissertation durchgeführten Validierungen ausgewählter Anspruchstypen.

#### **3.1 Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs**

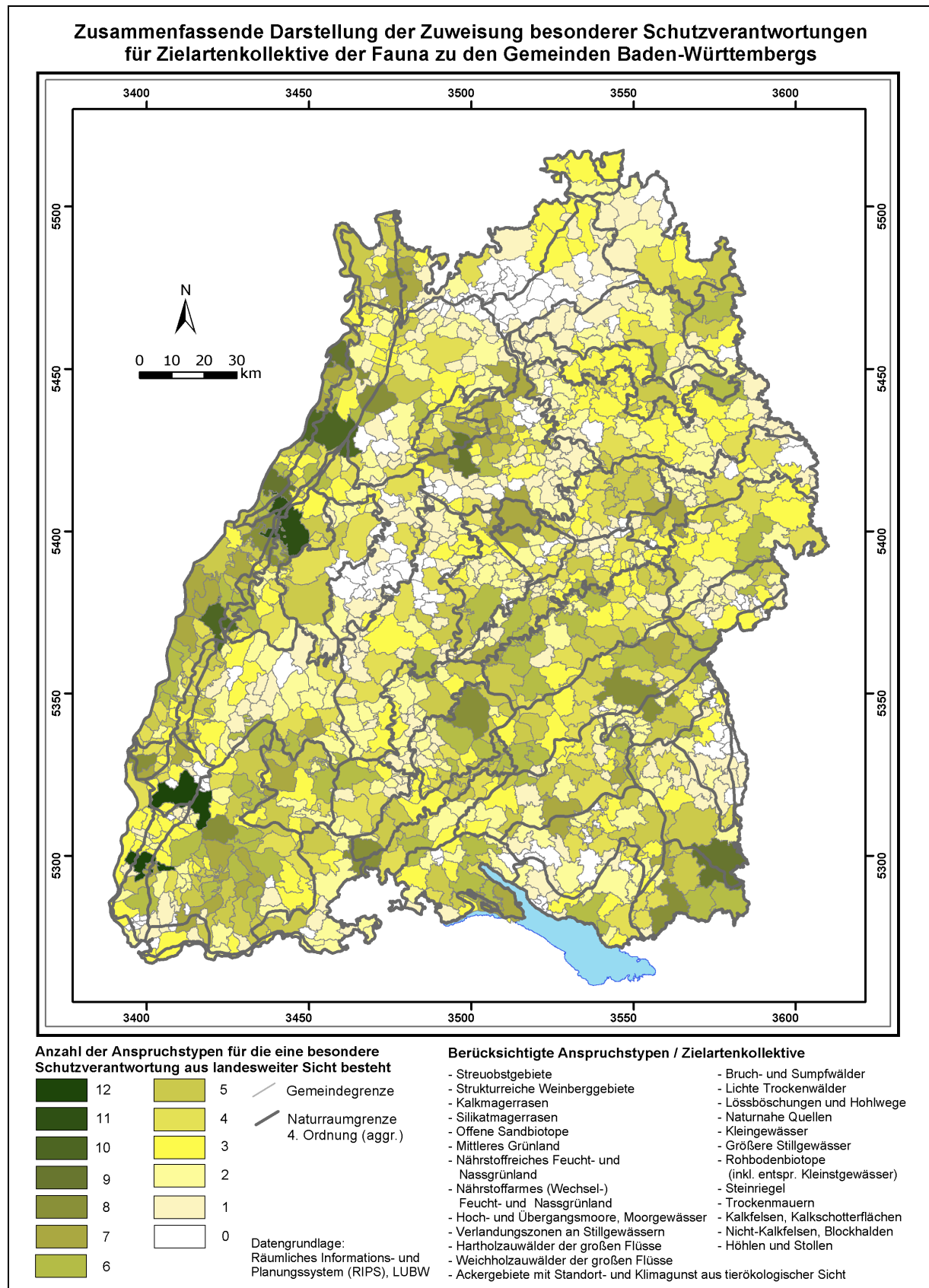
In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der im Projekt entwickelten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielartenkollektive der Fauna zu den Gemeinden Baden-Württembergs zusammenfassend dargestellt (vgl. Joob et al. 2006b) und die Anwendung dieser Informationen im Rahmen des „Informationssystem ZAK“ erläutert. Die kartographische Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Anspruchstypen erfolgt in Anhang IX. Die Selektionsregeln und verwendeten Datengrundlagen zur räumlichen Abbildung der Anspruchstypen enthält Anhang VIII.

##### **3.1.1 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen**

Abb. 21 zeigt pro Gemeinde summarisch die Anzahl an Anspruchstypen bzw. Zielartenkollektiven, für welche eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht besteht. Wie in Kap. 2.1.3.2 dargestellt, wurden insgesamt 25 Anspruchstypen bearbeitet. Häufungen von Gemeinden, die über relativ hohe Anzahlen an Schutzverantwortungen verfügen, treten insbesondere in folgenden Regionen Baden-Württembergs auf:

- Übergangsbereich des Schwarzwalds über die Vorbergzone bis in den Oberrheingraben
- Kernbereiche von Nord- und Südschwarzwald
- Hegau, insbesondere im Bereich des Bodanrück
- Hohe Schwabenalb und Mittlere Flächenalb
- Westallgäuer Hügelland und Riss-Aitrach-Platten
- Grenzlage Strom-/Heuchelberg und Neckarbecken
- Tauberland

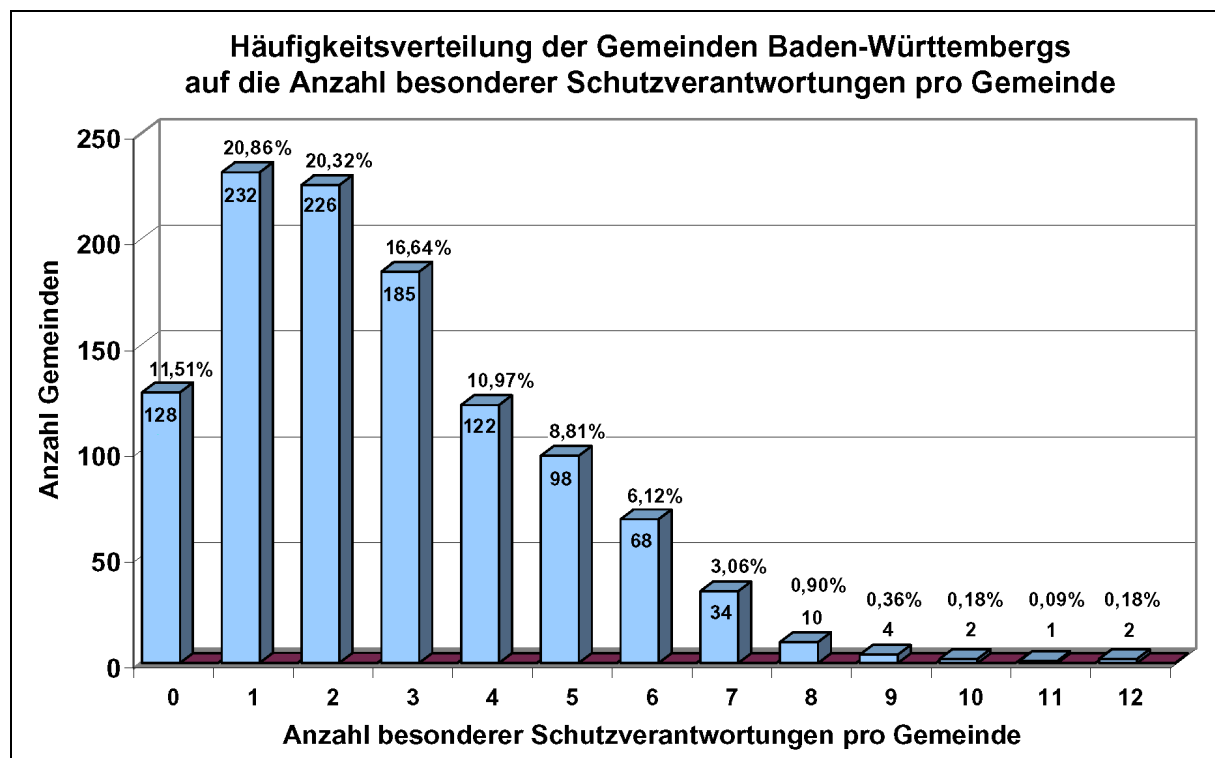
Die Betrachtung der Gemeinden mit Schutzverantwortungen für die meisten Anspruchstypen Freiburg im Breisgau, Müllheim (Kreis Breisgau-Hochschwarzwald (jew. 12 Anspruchstypen), Baden-Baden (11) sowie Karlsruhe und Offenburg (jew. 10) verdeutlicht zwei wesentliche Faktoren, welche die Anzahl von Schutzverantwortungen beeinflussen: Die Ausstattung mit einer hohen Vielfalt an Lebensräumen bezogen auf die analysierten Lebensraum- bzw. Anspruchstypen (vgl. Tab. 3 in Kap. 2.1.3.2) und die Größe der Gemeinde. Beide Faktoren sind nicht unabhängig voneinander, da in einer größeren Gemeinde mit höherer Wahrscheinlichkeit mehr Lebensraumtypen vertreten sein können als in einer kleineren. Beide Faktoren werden im Folgenden näher analysiert.



**Abb. 21:** Anzahl der Anspruchstypen bzw. Zielartenkollektive, für welche die Gemeinden Baden-Württembergs eine besondere Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht aufweisen. Zur Benennung der Naturräume 4. Ordnung s. Abb. A2-1 in Anhang II.

Die Vielfalt an Lebensräumen einer Gemeinde kann im Rahmen einer landesweiten Betrachtung, mit der Anzahl an Naturräumen 4. Ordnung (vgl. Anhang II), an denen die Gemeinde Anteil hat, in Zusammenhang gebracht werden. Die Betrachtung der genannten Gemeinden mit den meisten Schutzverantwortungen zeigt, dass sie die naturräumliche Situation des Übergangs des Oberrheingrabens über die Vorbergzone in den Schwarzwald und eine überdurchschnittliche Größe gemeinsam haben (Karlsruhe: 17340,08 ha; Freiburg: 15301,95 ha; Baden-Baden: 14009,55 ha, Offenburg: 7835,07 ha, Müllheim: 4807,03 ha – Mittelwert / Median aller Gemeinden Baden-Württembergs: 3219,13 ha / 2321,40 ha). Zudem ist mit Ausnahme der Gemeinde Offenburg eine größere Ost-West- als Nord-Süd-Erstreckung festzustellen. Da die Naturraumgrenzen in der betrachteten Region in ausgeprägter Weise meridional verlaufen, verstärkt diese Ausdehnung den Effekt der überdurchschnittlichen Gemeindegröße. Daher haben die Gemeinden an vergleichsweise vielen Naturräumen 4. Ordnung Anteil: Die Gemeinde Müllheim hat an drei, Freiburg und Offenburg haben an vier, Karlsruhe an fünf und Baden-Baden hat als einzige Gemeinde in Baden-Württemberg Anteil an sechs Naturräumen (vgl. Tab. 11). Damit zeigt sich, dass die ‚Spitzengruppe‘ der Gemeinden mit der höchsten Anzahl an besonderen Schutzverantwortungen, mit einer sehr hohen naturräumliche Vielfalt – auf Ebene der Naturräume 4. Ordnung - korrespondiert. Dies unterstreicht die Plausibilität der höchsten Anzahl an Schutzverantwortungen in diesen Gemeinden.

Abb. 22 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Gemeinden Baden-Württembergs auf die Anzahl von Schutzverantwortungen pro Gemeinde.



**Abb. 22:** Histogramm der Verteilung der Gemeinden Baden-Württembergs auf die Anzahl besonderer Schutzverantwortungen pro Gemeinde. Angegeben ist die Anzahl der Gemeinden und der Anteil an allen Gemeinden Baden-Württembergs (inkl. Gutsbezirk Münsingen und ‚gemeindefreier Besitz‘ Rhinau, vgl. Kap. 1.1).

Der überwiegende Teil der Gemeinden verfügt über Schutzverantwortungen für einige wenige Anspruchstypen. Nur eine sehr geringe ‚exklusive‘ Anzahl von Gemeinden weist – wie besprochen - besondere Schutzverantwortungen für eine vergleichsweise hohe Anzahl an Anspruchstypen auf. Etwa 11% der Gemeinden verfügen über keine besondere Schutzverantwortung. Der Übergang von der ‚Spitzengruppe‘ zum ‚Bauch‘ der Verteilung erfolgt kontinuierlich. Es treten keine unplausible Werte, Ausreißer oder Sprünge auf. Die Verteilung legt den Schluss nahe, dass der Großteil der Gemeinden in einem relativ ho-

mogenen naturräumlichen Kontext – im Hinblick auf die 25 bearbeiteten Lebensraumtypen – gelegen ist. Nur ein kleiner Teil der Gemeinden verfügt über Anteile an sehr unterschiedlichen naturräumlichen Voraussetzungen, die zu einer entsprechenden Vielfalt an Anspruchstypen führen.

Dies unterstreicht die in Tab. 10 dargestellte Häufigkeitsverteilung der Gemeinden auf die Anzahl von Naturräumen 4. Ordnung an denen sie Anteil haben. Es zeigt sich eine ähnliche Verteilung wie bei der Anzahl Anspruchstypen mit besonderer Schutzverantwortung. Die weitaus größte Anzahl der Gemeinden hat Anteil an vergleichsweise wenigen Naturräumen und nur eine sehr kleine Gruppe weist Anteile an vier oder mehr Naturräumen auf. Die Gemeinde mit Anteil an sechs Naturräumen ist Baden-Baden, die auch bei der Anzahl von Schutzverantwortungen zur Spitzengruppe zählt. Die weiteren Gemeinden der Spitzengruppe Karlsruhe bzw. Freiburg im Breisgau und Offenburg sowie Müllheim haben Anteil an fünf bzw. vier sowie drei Naturräumen 4. Ordnung.

**Tab. 10:** Häufigkeitsverteilung der Gemeinden Baden-Württembergs bezogen auf die Anzahl Naturräume 4. Ordnung an denen sie Anteil haben.

Anzahl Naturräume 4. Ordnung* an denen eine Gemeinde Anteil hat	1	2	3	4	5	6
Anzahl Gemeinden	435	500	141	31	4	1
Anteil an allen Gemeinden Baden-Württembergs** (1112)	39,12%	44,96%	12,68%	2,79%	0,36%	0,09%

\* bezieht sich auf die im Projekt „Informationssystem ZAK“ verwendete Version (vgl. Anhang 2)

\*\* inkl. Gutsbezirk Münsingen und ‚gemeindefreier Besitz‘ Rhinau (vgl. Kap. 1.1)

Die entwickelte Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen resultiert bei der summarischen Betrachtung pro Gemeinde in einer kleinen ‚exklusiven‘ Gruppe von Gemeinden mit den höchsten erreichten Anzahlen an Schutzverantwortungen und einer Zuweisung von geringen Anzahlen an Schutzverantwortungen für den Großteil der Gemeinden. Betrachtet man diese Verteilung im Sinne einer gemeindebezogenen Wertzuweisung, die so nicht bewusst durchgeführt wurde sondern das Ergebnis der in Kap. 2.1.3 vorgestellten methodischen Schritte darstellt, ergibt sich ein insgesamt plausibles Bild. In Annäherung einer rechtsschiefen Normalverteilung treten – wie in Bewertungen allgemein üblich – geringe Wertigkeiten häufig und hohe Wertigkeiten in geringem Umfang auf.

Die Betrachtung des rechten Teils der Häufigkeitsverteilung ergibt in Annäherung einen exponentiellen Kurvenverlauf von den sehr wenigen Gemeinden mit den höchsten Anzahlen an Schutzverantwortungen zu sehr vielen mit geringen Anzahlen. Interpretiert man die Anzahl Schutzverantwortungen als naturschutzfachliche Wertigkeit der gemeindebezogenen Vielfalt der Ausstattung an besonderen Habitatpotenzialen, ergibt die Verteilung eine interessante Parallele zum Konzept der „Zustands-Wertigkeits-Relation (ZWR)“ nach PLACHTER (1992, 1994) (s.a. HEIDT & PLACHTER 1996).

PLACHTER (1992: 32 ff.) bezeichnet mit Zustands-Wertigkeits-Relationen Regeln zur Umsetzung von Zuständen wertgebender naturschutzfachlicher Kriterien wie Gefährdung, Seltenheit oder Flächengröße von Biotoptypen in numerische Skalen. Ziel ist es, durch die Bilanzierung der Bewertungen über verschiedene Kriterien hinweg eine konsistente, nachvollziehbare naturschutzfachliche Bewertung abzuleiten („synoptischer Naturschwert W“, HEIDT & PLACHTER 1996: 211). Hierzu stellt PLACHTER (1992: 33) fest, dass in der gängigen naturschutzfachlichen Bewertungspraxis lineare Zuweisungen von bestimmten Zuständen naturschutzfachlicher Kriterien zu Wertigkeiten durchgeführt werden. Er kritisiert dies mit der Begründung, dass diese Umsetzung in vielen Fällen nicht den Verhältnissen der Natur gerecht wird. PLACHTER (1992: 33) führt aus: „Die Nicht-Linearität von Ursache und Wirkung ist geradezu ein Charakteristikum natürlicher Systeme“. PLACHTER (1992: 96) weiter: „Die Verteilung der Ausprägung bestimmter Parameter in der Natur folgt viel häufiger exponentiellen, logarithmischen, sigmoiden oder komplexeren Funktionen.“ HEIDT & PLACHTER (1996) wenden exemplarisch für die Bewertung einer Straßenbaumaßnahme Zustands-Wertigkeits-Relationen für die Kriterien Seltenheit, Gefährdung, Natur-

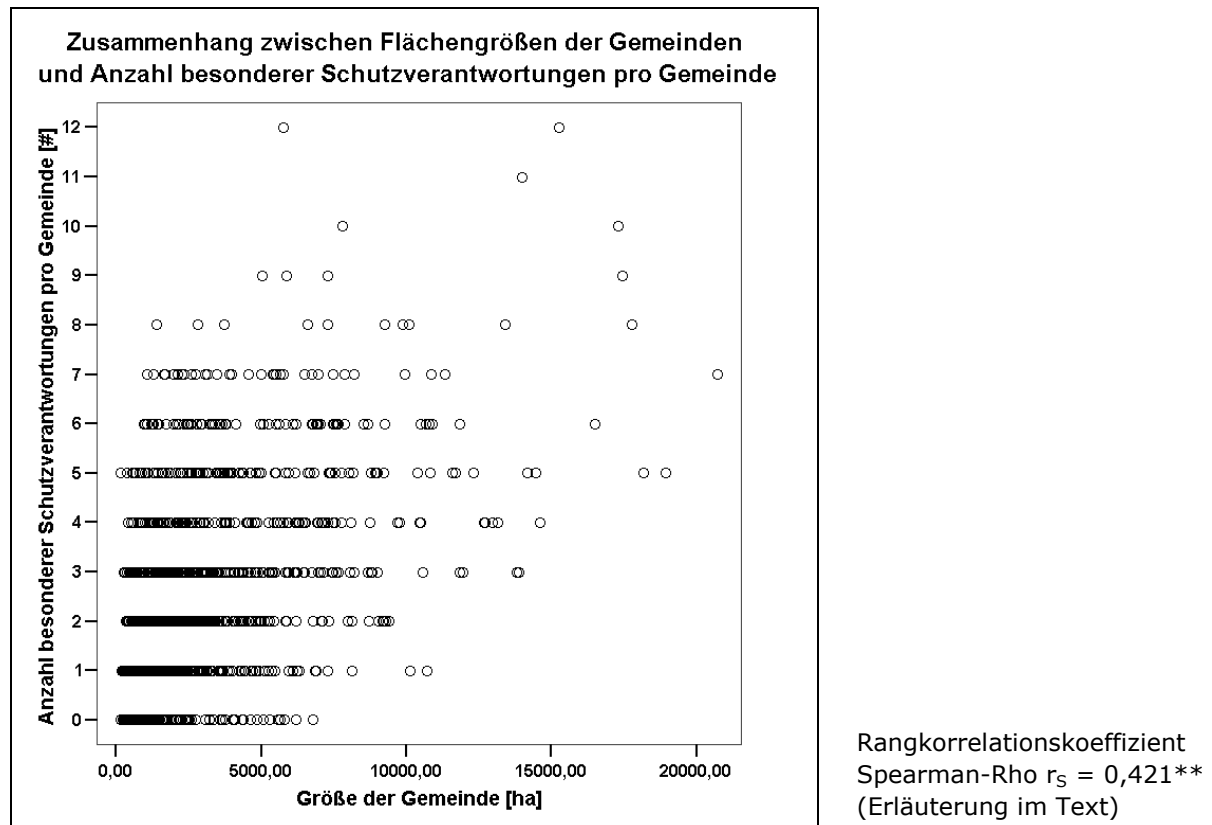
lichkeit, Wiederherstellbarkeit, Flächengröße und Totholzanteil an. Dabei wird nur das Kriterium Totholzanteil mit der Begründung von fehlenden Differenzierungen der quantitativen Bedeutung linear umgesetzt. Das Kriterium Flächengröße wird über eine logarithmische Skala in Wertigkeiten überführt, alle weiteren Kriterien über exponentielle Zuweisungen. Als Begründung nennen die Autoren für das Kriterium Seltenheit, dass unterstellt werden kann, dass wenige Ökosystemtypen in großer Flächenausdehnung, eine zunehmende Zahl in mittlerer und eine sehr große Zahl in geringer bis sehr geringer Größenordnung bestehen. Für das Kriterium Gefährdung wird als Grund genannt, dass „...grundsätzlich angenommen werden [kann], dass der Wert eines gefährdeten Natur-elementes nicht linear, sondern exponentiell mit seinem Rangplatz auf einer Roten Liste steigt“ HEIDT & PLACHTER (1996: 219). Die Bewertung des Kriteriums Natürlichkeit wurde exponentiell skaliert, da ...“es sicherlich akzeptabel ist, dass naturnahe Biotope eine deutlich höhere Wertigkeit besitzen als naturferne oder künstliche...“ HEIDT & PLACHTER (1996: 219 ff.). Für das Kriterium Wiederherstellbarkeit wird keine Begründung gegeben; für das Kriterium Flächengröße wird im Hinblick auf die Arten-Areal-Beziehung eine logarithmische Skalierung angewendet.

Diese Ausführungen unterstützen die Plausibilität der Häufigkeitsverteilung der Anzahl der Gemeinden auf die Anzahl von Schutzverantwortungen pro Gemeinde, die sich durch die entwickelte Methodik der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen ergeben hat - und nicht in dieser Form bewusst angestrebt wurde. Die annähernd exponentielle Verteilung von sehr wenigen Gemeinden mit vergleichsweise vielen Schutzverantwortungen und vielen Gemeinden mit wenig Schutzverantwortungen wird - auch im Hinblick auf in der Natur vorkommende charakteristische Verteilungen von Umweltfaktoren - in der Skalierung naturschutzfachlicher Bewertungen angewendet bzw. gefordert.

### **Einfluss der Gemeindegröße**

Abb. 23 zeigt den Zusammenhang zwischen der Gemeindegröße und der Anzahl der Anspruchstypen für die in den Gemeinden eine besondere Schutzverantwortungen besteht. Die Korrelation ist als gering zu bezeichnen (Spearman-Rho  $r_s = 0,421^{**}$ ) (BÜHL & ZÖFEL 2005: 249). Die schwache Besetzung des Diagrammfelder oben links und unten rechts zeigen, dass es keine kleinen Gemeinden mit vergleichsweise vielen Schutzverantwortungen und umgekehrt keine großen Gemeinden mit vergleichsweise wenig Schutzverantwortungen gibt. Insgesamt ist somit ein Einfluss der Gemeindegröße auf die Anzahl von Schutzverantwortungen aber keine direkte Abhängigkeit erkennbar.

Die Gemeinde Wembach im Hochschwarzwald weist bspw. als sehr kleine Gemeinde (ca. 180 ha) besondere Schutzverantwortungen für die vergleichsweise hohe Anzahl von fünf Anspruchstypen auf: ‚Nährstoffreiches Feuchtgrünland‘, ‚Naturnahe Quellen‘, ‚Größere Stillgewässer‘, ‚Nicht-Kalkfelsen/Blockhalden‘ und ‚Mittleres Grünland‘. Diese Auswahl an Anspruchstypen entspricht in hohem Maße der charakteristischen naturräumlichen Ausstattung des Naturraums ‚Hochschwarzwald‘ (HEINL et al. 1999) bezogen auf das Offenland. Wie in Kap. 2.1.3.2 dargestellt, konnten Anspruchstypen des Waldes nur in sehr eingeschränktem Umfang bearbeitet werden. Es ist zudem anzumerken, dass sich die Gemeinde auf drei räumlich unzusammenhängende Gebiete mit bis ca. 1 km Abstand verteilt, was ihre Wahrscheinlichkeit an mehreren Anspruchstypen Anteil zu haben geringfügig erhöht. Dennoch zeigt dieses Beispiel, dass die Anzahl von Schutzverantwortungen pro Gemeinde vorrangig aufgrund der naturräumliche Ausstattung und nicht als Artefakt der Gemeindegröße auftritt.



**Abb. 23:** Streudiagramm des Zusammenhangs zwischen Flächengröße der Gemeinden und der Anzahl besonderer Schutzverantwortungen pro Gemeinde.

Ein gewisses Maß an Beeinflussung der Anzahl besonderer Schutzverantwortungen durch die Gemeindegröße ist plausibel, da in größeren Gemeinden eine prinzipiell höhere Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Habitatpotenzialflächen, auch mehrerer Anspruchstypen, und damit auch an entsprechenden Vorranggebieten besteht. Wie in Kap. 2.1.3.4.3 erläutert, wurde jedoch bewusst eine Minimierung des Einflusses der Gemeindegröße angestrebt, indem die Auswahl von Vorranggebieten ohne Bezug auf die Gemeindegeometrie durchgeführt wurde. Die Selektion erfolgte direkt aus den landesweiten Kulissen der Habitatpotenzialflächen durch die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘. Die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen erfolgte dann zu denjenigen Gemeinden, in denen die Vorranggebiete liegen bzw. die Anteil daran haben. Dies ermöglichte eine möglichst plausible und nachvollziehbare Umsetzung der naturräumlichen Situation in die gemeindebezogene Bewertung.

Anfänglich getestete Methoden der Erhebung gemeindebezogener Kennwerte - wie etwa die Anspruchstypfläche pro Gemeinde oder der Anteil dieser Fläche an der landesweiten Gesamtfläche eines Anspruchstyps - hatten eine starke Dominanz der Gemeindegröße erkennen lassen. Dies hätte dazu geführt, dass aus ökologischer Sicht vergleichbare Situationen, allein aufgrund der Lage in sehr unterschiedlich großen Gemeinden, in heterogene Ergebnisse bei der Schutzverantwortungszuweisung umgesetzt worden wären. In diesem Fall hätte nicht primär die naturräumliche Ausstattung die Zuweisung von Schutzverantwortungen gesteuert, sondern die Größenverhältnisse der administrativen Einheiten. Eine Bewertung anhand der Summe der Anspruchstypfläche pro Gemeinde bspw. hätte zu einer Tendenz der Entlassung kleiner Gemeinden aus der Verantwortung geführt und diese den großen Gemeinden zugeschoben. Naturschutzfachlich vergleichbare Situationen in der Landschaft wären bei Lage in kleinen Gemeinden systematisch unter- und in größeren Gemeinden übergewichtet worden. Damit wäre die Aufgabenstellung einer naturschutzfachlich möglichst plausiblen und administrativ ‚gerechten‘ Umsetzung von Vorranggebieten in die Gemeinden Baden-Württembergs verfehlt worden. Bei der verwendeten Vorgehensweise ist jedoch keine Dominanz sondern nur ein nachvollziehbarer, geringer Einfluss der Gemeindegröße auf das Ergebnis der Schutzverantwortungszu-



weisung erkennbar. In Kap. 2.1.3.4.3 wird die Problematik des Einflusses der Größe der bewerteten Raumeinheiten auf das Bewertungsergebnis, am Beispiel des schweizerischen Ansatzes der Verantwortlichkeitsbewertung für einzelne Arten aus Sicht Europas, ausführlich dargestellt. Ein weiterer Vorteil des entwickelten Ansatzes ist die aus naturschutzfachlicher Sicht plausible Berücksichtigung von Habitatpotenzialflächen, die auf zwei oder mehr Gemeinden verteilt liegen. Eine Summierung der Habitatfläche pro Gemeinde hätte entweder zu einer Berücksichtigung nur desjenigen Teils der Potenzialfläche innerhalb der jeweiligen Gemeinde geführt, oder eine unplausible mehrfache Berücksichtigung der gesamten Potenzialfläche für jede der betroffenen Gemeinden erforderlich gemacht. Im entwickelten Ansatz wird diese Situation der ‚administrativ zerschnittenen‘ Flächen durch die Zuweisung einer Schutzverantwortung zu allen Gemeinden mit Anteil an dieser Fläche gelöst. Vor dem Hintergrund der Aufgabenstellung des Ansatzes, der Umsetzung tierökologisch herausragender Biotopausstattungen in eine planungsbezogene Bewertung von Gemeinden, ist diese Lösung als die plausiblere zu betrachten. Die Reduzierung der zur Bewertung herangezogenen Flächengröße eines Habitats allein aufgrund der Zugehörigkeit zu unterschiedlichen administrativen Einheiten ist aus ökologischer Sicht betrachtet nicht sinnvoll. Politische Zuständigkeiten beeinflussen zunächst nicht die Eignung von Habitaten (möglicherweise aber ihre zukünftige Entwicklung über unterschiedliche Naturschutzstrategien, vgl. MADER 1990: 9). Zudem war es bewusst angestrebt auch Gemeinden, die nur einen Anteil an einem Vorranggebiet haben, eine besondere Schutzverantwortung zuzuweisen, da Flächeninanspruchnahme, Nutzungswandel etc. häufig nicht die komplette Zerstörung eines Lebensraums bewirken. Vielmehr ist in vielen Fällen eine randlich vordringende allmähliche Beeinträchtigung von Habitatqualitäten zu beobachten (vgl. GÜNTHER et al. 2005: 422 f.). Dies gilt insbesondere für vergleichsweise große Habitate.

Es kann zusammengefasst werden, dass die Umsetzung der naturräumlichen Situation in die Gemeinden aus ökologischer Sicht plausibel erfolgt. Die Gemeindegröße hat keinen Einfluss darauf, ob einer Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung für einen Anspruchstyp zugewiesen wird – und nur einen geringen Einfluss auf die Summe der Schutzverantwortungen pro Gemeinde. Die Vorranggebiete der Anspruchstypen führen *in jedem Fall* zu einer besonderen Schutzverantwortung *aller* Gemeinden, die über einer Erheblichkeitsschwelle Anteil daran haben. Eine ‚administrative Zerschneidung‘ von Habitatpotenzialflächen oder Verbundräumen bewirkt keine veränderte Berücksichtigung bei der Auswahl von Vorranggebieten. Die entwickelte Methodik führt damit zu einer nachvollziehbaren und ‚gerechten‘ Bewertung der Gemeinden, da eine ökologisch vergleichbare Situation in der Landschaft immer zur selben gemeindebezogenen (Nicht-)Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen führt.

### **3.1.2 Anwendung der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ im „Informationssystem ZAK“**

Informationen zur besonderen Schutzverantwortung einer Gemeinde stehen dem Anwender an verschiedenen Stellen des „Informationssystems Zielartenkonzept“ zur Verfügung. Nach Auswahl einer Gemeinde erscheint eine Liste der Anspruchstypen, für die der Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen wurde. Eine Karte vermittelt für jeden Anspruchstyp einen landesweiten Überblick der Habitatpotenzialflächen und der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung. Im ‚Kartenservice‘ des Informationssystems – einem webbasierten Kartenviewer – können die Habitatpotenzialflächen vor topographischen Kartenhintergründen eingeblendet und danach abgefragt werden, ob es sich um Vorranggebiete handelt. Zudem können weitere naturschutzfachlich relevante Gebiete wie Naturschutzgebiete, Natura2000-Gebiete etc. überlagert werden. Im Programmbereich der Maßnahmenabfrage des Informationssystems werden Hinweise gegeben, welche Biotopschutz- und -entwicklungsmaßnahmen für die Förderung der Anspruchstypen, für die eine besondere Schutzverantwortung in der gewählten Gemeinde besteht, besonders geeignet sind (vgl. GEIBLER-STROBEL et al. 2006a).

Die Zuweisung einer besonderen Schutzverantwortung bedeutet, dass die Gemeinde noch Anteil an Habitatpotenzialflächen hat, die aufgrund ihrer besonderen Flächengröße und/oder Lage im räumlichen Verbund besondere Entwicklungspotenziale für das jeweili-

ge Zielartenkollektiv in Baden-Württemberg erwarten lassen. Sie ist nicht gleichbedeutend mit dem Nachweis entsprechender Zielartenvorkommen in der Gemeinde, sondern begründet deren erhöhten Prüfbedarf und im Falle des Nachweises die vorrangige Flächensicherung und Entwicklung der Zielarten. Die Informationen dienen der Verdeutlichung von Schutzprioritäten aus übergeordneter Sicht auf kommunaler Ebene. Sie leisten einen Beitrag zur Identifizierung der ‚Eigenart‘ der Gemeinden und sollen für die Zielbestimmung von Naturschutzstrategien und zur Leitbildentwicklung auf Ebene der Gemeinden herangezogen werden.

Die Handlungshinweise zur Einbindung der Informationen zu besonderen Schutzverantwortungen in die kommunale Planungspraxis können wie folgt zusammengefasst werden:

- stärkere Ausrichtung kommunaler Schutz- und Entwicklungskonzepte am regionalen/überregionalen naturräumlichen Zusammenhang der Gemeinde basierend auf den Anspruchstypen, für die eine besondere Schutzverantwortung besteht
- erhöhter Prüfbedarf für Zielarten der Anspruchstypen für die eine besondere Schutzverantwortung besteht
- erhöhter tierökologischer Prüfbedarf für die Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen mit besonderer Schutzverantwortung
- im räumlichen Kontext der Potenzialflächen sind ggf. weitere relevante Lebensräume zu erwarten, die nicht über die Biotopkartierungen erfasst wurden oder es sind Habitatpotenziale mit abgebildet, die im aktuellen Pflegezustand keine Besiedlung erlauben. Die Lokalisierung, Bewertung und Weiterentwicklung entsprechender Habitatpotenziale und der Zielartenvorkommen soll einen Schwerpunkt bei der Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte bilden
- Verwendung der besonderen Schutzverantwortung als zusätzliches Argument bei der Flächensicherung und Entwicklung von Zielarten
- besondere Berücksichtigung der entsprechend gekennzeichneten Maßnahmen, die Anspruchstypen in hohem Maße fördern, für die eine besondere Schutzverantwortung besteht.

Weitergehende Planungshilfen werden ggf. künftig im Zusammenhang mit weiteren Projekten erarbeitet<sup>6</sup>. Bei der Integration der Informationen zur besonderen Schutzverantwortung in ein kommunales Zielarten- und Maßnahmenkonzept sind folgende Einschränkungen zu beachten:

- für den Anspruchstyp ‚Lichtwaldarten‘ standen die für eine landesweite Abbildung der Habitatpotenziale notwendigen GIS-Daten wie z.B. ausgewählte Informationen der Forsteinrichtung nicht zur Verfügung, daher konnte keine Bearbeitung erfolgen.
- die Anspruchstypen ‚Mittleres Grünland‘ und ‚Ackergebiete mit besonderer Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ sind vorrangig als Hinweise auf Flächen (Suchräume) mit möglichen Entwicklungspotenzialen und nicht als bestehende Habitatpotenzialflächen zu verstehen. Damit unterscheiden sie sich von den anderen Anspruchstypen, die - v.a. durch die hier mögliche Auswertung der §32-Biotop – als vorhandene Habitatpotenzialflächen betrachtet werden können. Eine ggf. zugewiesene Schutzverantwortung erfordert die prioritäre Prüfung und Förderung dieser Entwicklungspotenziale
- die vegetationskundliche Ausrichtung der ausgewerteten Biotopkartierung ermöglicht teilweise nur eine eingeschränkte Abbildung tierökologisch relevanter Besiedlungskriterien

Eine ausführliche Diskussion des Ansatzes aus methodischer, naturschutzfachlicher und planungsorientierter Sicht enthält Kap. 4.

---

<sup>6</sup> Die den Auswertungen zur besonderen Schutzverantwortung zugrunde liegende §32 Daten stand erst am Ende des Projekts in abschließender Form z. Vfg. Die Einbeziehung der Informationsebene in die im Rahmen des Projekts durchgeführten Praxistests aus planerischer Sicht konnte deshalb nur ansatzweise erfolgen.

### **3.1.3 Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ aus Sicht der Planung**

Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg (RECK et al. 1996) wurde als Fachbeitrag des Arten und Biotopschutzes für die Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg (HEINL et al. 1999) erstellt. Es formuliert für 15 naturräumliche Einheiten Baden-Württembergs regionalisierte Rahmenziele zur Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen Tier- und Pflanzenpopulationen heimischer Arten entsprechend ihrer naturräumlichen Verbreitung. Wesentliche Inhalte des Zielartenkonzepts, wie die Verbreitung der Zielarten ausgewählter Artengruppen, wurden im Rahmen des Projekts „Informationssystem Zielartenkonzept“ aktualisiert und räumlich konkretisiert (vgl. Kap. 1.3.3). Darüber hinaus wurde mit der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielartenkollektive der Fauna aus landesweiter Sicht zu den Gemeinden Baden-Württembergs eine räumlich differenzierte Bewertung von Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz auf kommunaler Ebene erarbeitet. Mit dem Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept“ wurde eine konsistente Disaggregation der auf Ebene der Landschaftsrahmenplanung bezogenen Zielvorgaben des Zielartenkonzepts zur Anwendung in Naturschutzplanungen auf kommunaler Ebene durchgeführt.

Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ leistet dabei einen Beitrag zur räumlichen Konkretisierung der Zielkategorie ‚Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume‘. Sie stellt eine Regionalisierung der im Zielartenkonzept entwickelten Rahmenvorgaben zur Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen Populationen der heimischen Arten in einer „...den naturräumlichen Standort- und Lebensraumpotentialen entsprechenden Verbreitung...“ dar (WALTER et al. 1998: 11). Eine räumliche Konkretisierung zielartenrelevanter Lebensraumpotenziale war mit Vorliegen der landesweiten Biotopkartierungen nach §32 NATSCHG bzw. §30a LWALDG für einen Großteil der Lebensraumtypen möglich geworden (vgl. Kap. 2.1.3.2). Im Rahmen des Projekts erfolgte eine räumliche Abbildung von Flächen, die aufgrund ihrer Biotopausstattung ein hohes Habitatpotenzial für Zielartenkollektive erwarten lassen (Habitatpotenzialflächen). Diese sind im Rahmen des Verfahrensablaufs zur Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte bei tierökologischen Erhebungen vorrangig zu berücksichtigen. Zudem wurden daraus Vorranggebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt und in eine planungsbezogene Kennzeichnung von Gemeinden umgesetzt, die aufgrund ihres Anteils an besonders großen und/oder stark vernetzten Habitatpotenzialflächen eine herausragende Bedeutung für Schutz und Entwicklung von Zielartenkollektiven erwarten lassen. Ziel war es, der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern eine veränderte Sicht auf die Bedeutung der Biotopausstattung der Städte und Gemeinden zu vermitteln, die den übergeordneten naturräumlichen Zusammenhang verdeutlicht. Hintergrund ist, dass noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Biotoptypen innerhalb der Gemeinden oft als wenig schutzbedürftig eingeschätzt werden (vgl. Kap. 2.1.2).

Damit kann der Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden als Beitrag zur Entwicklung von ‚Leitvorstellungen‘ gemäß der Gesetzgebung zur Raumordnung und Landesplanung betrachtet werden. Im Landesplanungsgesetz Baden-Württemberg (LPIG) werden unter dem Rahmenziel der „...nachhaltigen Raumentwicklung, die die sozialen und wirtschaftlichen Ansprüche an den Raum mit seinen ökologischen Funktionen in Einklang bringt...“ die Stärkung der „...prägende[n] Vielfalt der Regionen und ihrer Teilräume...“ genannt (§2 [1] Nr. 5 LPLG). Eine vergleichbare Formulierung enthält das Raumordnungsgesetz des Bundes (§1 [2] Nr. 5 ROG).

Das Zitat verdeutlicht, dass aus Sicht der Planung eine Charakterisierung der prägenden Elemente bzw. ihrer Vielfalt auf Ebene der „...Regionen und ihre Teilräume...“ (§2 [1] LPLG) – wie bspw. der Gemeinden – erforderlich ist, um die Leitvorstellung einer nachhaltigen Raumordnung verfolgen zu können. Mit der ‚prägenden Vielfalt‘ werden dabei zwei – nicht unabhängig voneinander zu betrachtende – zentrale Zielgrößen des Naturschutzes angesprochen: Vielfalt und Eigenart. Im Bundesnaturschutzgesetz wird der Gedanke der ‚prägenden Vielfalt‘ bei der Nennung der Ziele des Naturschutzes über das Begriffspaar „...Vielfalt, Eigenart [...] von Natur und Landschaft...auf Dauer gesichert sind.“ zum Ausdruck gebracht (§1 Nr. 4 BNATSCHG; §1 [1] Nr. 4 LNATSCHG).

Nach PLACHTER (1991: 181) wird Vielfalt im Naturschutz als landschaftliche, ökosystemare und artliche Vielfalt aufgefasst, wobei ihre Förderung „...auf landschaftlicher Ebene [...] zuallererst den Schutz und die Entwicklung der landschaftlichen (naturräumlichen) Besonderheiten...“ bedeutet. Auch in dieser Definition wird die enge Verbindung von Vielfalt und Eigenart deutlich. Mit dem „weltweiten Siegeszuges“ des Biodiversitätsbegriffs (KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI (2005: 355), in der Folge der Verabschiedung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt im Jahr 1992, ist die Vielfalt im biotischen Bereich als „...Vielfalt an Lebensräumen und Lebensgemeinschaften, an Arten sowie die genetische Vielfalt innerhalb der Arten...“ (§2 [1] Nr. 8 BNATSCHG) in den Vordergrund getreten. Der quantitativ geprägte Biodiversitätsbegriff berücksichtigt zunächst keine qualitativen Zielsetzungen des Naturschutzes, wie bspw. die Eigenart, die durch eine Fokussierung auf das Schutzziel Artenvielfalt beeinträchtigt werden kann. PLACHTER et al. (2003: 423) warnen in diesem Zusammenhang vor einer „... unreflektierten Anwendung allgemeiner Naturschutzziele (z.B. möglichst hohe Artenzahlen...“ da dies „...die Gefahr der Uniformierung von Ökosystemen und Landschaften und auf Landschaftsebene den Trend zur Herabsetzung der Biodiversität...“ birgt. MAYER et al. (2002: 462) erkennen ebenfalls Zielkonflikte zwischen dem Biodiversitätsgedanken und anderen Naturschutzzielen durch Maßstabeffekte. Sie führen aus, dass die Nichtbeachtung von Maßstabsfragen problematisch ist, „...weil dem Naturschutzoberziel der Erhaltung der globalen Biodiversität eine Maximierung der lokalen Biodiversität widersprechen kann“ MAYER et al. (2002: 462). TRAUTNER (2003: 156) fordert vor diesem Hintergrund, dass das Kriterium Artenvielfalt bei der naturschutzfachlichen Bewertung im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen als „...naturraum- und lebensraumtypische Artenvielfalt vor dem Hintergrund des jeweiligen Standortpotentials...“ interpretiert werden soll. Er fügt an, dass die vorkommenden Arten in der Lage sein sollten, langfristig lebensfähige Elemente des Lebensraums zu bilden, wofür die Aufrechterhaltung „entscheidender Lebensraumcharakteristika“ wie bspw. der Flächengröße, wichtiger Lebensraumstrukturen, funktionaler Beziehungen zu anderen Flächen und einer ggf. erforderlichen Dynamik oder habitatprägenden Nutzungen erforderliche Voraussetzungen darstellen. Das Bundesnaturschutzgesetz berücksichtigt den Naturraumbezug des Artenschutzes mit der Formulierung: „Die wild lebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften sind als Teil des Naturhaushalts in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen“ (§2 [1] Nr. 9 BNATSCHG); eine vergleichbare Formulierung enthält das Naturschutzgesetz Baden-Württembergs (§2 [1] Nr. 11 LNATSCHG).

Die Stärkung der Landschaftsplanung durch die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 2002 erfordert nach HERBERT & WILKE (2003: 64) „...das Profil der Landschaftsplanung zu schärfen und ihre gutachterliche Funktion so auszubauen und anzubieten, dass Informationen und Zielformulierungen Eingang in alle raumrelevanten Entscheidungen finden können“. Damit eng verbunden ist, die „Konkretisierung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Erfordernisse und Maßnahmen für den jeweiligen Planungsraum“ umzusetzen (HERBERT & WILKE: 2003: 64).

Es kann zusammengefasst werden, dass die Planungs- und Naturschutzgesetzgebung Erhalt und Entwicklung einer auf räumliche Besonderheiten bezogenen Vielfalt anstreben. Damit wird zur Zielerfüllung der gesetzlichen Aufgaben eine Identifizierung entsprechender räumlicher Charakteristika erforderlich. Innerhalb des Naturschutzes gilt dies sowohl bei Betrachtung der Landschafts- als auch der Artebene. Der entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen verdeutlicht eine herausragende Ausstattung von Gemeinden an Lebensräumen aus tierökologischer Sicht. Er leistet damit einen Beitrag zur Beschreibung der ‚prägenden Vielfalt‘ laut Landesplanungsgesetz (§2 [1] LPLG) und ‚Vielfalt und Eigenart‘ laut Naturschutzgesetzgebung (§1 [4] BNATSCHG; §1 [4] LNATSCHG). Dies betrifft primär die Ebene von Arten, da der Ansatz mit Ziel der räumlichen Abbildung potenzieller Habitate von Zielartenkollektiven entwickelt wurde. Für einige landschaftsprägende Anspruchstypen erfolgt die Herausstellung regionaler Besonderheiten auch auf Ebene der Landschaft. Beispiele hierfür sind die Anspruchstypen ‚Streuobstgebiete‘, ‚Kalkmagerrasen‘, ‚Silikatmagerrasen‘, ‚Kalkfelsen und Schutthalden‘, ‚Nicht-Kalkfelsen und Blockhalden‘, ‚Größere Stillgewässer‘ und ‚Kleingewässer‘, ‚Steinriegel‘, ‚Strukturreiche Weinberggebiete‘, ‚Hoch- und Übergangsmoore inkl. Moorgewässer‘.

Die Diskussion des Einflusses der Gemeindegröße (vgl. Kap. 3.1.1) hat ergeben, dass durch die gewählte Methodik eine plausible, nachvollziehbare und ‚gerechte‘ Umsetzung der naturräumlichen Situation in die Gemeinden erfolgt. Die sehr heterogenen Gemeindegrößen wirken sich nicht auf die Zuweisung von Schutzverantwortungen für einzelne Anspruchstyp aus und haben nur einen geringen Einfluss auf die Summe der Schutzverantwortungen pro Gemeinde. Damit ist nicht das falsche Signal vermittelt worden, kleine Gemeinden könnten prinzipiell aus der Verantwortung entlassen werden bzw. sie wäre vorrangig den großen Gemeinden zuzuschieben.

Die Diskussion der Häufigkeitsverteilung (vgl. Kap. 3.1.1) hat gezeigt, dass der überwiegende Teil der Gemeinden für einige wenige der bearbeiteten Anspruchstypen eine besondere Schutzverantwortung aufweist. Nur eine kleine ‚Spitzengruppe‘ weist Schutzverantwortungen für eine vergleichsweise hohe Anzahl an Anspruchstypen auf. Damit macht der entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen klar umrissene Aussagen zu naturräumlichen Besonderheiten der Gemeinden aus landesweiter Sicht. Die Ergebnisse können im Sinne einer gemeindebezogenen ‚Eigenart‘ aus naturschutzfachlicher Sicht interpretiert werden. Sie sollten künftig bei der Priorisierung von Schutz- und Entwicklungszielen und im Rahmen der Entwicklung naturschutzfachlicher Leitbilder auf Gemeindeebene herangezogen werden.



## 3.2 Validierungen des entwickelten Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der verschiedenen Validierungsansätze dargestellt. Entsprechend der Reihenfolge der Erläuterungen im Methodenkapitel werden zunächst die Analysen zur Güte der Habitatmodelle vorgestellt, gefolgt von den Analysen zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ und der gemeindebezogenen Validierung der Schutzverantwortungszuweisung. Den Abschluss bilden die empirischen Analysen zur Zielartenhypothese und die Auswertungen zur tierökologischen Relevanz des im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ verwendeten Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘. Jeweils im Anschluss an die Ergebnisdarstellung der genannten Themenblöcke folgt eine Kurzdiskussion der Resultate. Die Diskussion des Gesamt-Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen aus methodischer und naturschutzfachlicher Sicht sowie aus Sicht der Planung folgt in Kap. 4.

### 3.2.1 Güte der landesweiten Habitatmodellierung

Ziel dieses Validierungsansatzes war die Prüfung, inwieweit mit den zur Verfügung stehenden landesweiten GIS-Datensätzen Habitate für Zielarten der bearbeiteten Anspruchstypen abgebildet werden können. Analysiert wurden die Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ anhand von Verbreitungsdaten zu Tagfaltern, Widderchen und Heuschrecken, der Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ mit der Verbreitung der Grauammer (*Miliaria calandra*) und der Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ unter Verwendung von Verbreitungsdaten charakteristischer Zielarten der Wildbienen.

#### 3.2.1.1 Analysen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘

Tab. 11 enthält die Datengrundlagen und Abbildungsvorschrift für diesen Anspruchstyp, der vollständig über Biotoptypen- und -untertypen der Biotopkartierungen des Offenlandes und des Waldes abgebildet werden konnte.

Zur Validierung der Güte der Habitatpotenzialflächen standen die Erhebungen zu Tagfaltern und Widderchen im Landkreis Böblingen (G. Hermann, unveröff.) und die Inhalte der Heuschreckendatenbank GÖG der Landkreise mit Anteil am ZAK-Bezugsraum „Schwäbische Alb“ zur Verfügung (vgl. Kap. 2.3). Die in beiden Quellen punktförmig vorliegenden Nachweisorte der Arten wurden mit den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ überlagert. Für jede Art wurde der innerhalb der Potenzialflächen gelegene Anteil der Fundorte ermittelt, wobei parallel zusätzlich die Fundorte innerhalb eines Puffers um die Flächen mit einer Pufferdistanz von 100m bei den Tagfaltern und Widderchen und 50m bei den Heuschrecken ermittelt wurden. Die Festlegung dieser Vorgehensweise und der Toleranzwerte erfolgte in Abstimmung mit den Betreuern der Datenbanken, G. Hermann und P. Detzel. Hintergrund ist die prinzipielle räumliche Unschärfe der Erhebung mobiler Arten als Punkte. Zudem resultiert aus der meist manuell anhand topographischer Karten durchgeführten Bestimmung der Rechts- / Hochwerte eine Erfassungsungenauigkeit. Daher wurde um die Fundorte eine Habitatfläche charakteristischer Größenordnung angenähert. Bei den Analysen zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ (vgl. Kap. 3.2.2) wurden sowohl die innerhalb der Potenzialflächen als auch die im jeweiligen Umfeld gelegenen Fundorte berücksichtigt. Bei Lage eines Fundorts in mehreren, sich überlappenden Puffern, wurde der Fundort – für alle Arten gleichermaßen – der jeweils größeren Habitatpotenzialfläche zugeordnet. Im vorliegenden Kapitel wurden parallel die Fundorte mit und ohne Berücksichtigung des Umfelds durchgeführt, um zu prüfen wie stark sich die Berücksichtigung dieser Toleranzwerte auswirkt und ob eine systematische Bevorteilung bestimmter Einzelarten oder bspw. aller Charakterarten dadurch erkennbar ist.

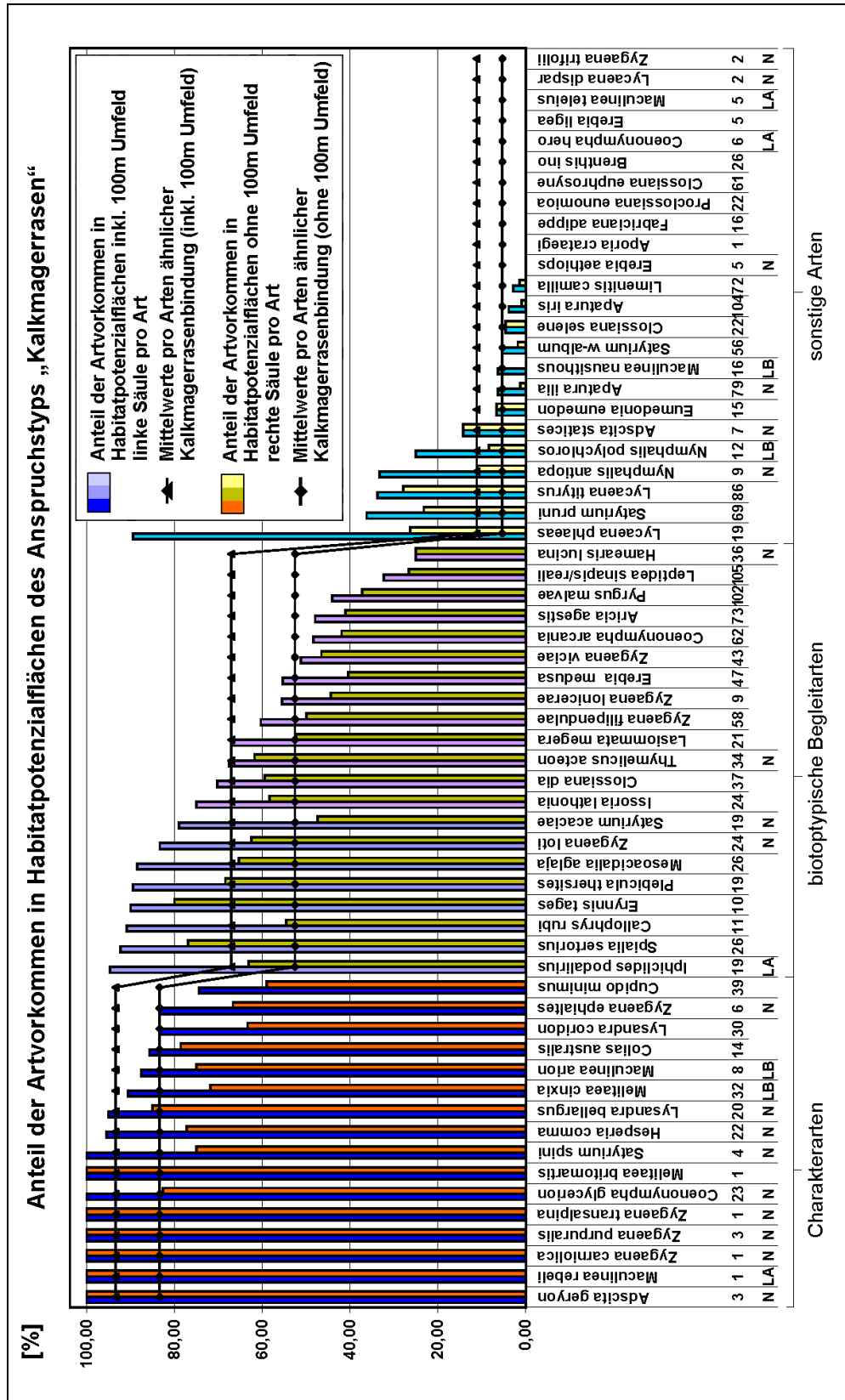
**Tab. 11:** Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘.

<b>Datensatz</b>	<b>Biotoptkartierung des Offenlandes (§32 NATSCHG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWALDG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Saumvegetation trockenwarmer Standorte* (35.20)</li> <li>• Wacholderheide* (36.30)</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (36.50)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sandrasen kalkhaltiger Standorte** (36.61)</li> </ul> </li> <li>• Trockenrasen*/** (36.70)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockenrasen*/** (V10)</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (V11)</li> <li>• Trockensaum (V 20)</li> <li>• Wacholderheide* (V25)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotoptkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockensäume: nur Bestände, die an naturnahe Wälder bzw. Gebüsche trockenwarmer Standorte oder Feldhecken bzw. –gehölze angrenzen</li> <li>• Wacholderheide: Erfassung ab 1000 m<sup>2</sup>, Bestände zwischen 500 und 1000 m<sup>2</sup> oder kleinere Bestände in engem räumlichen Verbund nur dann, wenn mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen vorkommen</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund und Vorkommen von mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen</li> </ul>	
<b>Einschränkungen</b>	<p>* Biotope wurden dem Anspruchstyp „Kalkmagerrasen“ zugeordnet, wenn im gleichen Biotopkomplex Magerrasen basenreicher Standorte (36.50 bzw. V11) vorkommen oder – falls dies nicht der Fall ist – wenn sie innerhalb der Kalkgebiete laut Anspruchstyp „Kalkfelsen, Kalkschotterflächen“ gelegen sind (vgl. Anspruchstyp Silikatmagerrasen“).</p> <p>** Verwendung nur der Biotope, die außerhalb folgender Naturräume 4. Ordnung gelegen sind: Nördliche Oberrhein-Niederung (222), Hardtebenen (223) und Neckar-Rheinebene (224) (vgl. Anspruchstyp „Sandbiotope“).</p>	
<b>Anmerkung</b>	Sandrasen werden außerhalb des ZAK-Bezugsraums ‚nördlicher Oberrhein mit den Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen bzw. Silikatmagerrasen‘ zusammengefasst, da die spezifischen Zielarten der Sandbiotope in ihrer Verbreitung weitgehend auf den nördlichen Oberrhein beschränkt sind, weshalb außerhalb dieses Bezugsraums ähnliche Besiedlungsmuster zu erwarten sind.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Heuschrecken:</b> <i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Kleiner Heidegrashüpfer), <i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer), <i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Rotleibiger Grashüpfer), <i>Platycleis albopunctata</i> (Westliche Beißschrecke), <i>Psophus stridulus</i> (Rotflügelige Schnarschrecke)</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Chazara briseis</i> (Berghexe), <i>Euphydryas aurinia</i> (Goldener Scheckenfalter), <i>Jordanita notata</i> (Skabiosen-Grünwidderchen), <i>Maculinea rebeli</i> (Kreuzenzian-Ameisen-Bläuling), <i>Melitaea cinxia</i> (Wegerich-Scheckenfalter), <i>Melitaea didyma</i> (Roter Scheckenfalter), <i>Melitaea parthenoides</i> (Westlicher Scheckenfalter), <i>Polyommatus damon</i> (Weißdolch-Bläuling), <i>Plebicula dorylas</i> (Wundklee-Bläuling)</p>	

### **Auswertung der Artengruppen Tagfalter und Widderchen**

Abb. 24 zeigt für die Artengruppen Tagfalter und Widderchen den Anteil der Fundorte, der innerhalb der Habitatpotenzialflächen – bzw. des 100m Umfelds - gelegen ist. Dargestellt sind die Anteile je Art und als arithmetisches Mittel der Arten mit ähnlicher Bindungsrate an Kalkmagerrasen, welche in Charakterarten, biotoptypische Begleitarten und sonstige Arten gegliedert wurde (vgl. Kap. 2.2.1). Beide Auswertungen – mit und ohne Berücksichtigung des Umfelds – lassen beim Vergleich der Arten mit ähnlicher Kalkmagerrasenbindung eine deutliche Abnahme der Mittelwerte von den Charakterarten zu den biotoptypischen Begleitarten und insbesondere zu den sonstigen Arten erkennen. Für die Charakterarten ergibt die Auswertung inklusive des Umfelds einen Mittelwert von 93,46% und ohne Umfeld 83,39%.





n: Anzahl der Fundpunkte mit Nachweis der Art ZAK: LA: Landesart Gruppe A, LB: Landesart Gruppe B, N: Naturraumart

**Abb. 24:** Anteil der Vorkommen von Tagfaltern und Widderchen in Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps „Kalkmagerrasen“. Die Auswertung erfolgte differenziert nach Lage des Fundorts im Polygon inklusive eines 100m-Umfelds (linke Säule pro Art) sowie ohne Umfeld (rechte Säule pro Art). Die x-Achse ist nach Charakter- und biototypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen sowie sonstigen Arten und darin nach absteigendem Anteil mit Berücksichtigung des Umfelds sortiert. Diese Einstufung bezieht sich auf die Verbreitungssituation im Landkreis Böblingen. (Daten: G. Hermann, unveröff.).

Das Einzelvorkommen der Landesart Gruppe A *Maculinea rebeli* und die Vorkommen der Naturraumarten *Adscita geryon*, *Zygaena carniolica*, *Zygaena purpuralis*, *Zygaena transalpina* werden auch ohne Berücksichtigung des Umfelds vollständig erfasst. Die Fundorte der beiden Landesarten Gruppe B liegen zu sehr hohen Anteilen in den Potenzialflächen inklusive Umfeld (*Melitaea cinxia*: 90,63%, *Maculinea arion*: 87,50%) und erreichen auch bei der Auswertung ohne Umfeld noch hohe Werte (71,88% bzw. 75,00%).

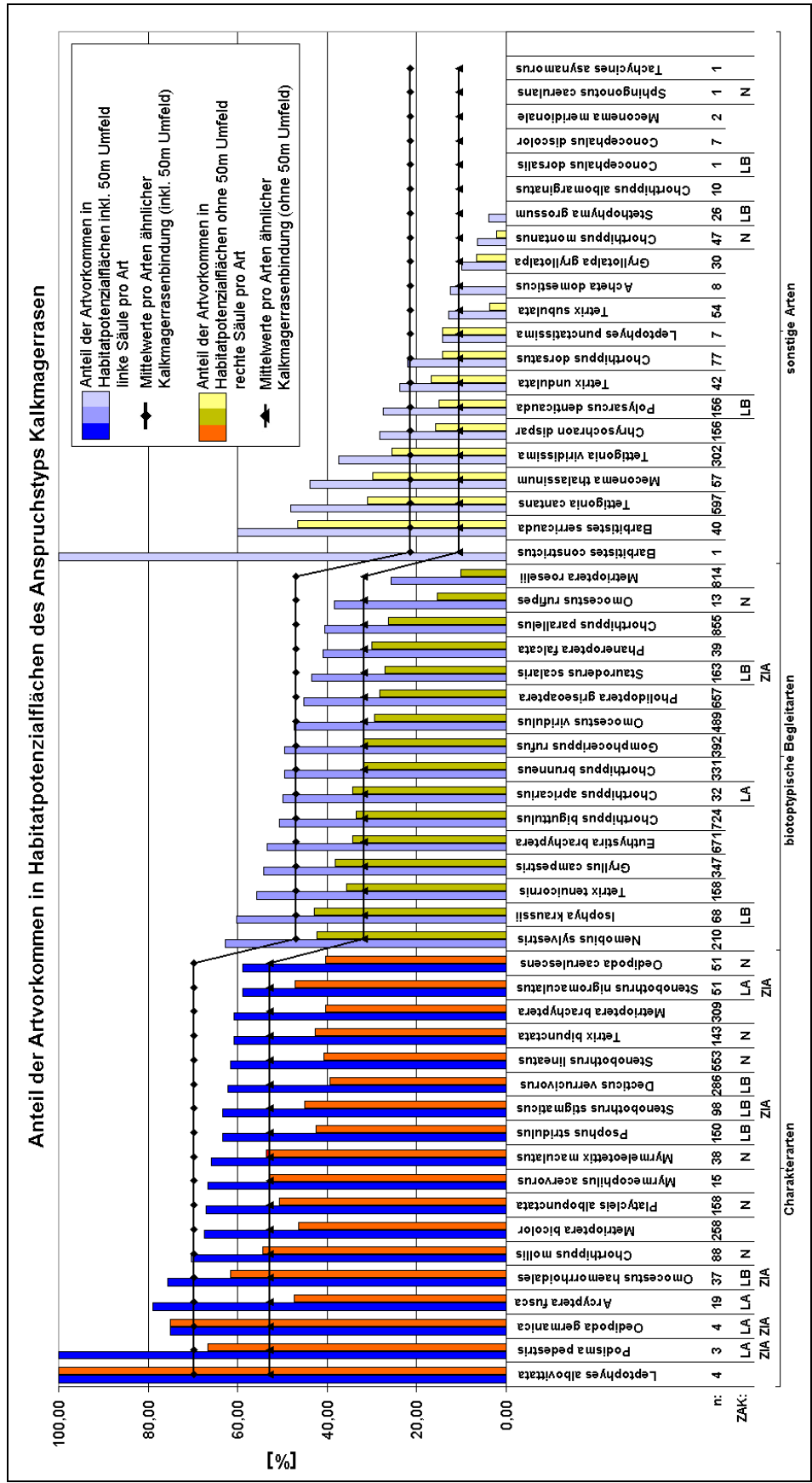
Für die biotoptypischen Begleitarten ergibt sich erwartungsgemäß ein geringerer Mittelwert des innerhalb von Potenzialflächen inklusive Umfeld gelegenen Anteils der Fundorte von 67,05%. Bei der Auswertung ohne Berücksichtigung des Umfelds beläuft sich der Mittelwert auf 52,55%. Von den 19 Vorkommen der Landesart Gruppe A *Iphiclides podalirius* werden bei Berücksichtigung des Umfelds 18 (94,74%) und ohne Umfeld 12 (63,16%) abgedeckt. Als Erklärung der unterschiedlichen Anteile kann das Habitatspektrum der Art herangezogen werden, das neben Kalkmagerrasen noch weitere Biotoptypen einschließt. Im Untersuchungsraum der hier ausgewerteten Daten lagen die Hauptvorkommen der inzwischen erloschenen Art auf einem stillgelegten Bahndamm. Derartige Lebensräume werden durch die Kartierung gesetzlich geschützter Biotope, die dem Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ zu Grunde liegt, nicht erfasst.

Die Mittelwerte der sonstigen Arten fallen erwartungsgemäß mit 11,16% bzw. 5,32% bei Auswertung mit bzw. ohne des Umfelds deutlich geringer aus als die der Charakter- und biotoptypischen Begleitarten der Kalkmagerrasen.

Der Vergleich der Mittelwerte mit und ohne Umfeldbetrachtung der drei hinsichtlich Kalkmagerrasenbindung abgegrenzten Artengruppen, ergibt eine relative homogene absolute Differenz von ca. 10 Prozentpunkten. Nur einzelne Arten wie *Lycaena phlaes* oder *Nymphalis antiopa* weisen sehr hohe Abweichungen zwischen beiden Auswertungen auf. Die im Gesamtbild homogene Erhöhung der ‚Trefferquote‘ durch Berücksichtigung der Fundorte auch innerhalb eines Umfelds mit 100m Distanz zu einer Potenzialfläche lässt den Schluss zu, dass diese Vorgehensweise nicht zu einer Verzerrung der Ergebnisse führt.

### **Auswertung der Artengruppe Heuschrecken**

Abb. 25 zeigt für die ausgewerteten Heuschreckenarten pro Art und als Mittelwert der Arten mit ähnlicher Stärke der Kalkmagerrasenbindung, den Anteil der Fundpunkte, die innerhalb der Habitatpotenzialflächen gelegen sind, wobei wiederum Auswertungen mit und ohne Berücksichtigung des hier mit 50m Distanz erzeugten Umfelds erfolgten. Es ist eine deutliche Tendenz der Abnahme der ‚Trefferquote‘ von den Charakterarten mit Mittelwerten mit und ohne Umfeldbetrachtung von 69,83% bzw. 52,90%, zu den biotoptypischen Begleitarten (Mittelwerte 47,04% bzw. 31,70%) und zu den sonstigen Arten (21,48% bzw. 10,54%) zu erkennen. Die deutlichste Ausnahme, der 100%-Wert der sonstigen Begleitart *Barbitistes comstrictus*, erklärt sich durch den Einzelfund dieser Art, der nicht als aussagekräftig zu betrachten ist. Die Landesarten Gruppe A der Charakterarten, die zugleich ZIA für Kalkmagerrasen sind, weisen durchweg hohe Anteile auf: Von den drei Vorkommen der Art *Podisma pedestris* liegen zwei innerhalb von Potenzialflächen und eines im Umfeld, drei der Vorkommen von *Oedipoda germanica* liegen innerhalb von Potenzialflächen. Auch die Landesart Gruppe A *Arcyptera fusca* und die Landesart Gruppe B und ZIA für Kalkmagerrasen *Omocestus haemorrhoidalis* weisen zumindest inklusive des Umfelds sehr hohe Werte auf. Unter den Charakterarten fällt die ZIA *Stenobothrus nigromaculatus* mit einer relativ geringen ‚Trefferquote‘ von 58,82% bzw. 47,14% mit bzw. ohne Umfeldbetrachtung auf, was darauf zurück geführt werden könnte, dass die Art auf der Schwäbischen Alb vorwiegend in sehr kleinen Flächen vorkommt (DETZEL 1998: 447), die ggf. nicht im Rahmen der Biotopkartierung erfasst wurden und damit nicht als Habitatpotenzialfläche des Anspruchstyps in Erscheinung treten (s. Diskussion in diesem Kapitel).



**Abb. 25:** Anteil der Vorkommen von Heuschreckenarten in Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘. Die Auswertung erfolgte differenziert nach Lage des Fundorts im Polygon inklusive eines 50m-Umfelds (linke Säule pro Art) sowie ohne Umfeld (rechte Säule pro Art). Die x-Achse ist nach Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen sowie sonstigen Arten und dar- in nach absteigendem Anteil mit Berücksichtigung des Umfelds sortiert. (Daten: Heuschreckendatenbank GÖG)

n: Anzahl der Fundpunkte mit Nachweis der Art    ZAK: LA: Landesart Gruppe A, LB: Landesart Gruppe B, N: Naturraumart  
 ZIA: Zielorientierte Indikatorart für Kalkmagerrasen

Als weitere ZIA – allerdings der biotoptypischen Begleitarten – erreicht *Stauroderus scalaris* mit 43,56% bzw. 27,06% der Fundorte innerhalb von Potenzialflächen mit bzw. ohne Umfeld auffallend geringe Werte. Hier kann als Erklärung zum einen das etwas breite-

re Habitatspektrum der Art herangezogen werden, die über Magerrasen hinaus z.B. auch in Wirtschaftsgrünland zumindest als Ausweichlebensraum angetroffen werden kann (DETZEL 1998: 469). Zudem sind die hohe Mobilität der Art und die starke Abwanderung zur Vermeidung hoher Populationsdichten (DETZEL 1998: 469) zu berücksichtigen, die Artnachweise außerhalb der Optimalhabitate begünstigen.

### ***Diskussion der Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken***

Bei den Auswertungen zu beiden Artengruppen kann eine deutliche Abnahme der Anteile an Fundpunkten mit Lage innerhalb von Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ – mit und ohne Umfeldbetrachtung – von den Charakterarten für Kalkmagerrasen hin zu den biotoptypischen nochmals zu den sonstigen Begleitarten festgestellt werden. Die Charakterarten weisen im Mittel - insbesondere bei Auswertung der Tagfalter und Widderchen – hohe bis sehr hohe Anteile auf. Der überwiegende Teil der Nachweise der Charakterarten die zugleich Zielarten sind, liegt zu hohen bis sehr hohen Anteilen in Potenzialflächen bzw. im jeweiligen Umfeld. Diese Ergebnisse legen nahe, dass mit der Flächenkulisse des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ in den untersuchten Gebieten in hohem Maße Habitate, insbesondere der Charakterarten, abgebildet werden konnten.

Hinweise auf mögliche Habitate, die nicht über den Anspruchstyp abgebildet werden konnten geben Fundpunkte von Charakterarten, die außerhalb der Potenzialflächen und auch außerhalb des Toleranzbereichs gelegen sind. Für diese Situation können mehrere Gründe angeführt werden. Die Fundorte können in Kalkmagerrasen liegen, die aufgrund ihrer Ausstattung an Kenn- und Trennarten oder mangelnder Flächengröße nicht als besonders geschützte Biotope erfasst wurden. Bei der Biotopkartierung wurde als Mindestgröße für die Erfassung der Magerrasen basenreicher Standorte 500 m<sup>2</sup> (LFU 2001: 143 bzw. FVA 1997: 171) und für die Wacholderheiden 1000 m<sup>2</sup> (LFU 2001: 139 bzw. FVA 1997: 174) verwendet. Kleinere Flächen wurden nur bei Lage in engem räumlichen Verbund erfasst. Beide Biotoptypen bilden die wesentliche Grundlage der Flächenkulisse des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ (vgl. Tab. 11 auf Seite 92). Eine weitere prinzipielle Problematik, die alle über die Biotopkartierungen abgebildeten Anspruchstypen betrifft, stellen die floristisch orientierten Erfassungskriterien der Biotopkartierung dar, die teilweise nicht mit den tierökologisch relevanten Besiedlungskriterien übereinstimmen. So können auch Kalkmagerrasen, die aufgrund des Fehlens von Kenn- und Trennarten der Flora nicht als gesetzlich geschützte Biotope gemäß §32 LNATSCHG bzw. §30a LWALDG erfasst wurden, wertvolle Habitate für Arten der Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken darstellen. Dies ist bspw. dann der Fall, wenn bestimmte Nektar- oder Raupenfraßpflanzen für Tagfalter oder Widderchen zahlreich vorhanden sind oder die Vegetationsstruktur und standörtlichen Verhältnisse die Ausbildung eines sehr trocken-heißen Mikroklimas bewirken.

Als weitere Erklärung für außerhalb der Habitatpotenzialflächen und ihres Umfelds gelegene Fundpunkte von Charakterarten sei angeführt, dass im Fall der Heuschrecken Artnachweise ab 1985 ausgewertet wurden, da insbesondere im Zeitraum 1985-1990 sehr viele Erhebungen durchgeführt wurden. Daher ist denkbar, dass ältere Funde in Kalkmagerrasen erfolgten, die zum Zeitpunkt der im Laufe der neunziger Jahre durchgeführten Biotopkartierung nicht mehr in erhebungsrelevanter Form existierten. Schließlich kann die teilweise stark ausgeprägte Mobilität einzelner Arten (bzw. einzelner Individuen) zu Nachweisen in Lebensräumen führen, die bei der Dispersion ausschließlich als Durchgangsraum genutzt werden.

### 3.2.1.2 Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘

Ziel der Abbildung dieses Anspruchstyps war die Darstellung von Ackerflächen auf flachgründigen, kalkscherbenreichen, stark sand- oder lösshaltigen Standorten in Räumen kontinentaler Klimatönung, die aus tierökologischer Sicht von besonderer Bedeutung für Zielarten der Ackerfauna sind. Die Umsetzung des Anspruchstyps mit den zur Verfügung stehenden landesweiten Geodaten und Beispiele des zugehörigen Zielartenkollektivs verdeutlicht Tab. 12.

**Tab. 12:** Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.

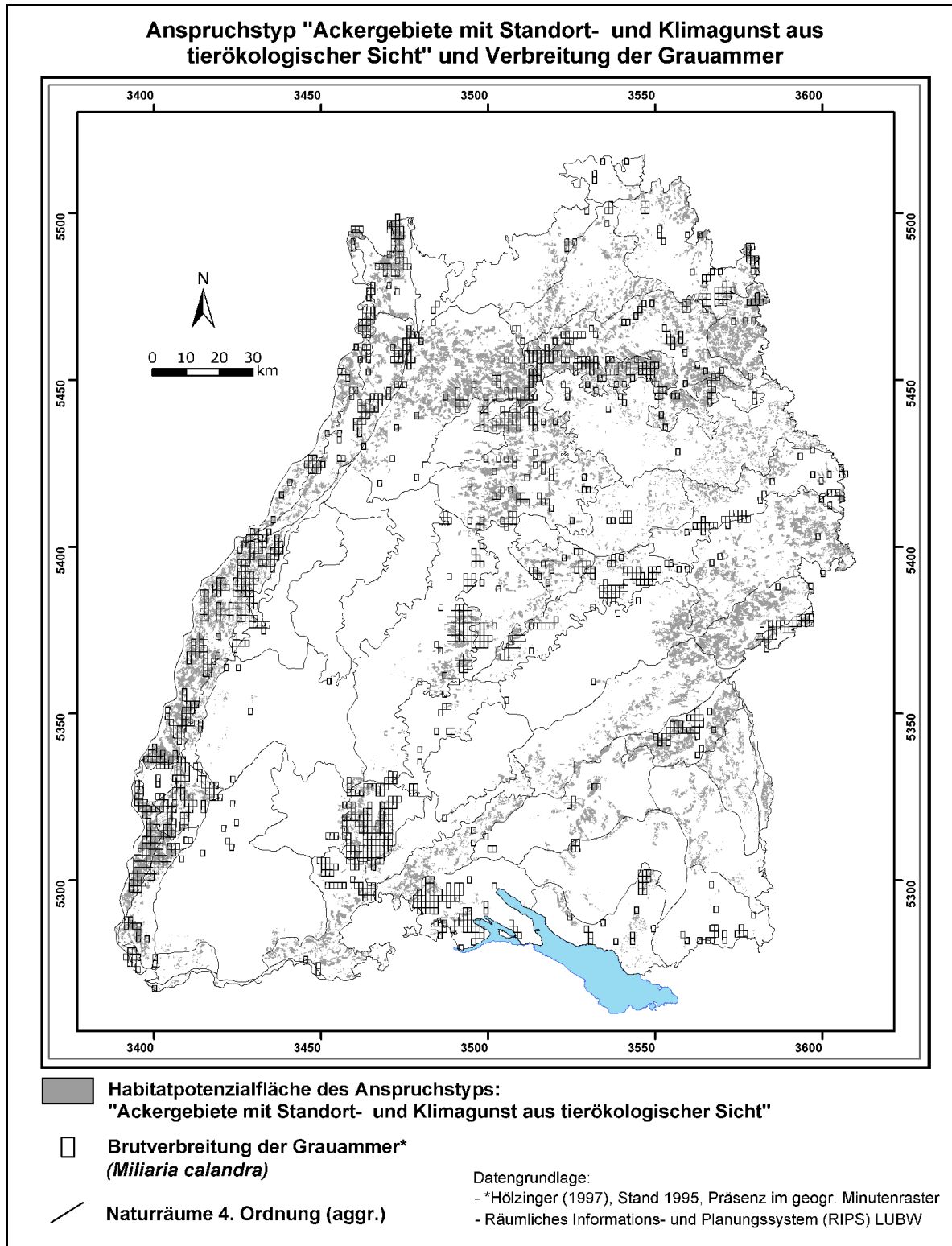
Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘				
Selektionsregel	Verwendete Einheiten			Datenquelle*
<b>Grundlage:</b> Ackergebiete	Objektart ‚Ackerland‘ (OA 4101)			ATKIS
<b>Einschränkung 1:</b> ‚Standortgunst aus tierökologischer Sicht‘	<i>Kalkscherbenreiche Standorte:</i> Kalksteine-Jura (78) Kalksteine-Muschelkalk (90) Wechselfolgen-Tertiär (105)	<i>Sandige Standorte:</i> Sande, Kies (17) Wechselfolgen Keuper (67) Sandsteine (110)	<i>Löss-Standorte:</i> Löss (84)	Gesteinskarte
	Mitteljura (28)	Unterkeuper (39)	Löss /-lehm (4)	Hydrogeologische Einheiten
	Gründigkeit: flach-mittel (deigvv = 0-5) Bodenart: steinig (verbgx = 2, 3)	-		Agrarökologische Gliederung (Durchschnitt aller vorherrsch. und verbr. Ausprägungen)
<b>Einschränkung 2:</b> ‚Klimagunst‘	Kontinental getöntes Klima: Temperaturdifferenz zwischen wärmstem und kältestem Monat: > 17,8 ° C			Karte der Kontinentalität
<b>Erläuterung</b>	Aus der Ackerfläche nach ATKIS wurden nur jene Bereiche verwendet die zugleich in Räumen mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht gelegen sind.			
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Grauammer, Kiebitz, Rebhuhn <b>Säugetiere:</b> Feldhamster <b>Wildbienen:</b> <i>Osmia papaveris</i> (Französische Mauerbiene), <i>Andrena suerinensis</i> (Sandbienen-Art) <b>Laufkäfer:</b> <i>Calathus ambiguus</i> (Breithalsiger Kahnläufer), <i>Cylindera germanica</i> (Deutscher Sandlaufkäfer), <i>Dolichus halensis</i> (Fluchtläufer), <i>Harpalus froehlichii</i> (Froelichs Schnellläufer), <i>Harpalus modestus</i> (Kleiner Schnellläufer)			

\* zur Erläuterung der Datensätze vgl. Tab. 6 in Kap. 2.1.4.

Da dieser Anspruchstyp nicht mit Daten der großmaßstäbigen Biotopkartierungen umgesetzt werden konnte, sondern auf Daten des ATKIS ausgewichen werden musste, war die empirische Prüfung der Flächenkulisse von besonderer Bedeutung. Die Prüfung erfolgte anhand der Verbreitungssituation der Grauammer (*Miliaria calandra*) die eine Charakterart dieses Anspruchstyps darstellt und in hohem Maße – im Sinne einer ‚Schirmart‘ - die Lebensraumsprüche der weiteren, diesem Anspruchstyp zugeordneten Arten repräsentiert. Die Grauammer besiedelt in Baden-Württemberg nach HÖLZINGER (1997: 844) vor allem offene Landschaften mit Habitatformen wie Acker- und Wiesengebiete. Waldnähe und enge Talbereiche werden ebenso gemieden wie völlig kahle und ausgeräumte Kulturlandschaften mit z.B. Maisanbau. Das Habitatschema der Grauammer bezogen auf Ackerlandschaften entspricht in hohem Maße dem Erscheinungsbild einer kleinparzellierten Kulturlandschaft mit hoher Nutzungsvielfalt, wie sie für Realteilungsgebiete typisch ist. Habitatschemen wie Brachen, Böschungen, Feldraine und Gebüsche werden als wichtige Bereiche vorwiegend für Nahrungssuche und Nestbau genannt (HÖLZINGER 1997: 845). Ein weiterer Grund zur Auswahl dieser Art war die vergleichsweise zuverlässige, räumlich hoch aufgelöste und aktuelle Dokumentation der Verbreitungssituation im geographischen Minutenraster nach HÖLZINGER (1997: 833) mit Stand 1995. Wie in Kap. 2.3 erläu-

tert, wurde für die exakte Zuordnung der Artnachweise in das Minutenraster nicht die grafisch veränderte Druckversion der Karte verwendet, sondern die des Autors.

Abb. 26 zeigt die Überlagerung der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ mit der Verbreitung der Grauammer als Präsenz-/Absenz-Darstellung nach HÖLZINGER (1997: 833).



**Abb. 26:** Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ in Kombination mit der Verbreitung der Grauammer im geographischen Minutenraster nach HÖLZINGER (1997).

Die Karte lässt erkennen, dass die ermittelte Flächenkulisse eine hohe Abdeckung der Vorkommensschwerpunkte der Grauammer, wie im Rheintal, der westlich des Bodensees gelegenen Baar und nördlich anschließend im Bereich der Gäuflächen und im Neckarbecken, erreicht, teils auch in hoher räumlicher Präzision. Vereinzelt Vorkommen wie an den Rändern des Schwarzwalds werden dagegen kaum erfasst. Über die Raster mit Brutnachweisen hinaus wird noch ein beträchtliches Ausmaß an weiteren Habitatpotenzialflächen ausgewiesen.

Für die statistische Validierung werden die binären Ausprägungen beider zu vergleichender Phänomene (Grauammer vorhanden ja/nein bzw. Habitatpotenzialfläche ausgewiesen ja/nein) in einer Klassifikationsmatrix dargestellt und Kennwerte der Modellgüte errechnet (vgl. Kap. 2.2.2.3). Als gemeinsame Bezugseinheiten beider Phänomene wurde das geographische Minutenraster der Artverbreitung verwendet. Im Hinblick auf durchschnittliche Reviergrößen der Grauammer wurde eine Rasterzelle nur dann als potenzielles Habitat betrachtet, wenn es Anteil an einer zusammenhängenden Anspruchstypfläche von mind. 10 Hektar Größe aufwies. Es wurden ausschließlich Rasterzellen mit Ackeranteil ausgewertet, da nur das Habitatschema der Grauammer in Ackerlandschaften – und nicht in Grünlandgebieten – als Zielvorstellung des Anspruchstyps bezeichnet werden kann. Dabei wurden verschiedene Ackeranteile vergleichend angewendet. Tab. 13 zeigt die Klassifikationsmatrix für die Schwellenwerte des Ackeranteils an der Rasterfläche von 1%, 10% und 25%.

**Tab. 13:** Klassifikationsmatrix zur Validierung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ anhand der Verbreitung der Grauammer. Dargestellt sind die Ergebnisse bei Berücksichtigung der Zellen des Minutenrasters mit 1%, 10% und 25% Ackeranteil.

Ackerfläche/ Raster: 1%	Verbreitung			Ackerfläche/ Raster: 10%	Verbreitung			Ackerfläche/ Raster: 25%	Verbreitung					
	1	0	3		1	0	3		1	0	3			
Prognose	1	980	6120	7100	Prognose	1	944	5476	6420	Prognose	1	799	4150	4949
	0	277	5764	6041		0	241	3869	4110		0	180	2354	2534
3		1257	11884	13141	3		1185	9345	10530	3		979	6504	7483

**Verbreitung:** Anzahl Rasterzellen mit (1) bzw. ohne (0) Nachweis der Grauammer

**Prognose:** Anzahl Rasterzellen mit (1) bzw. ohne (0) Habitatpotenzialfläche

In Tab. 14 sind die aus Tab. 13 abgeleiteten Gütemaße des Modells dargestellt. Die Erläuterung der Gütemaße erfolgt in Kap. 2.2.2.3.

**Tab. 14:** Gütemaße der Validierung des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘.

Verwendeter Ackeranteil	Sensitivität	Spezifität	Kappa	<b>Sensitivität:</b> Anteil der durch das Modell korrekt vorhergesagten Präsenzen an allen Präsenzen der Art (‚Trefferquote‘). <b>Spezifität:</b> Anteil der durch das Modell korrekt vorhergesagten Nicht-Vorkommen an allen Nicht-Vorkommen der Art. <b>Kappa:</b> Gesamtgüte-Index
<b>Ackerfläche pro Raster: 1%</b> n: 13141 Präsenz Grauammer: 1257 (9,6%)	0,78	0,49	,086	
<b>Ackerfläche pro Raster: 10%</b> n: 10530 Präsenz Grauammer: 1185 (11,3%)	0,79	0,41	,072	
<b>Ackerfläche pro Raster 25%</b> n: 7483 Präsenz Grauammer: 979 (13,1%)	0,82	0,36	,066	

Die Auswertung lässt eine hohe ‚Trefferquote‘ bzw. Sensitivität des Modells erkennen, die mit stärkerer Fokussierung auf ackerdominierte Raster leicht ansteigt. Diese Werte geben an, welcher Anteil der Minutenraster mit Artvorkommen auch über Habitatpotenzialfläche verfügt und damit im Sinne der Habitatmodellierung als prognostiziertes Vorkommen der Art betrachtet wird. Die Werte reichen von 78% bei Berücksichtigung aller Rasterzellen mit über 1% Ackeranteil bis 82% bei Auswertung der Raster mit über 25% Ackeranteil. Es zeigt sich aber auch eine geringe Spezifität, die durch Ausweisung von relativ viel Habitatpotenzialfläche außerhalb gemeldeter Vorkommen der Grauammer entsteht. Je hö-

her die Werte der Spezifität ausfallen, desto weniger Potenzialfläche - bzw. prognostizierte Vorkommen - wäre außerhalb der Raster mit Nachweis vorhanden. Dies führt zu einem Gesamtgüte-Index ‚Cohen’s Kappa‘, dessen hier erreichte Werte nach LANDIS & KOCH (1977: 165) als gering (*slight*) und nach MONSERUD & LEEMANS (1992) in REINEKING & SCHRÖDER (2004: 34) als sehr gering (*very poor*) zu interpretieren sind.

### **Diskussion**

Bei der Habitatmodellierung ergeben sich zwei mögliche Fehlerquellen, die naturschutzfachlich unterschiedlich zu bewerten sind (vgl. MORRISON et al. 1998: 340). MORRISON et al. (1998: 339) bezeichnen sie als Fehler 1. und 2. Art (*‘type I error‘*, *‘type II error‘*). Danach ist bei der durchgeführten Analyse die Ausweisung von Habitatpotenzialfläche in Rasterzellen ohne Graumammer-Nachweis als Fehler 1. Art zu bezeichnen. Der Fehler 2. Art bezeichnet den Fall realer Art-Vorkommen, die durch das Modell nicht abgebildet werden. Gravierender ist der Fehler 2. Art, da in diesen Fällen offensichtlich ein Teil der Realität durch das Modell nicht abgebildet werden kann. Gründe können seitens der Modellierung die mangelnde Berücksichtigung einer Habitatqualität im Modell sein oder die Verwendung von Daten, welche die erforderlichen Qualitäten nicht in ausreichender Differenzierung wiedergeben. Seitens der zur Validierung herangezogenen tierökologischen Daten kann die Berücksichtigung einzelner wandernder Individuen in eigentlich ungeeigneten Lebensräumen, ebenfalls zu Fehlern 2. Art führen (vgl. SCHRÖDER 2001: 207). Im letzteren Fall sollte in Abstimmung mit Experten ein Ausschluss der zur Validierung ungeeigneten Nachweise erfolgen. In den beiden erstgenannten Fällen sind Verbesserungen des konzeptionellen Modells bzw. der Datengrundlage erforderlich. Im Hinblick auf planungsbezogene Anwendungen der Modelle ist der Fehler 2. Art als kritisch zu betrachten, da fehlerhaft als ungeeignet klassifizierte Habitate ggf. einem Eingriff zum Opfer fallen könnten. Der Fehler 1. Art ist aus naturschutzfachlicher Sicht weniger gravierend einzustufen. Eine Minimierung erhöht jedoch die Schärfe der Prognose und kann damit zu einer effektiven Konzentration von Maßnahmen auf die am besten geeigneten Flächen führen (vgl. MORRISON et al. 1998: 340, SCHRÖDER 2001: 207).

Mit einer ‚Trefferquote‘ von ca. 80% fällt der kritische Fehler 2. Art bei der vorgestellten Validierung – im Hinblick auf den landesweiten Modellansatz - relativ gering aus. Zudem zeigt Abb. 26, dass es sich bei den durch das Modell nicht abgedeckten Vorkommen meist um vereinzelte und isolierte Vorkommen handelt, während die Vorkommenschwerpunkte in hohem Maße abgebildet werden. Der Fehler 1. Art ist hingegen relativ stark ausgeprägt. Diese Fälle werden im verfolgten Modellansatz allerdings nicht unbedingt als ‚Fehler‘ betrachtet, da das Modell nicht speziell für die Graumammer entwickelt wurde, sondern Vorranggebiete und vorrangige Entwicklungspotenziale für das Zielartenkollektiv der Ackerarten umfassen soll. Für Beispiele dieser Zielarten s. Tab. 12. Zudem liegen der Verbreitungskarte der Graumammer keine landesweit flächendeckenden systematischen Erhebungen zu Grunde. Daher können Raster ohne Nachweis sowohl reale Absenzen als auch Erhebungslücken darstellen.

Da dies ein prinzipielles Problem landesweiter tierökologischer Verbreitungsdaten darstellt, war es nicht Ziel des verfolgten Modell-Ansatzes möglichst präzise die zum Zeitpunkt einer Kartierung erfassten Artnachweise abzubilden, sondern Flächenkulissen, welche die Schwerpunkt-vorkommen relevanter Zielarten aus landesweiter Sicht in hohem Maße beinhalten und darüber hinaus weitere plausible Habitatpotenziale aufzuzeigen. Wie in Kap. 2.1.3.3.2 ausführlich erläutert, erfolgte die Wahl dieses Ansatzes vor dem Hintergrund der räumlich-zeitlichen Dynamik vieler der bearbeiteten Arten(-gruppen), der landesweiten Abdeckung der Habitatmodelle und der bewussten Abbildung von derzeit ungeeigneten Habitaten, die jedoch für eine Aufwertung im Rahmen von Entwicklungsmaßnahmen in hohem Maße geeignet sind.



### 3.2.1.3 Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘

Ziel der Abbildung dieses Anspruchstyps ist die Darstellung der Habitatpotenziale von Zielarten mit Lebensraumschwerpunkt in vegetationsfreien, besonnten Lössböschungen und Hohlwegen. Tab. 15 enthält die Definition und Beispiele für charakteristische Zielarten dieses Anspruchstyps, wobei die Definition vorrangig anhand der Habitatbindung der Zielarten der Artengruppe Wildbienen erfolgte.

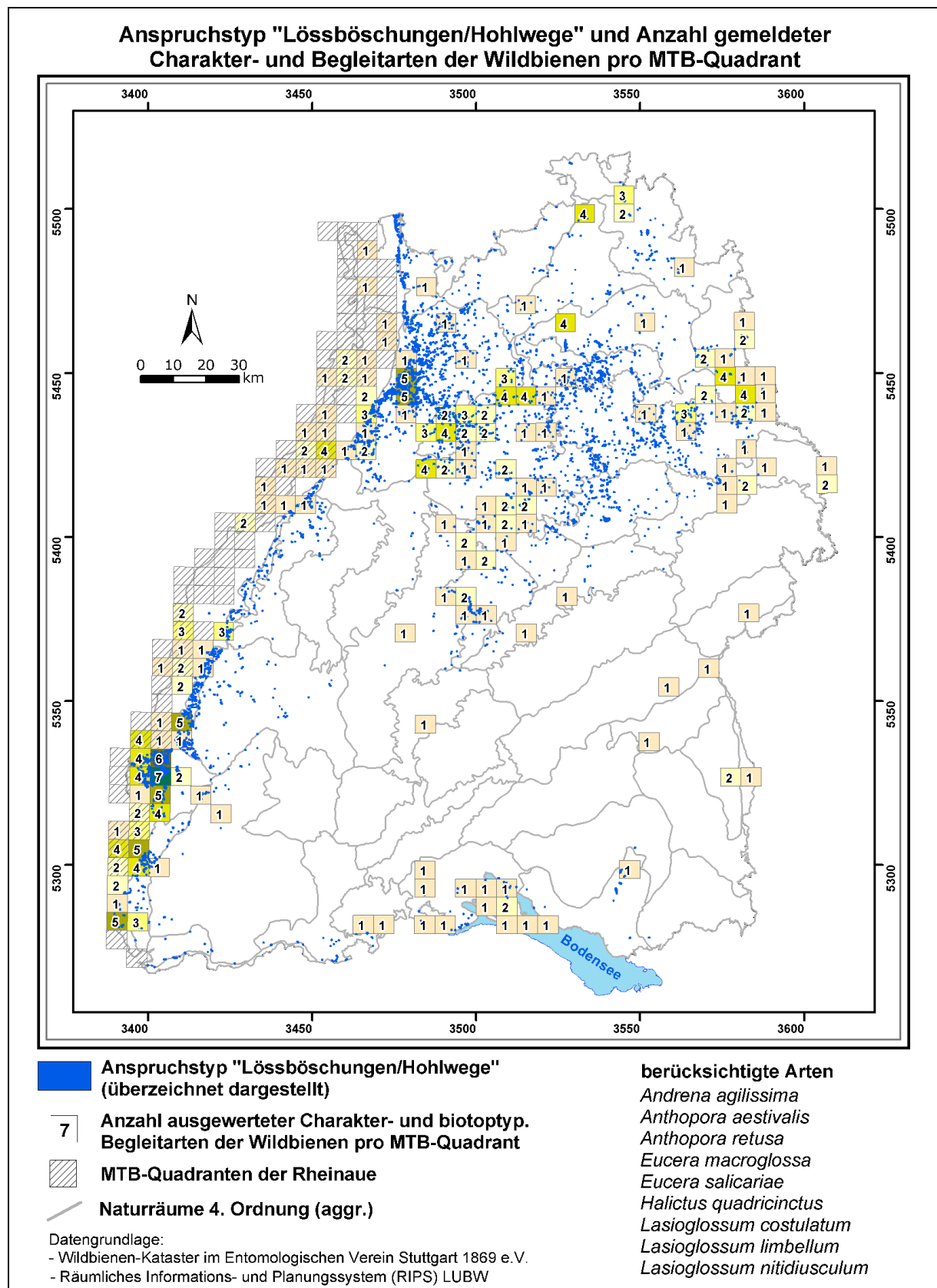
**Tab. 15:** Datengrundlage und Selektionsregeln zur Abbildung des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘.

Datensatz	Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NATSCHG)	Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)
	verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohlweg (23.10)</li> <li>Steilwand aus Lockergestein* (21.20)               <ul style="list-style-type: none"> <li>Lösswand* (21.21)</li> </ul> </li> </ul> * Biotoptyp nicht geschützt (Stand 2005), daher unvollständige Erfassung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohlweg (M77)</li> <li>Steilwand aus Lockergestein (M53)</li> </ul>
<b>Einschränkung</b>	Höhenlage unterhalb 470 müNN (Quelle: DHM, vgl. Kap. 5)	
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohlweg: mind. 1m tief und Böschungen an steilster Stelle über 45° Neigung</li> <li>Steilwand aus Lockergestein (nur M53): mind. 3m Höhe</li> </ul>	
<b>Anmerkungen</b>	Da die Zielarten dieses Anspruchstyps ihre Verbreitungsschwerpunkte in den wärmegeprägten Lagen Baden-Württembergs haben, wurde die Höhenlage als weiteres Kriterium ergänzt. Lössböschungen sind darüber hinaus nicht nur innerhalb von Hohlwegen oder als Steilwände zielartenrelevante Lebensräume, sondern auch in kleinflächigen Ausprägungen, z.B. als Stufenraine, die nicht als §32 Biotope kartiert wurden, insbesondere wenn sie besonnt sind und offene Bodenstellen zur Nestanlage für Wildbienen aufweisen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Bienenfresser, Uferschwalbe <b>Wildbienen:</b> <i>Andrena agilissima</i> (Blauschillernde Sandbiene), <i>Anthophora aestivalis</i> (Gestreifte Pelzbiene), <i>Halictus quadricinctus</i> (Vierbindige Furchenbiene), <i>Lasioglossum limbellum</i> (Schmalbienen-Art)	

Die Einschränkung anhand der Höhengrenze erfolgte, da der größte Teil der Wildbienen wärmeliebend ist und daher die höchsten Artenzahlen in wärmebegünstigten Lagen auftreten (WESTRICH 1990a: 20). Die Festlegung der Höhenmarke erfolgte anhand der Experteneinschätzung des Projektteams, wonach in Baden-Württemberg insbesondere in Bereichen unterhalb 500 müNN für Wildbienen günstige Wärmeverhältnisse anzutreffen sind. Die Konkretisierung auf 470 müNN erfolgte, da ab diesem Wert eine relativ große Potenzialfläche im Naturraum Bodenseebecken ausgeschlossen werden konnte, die zu einer nach Experteneinschätzung unplausiblen Schutzverantwortung der Gemeinden Wangen im Allgäu, Achberg und Neukirch geführt hätte. Zudem führte dieser Schwellenwert gerade noch nicht zu einem Ausschluss der bedeutenden Lössböschungen im Bereich des Kaiserstuhls.

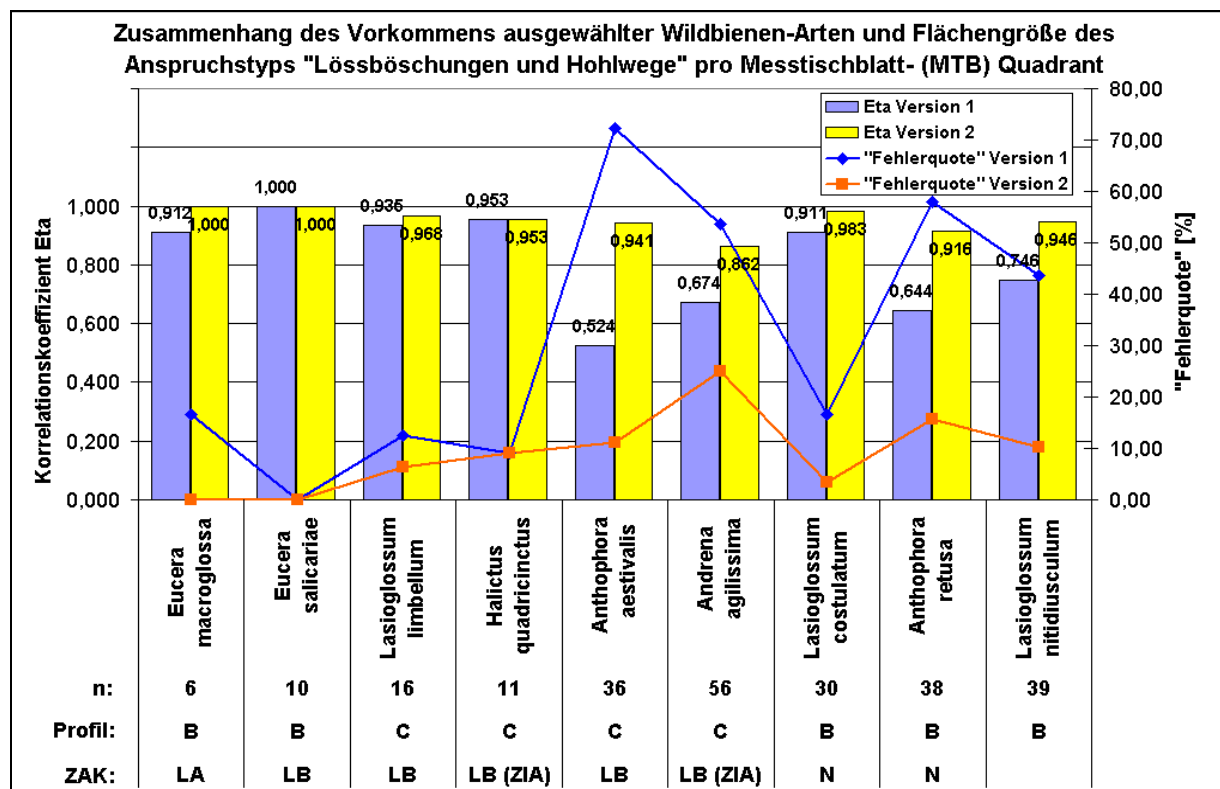
Abb. 27 zeigt die Verbreitung der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps in Kombination mit der für die Validierungen verwendeten Wildbienendaten als Summe nachgewiesener Arten pro Messtischblatt-Quadrant (Quelle: Wildbienen-Kataster, vgl. Kap. 2.3). Ausgewertet wurden die dort aufgeführten neun Arten, die als Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Lössböschungen bezeichnet werden können. Die schraffiert dargestellten Quadranten in der Rheinaue wurden bei den Validierungen nicht berücksichtigt, da die hier gemeldeten Vorkommen – nach Experteneinschätzung des Projektteams -mit großer Wahrscheinlichkeit an Rheindämmen und nicht an Lössböschungen oder Hohlwegen siedeln. Da die Rheindämme nicht als GIS-Datensatz erfasst sind, konnten sie bei der Umsetzung des Anspruchstyps nicht berücksichtigt werden. Ausgeschlossen wurden desweiteren alle Quadranten, die keine Habitatpotenzialfläche des Anspruchstyps aufweisen und gleichzeitig in den für das Rheintal charakteristischen Naturräumen liegen:

Markgräfler Rheinebene, Offenburger Rheinebene, Nördliche Oberrhein-Niederung, Hardtebenen und Neckar-Rheinebene (vgl. Abb. A2-1 in Anhang II).



**Abb. 27:** Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ in Kombination mit der Summe der ausgewerteten Charakter- und bioötypischen Begleitarten der Wildbienen pro Messtischblatt-Quadrant.

Alternativ wurde eine naheliegende Version des Anspruchstyps geprüft, bei der eine Eingrenzung der laut Tab. 15 abgebildeten Fläche erfolgte, indem ausschließlich der Teil verwendet wurde, der innerhalb von Lössgebieten der Karte der hydrogeologischen Einheiten liegt (vgl. Tab. 6 in Kap. 2.1.4). Verwendet wurde dabei die hydrogeologische Einheit „Löss / Lösslehm“. Abb. 28 vermittelt vergleichend für diese getestete ‚Version 1‘ und die verwendete ‚Version 2‘ - ohne Einschränkung auf Lössgebiete - Kennwerte der Modellgüte. Angegeben ist mit dem Koeffizient Eta (vgl. Kap. 2.2.4) für jede der ausgewerteten Arten die Korrelation zwischen ihrer Präsenz / Absenz (1/0) im Messtischblatt-Quadrant und der Summe der Anspruchstypfläche pro Quadrant. Zudem angegeben ist die jeweilige ‚Fehlerquote‘ mit der pro Art der Anteil der Quadranten mit Nachweis, jedoch ohne Habitatpotenzialfläche, an allen Quadranten mit Vorkommen der Art bezeichnet wird. In diesen Fällen bestehen offensichtlich Habitate im Gelände, die anhand des Anspruchstyps nicht abgebildet werden konnten.



n: Anzahl Quadranten mit Vorkommen der Art

Profil: C: Charakterart des Anspruchstyps

B: biototypische Begleitart des Anspruchstyps

ZAK: LA: Landesart Gruppe A

LB: Landesart Gruppe B

N: Naturraumart

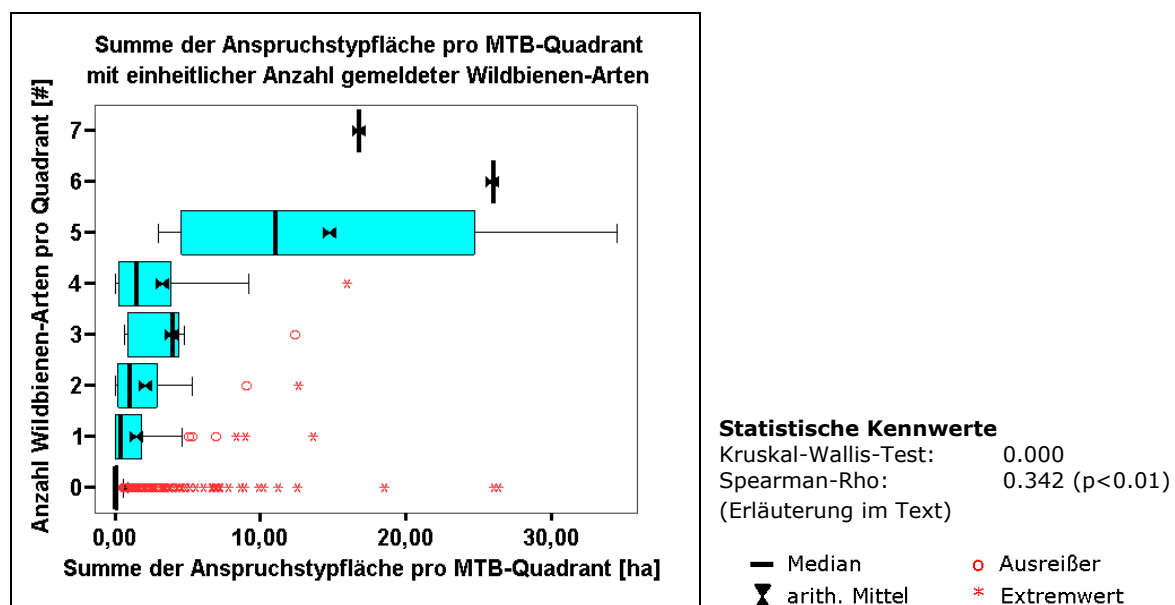
ZIA: ‚Zielorientierte Indikatorart‘

**Abb. 28:** Gütemaße der Validierung des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘. Dargestellt sind die Ergebnisse der im Projekt verwendeten Version 2, die der Definition laut Tab. 15 entspricht, sowie die vergleichend getestete Version 1, welche die Einschränkung der Version 2 ausschließlich auf Lössgebiete darstellt. ‚Fehlerquote‘ bezeichnet den Anteil der MTB-Quadranten mit Vorkommen der Art aber ohne Habitatpotenzialfläche an allen Quadranten mit Vorkommen der Art. Die Arten sind entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und aufsteigender Fehlerquote der Version 2 sortiert. (Daten: Wildbienen Katatster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V).

Der Vergleich der beiden Fehlerquoten verdeutlicht, dass mit der Beschränkung des Anspruchstyps ausschließlich auf Lössgebiete (Version 1) eine zum Teil deutlich höhere Fehlerquote bei allen Arten bis auf *Eucera salicariae* und *Halictus quadricinctus* verbunden gewesen wäre. Als Mittelwert der Fehlerquote ergab sich für diese Version 31,36% und für die verwendete Version 2 der deutlich bessere Wert von 8,98%. Auch die Korrelationsergebnisse legten den Schluss nahe, die Modellversion ohne die Einschränkung auf Lössgebiete zu verwenden, da die Werte für Eta bei dieser Version für alle Arten größer

oder zumindest gleich ausfielen. Ein Eta-Wert von 1 bedeutet bei dieser Auswertung, dass alle Quadranten mit Vorkommen der Art auch über Habitatpotenzialfläche verfügen. Daher wurde im Projekt die Version 2 ohne Einschränkung auf die Lössgebiete laut Karte der hydrogeologischen Einheiten verwendet. Als Grund für die relativ weite Verbreitung außerhalb der kartierten Lössgebiete kann für alle betrachteten Arten die Akzeptanz auch lehmiger und sandiger Substrate – über Löss- bzw. Lösslehmablagerungen hinaus – als Nistsubstrate angeführt werden (WESTRICH 1990b). Für *Andrena agilissima* und *Anthopora aestivalis* werden von WESTRICH (1990b: 469, 561) zusätzlich noch mit Lehm oder Kalkmörtel verputzte Gemäuer als beobachtete Nistplätze genannt. Das erweiterte Nistplatzspektrum könnte auch als möglicher Grund für die relativ hohen Fehlerquoten dieser beiden Arten hinsichtlich beider Modellversionen in Betracht gezogen werden. Auf Seiten der Datengrundlage kann im Hinblick auf den Maßstab der Karte der hydrogeologischen Einheiten von 1:200.000 davon ausgegangen werden, dass sehr kleinflächige aber dennoch wildbienenrelevante Löss- bzw. Lösslehmvorkommen nicht kartiert wurden. Dies wird bekräftigt durch die Größe der kleinsten Löss- bzw. Lösslehmfläche im Datensatz von 160 m<sup>2</sup>.

Als weitere Validierungsansatz wurde getestet, ob ein Zusammenhang zwischen der Anzahl gemeldeter Charakter- und biotoptypischer Begleitarten und der Summe der Habitatpotenzialfläche des Anspruchstyps pro Messtischblattquadrant festgestellt werden kann. Abb. 29 zeigt Mittelwerte und Spannweiten der Flächensumme des Anspruchstyps pro Messtischblatt-Quadrant mit einheitlicher Anzahl gemeldeter Wildbienen.



**Abb. 29:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächensumme des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblatt-Quadrant mit einheitlicher Anzahl gemeldeter Wildbienen (ohne Quadranten der Rheinaue). (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.).

Es ist eine tendenzielle Zunahme der durchschnittlichen Flächensumme pro Quadrant mit zunehmender Anzahl Wildbienen festzustellen. Der Mittelwertsvergleich anhand des Kruskal-Wallis-Tests ergibt ein höchst signifikantes Ergebnis (BÜHL & ZÖFEL 2005: 113). Die Rangkorrelation der Anzahl Wildbienen mit der Flächensumme nach Spearman-Rho (BÜHL & ZÖFEL 2005: 249) ist jedoch als gering zu bezeichnen. Die Rangkorrelation wird durch die Quadranten mit 7 und 4 gemeldeten Arten beeinträchtigt, die der allgemeinen Tendenz gegenläufige Werte aufweisen. Die höhere Flächensumme des Quadranten mit 6 gegenüber dem mit 7 gemeldeten Arten ist im Hinblick auf die beidesmal auftretenden Einzelwerte als wenig aussagekräftig zu bezeichnen. Die Werte der Quadranten mit 4 Arten werden insbesondere durch den relativ isoliert gelegenen Quadranten im Naturraum Kocher-Jagst-Ebene verringert, der überhaupt keine Habitatpotenzialfläche auf-

weist. Eine spezielle Begründung für diesen Ausnahmefall kann nicht gegeben werden. Die prinzipiellen Gründe für nicht in der Flächenkulisse des Anspruchstyps enthaltene Habitate werden im Folgenden diskutiert.

### **Diskussion**

Die artspezifischen Auswertungen zeigen, dass im deutlich überwiegenden Teil der Messischblattquadranten mit Artnachweisen auch Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ angetroffen werden können, die plausible Habitate der Arten darstellen. Räumlich schärfere Analysen waren aufgrund der tierökologischen Datengrundlage nicht möglich. Die Korrelation der Summen der Anspruchstypfläche mit der Anzahl nachgewiesener Charakter- und biotoptypischer Begleitarten pro Quadrant ergibt einen deutlichen gleichlaufenden Trend und positiven statistischen Zusammenhang. Dies legt den Schluss nahe, dass mit der verwendeten Definition des Anspruchstyps in hohem Maße relevante Habitate und Habitatpotenzialflächen für die betrachteten Wildbienen-Arten abgebildet werden konnten.

Einschränkungen ergaben sich bei diesem Anspruchstyp insbesondere dadurch, dass Lössböschungen zum Zeitpunkt der Kartierung noch kein gesetzlich geschützter Biotoptyp in Baden-Württemberg waren. Die Fülle an dennoch erfassten Biotopen ermöglichte eine Bearbeitung des Anspruchstyps, doch muss von einer unvollständigen Erfassung dieses Biototyps ausgegangen werden. Zudem mussten die Auswertungen mit einem geringfügig unvollständigen Stand der Kartierung durchgeführt werden (Stand September 2005). Wie bei den anderen Anspruchstypen auch, ergaben sich weitere prinzipielle Einschränkungen durch die vegetationskundliche Ausrichtung der Kartierschlüssel der Biotopkartierungen, die teilweise nicht mit den tierökologisch relevanten Besiedlungskriterien übereinstimmen. So sind Lössböschungen nicht nur innerhalb der als §32 Biotope kartierten Hohlwege mit einer Mindesttiefe von 1m und einer Böschungsneigung von mindestens 45° (LFU 2001: 97, FVA 1997: 137) als Lebensraum für Wildbienen relevant, sondern auch in Lössabbrüchen und kleineren Lössböschungen außerhalb der Hohlwege. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn sie besonnt sind und noch offene Bodenstellen zur Nestanlage aufweisen. Nicht möglich ist auch eine über die Kartierungskriterien hinausgehende Beurteilung der Habitatqualitäten innerhalb eines Biototyps. So haben z.B. die in der §32 Kartierung erfassten Hohlwege im Falle einer dichten Gehölzbestockung in der Regel nur geringe tierökologische Bedeutung, können aber bei Entfernung oder regelmäßiges auf den Stock setzen der Gehölze ein hohes Entwicklungspotenzial aufweisen. Dies verdeutlicht noch einmal den Ansatz der durchgeführten Habitatmodellierung, nicht nur Flächen mit Vorrangfunktion für den Bestandsschutz für die bestehende Habitate abzubilden. Es ist zudem angestrebt, auch Hinweise auf Potenzialflächen zu erhalten, die sich für eine Umgestaltung bzw. Aufwertung über angepasste Biotop-Entwicklungsmaßnahmen in besonderem Maße eignen. Weitere

Abschließend sei angemerkt, dass die dankenswerter Weise überlassenen Daten des Wildbienen-Katasters keine flächendeckend und systematisch erhobenen Erhebungen darstellen - wie sie für fundiertere Auswertungen nötig wären - sondern eine langjährige Sammlung von Funden verschiedener Bearbeiter, die aus verschiedenen Untersuchungen stammen (vgl. Kap. 2.3).

### **3.2.2 Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten**

Ziel dieses Validierungsansatzes war die Prüfung der Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten aus den Habitatpotenzialflächen der jeweiligen Anspruchstypen. Die Vorranggebiete dienen als Grundlage der planungsbezogenen Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu denjenigen Gemeinden, die Anteil an dieser Flächenauswahl haben (vgl. Kap. 2.2.3).

Ausgangspunkt der Analysen ist die Auswahl der im Rahmen des ZAK (RECK et al. 1996) bzw. seiner Fortschreibung im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ mit Stand 2005/2006 ausgewählten Zielarten und ihrer Einstufung in die Kategorien Landesarten Gruppe A und B – hierunter auch ‚Zielorientierte Indikatorarten‘ (ZIA) - sowie Naturraumarten (vgl. Kap. 1.3.2). Die Einstufung erfolgte anhand der Kriterien Schutzbedarf bzw. Gefährdungsgrad, besonderer Schutzverantwortung in Baden-Württemberg und / oder Funktion als Schlüsselarten im Ökosystem wie dies bspw. bei Habitatbildnern der Fall ist. Die starke Gefährdung vieler Landesarten ist auf verschiedene Faktoren bzw. Faktorengruppen zurückzuführen. Die Größe und Konfiguration von Habitaten spielt dabei eine wichtige Rolle, u.a. durch hohen Flächenanspruch, hohe Anforderungen an eine gute Vernetzung der Habitate oder eine geringe Störungstoleranz bestimmter Arten. Darüber hinaus besteht eine Reihe weiterer Risikofaktoren, die nicht mit Flächengrößen bzw.-konfigurationen zusammenhängen. Im Fall der Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken der Kalkmagerrasen können bspw. die Aufgabe bestimmter Nutzungsformen wie großflächige Beweidung oder zeitlich nicht angepasste Nutzungen wie Mahd genannt werden.

Im Rahmen des Projekts konnte eine Auswahl von Vorranggebieten aufgrund des landesweiten Ansatzes ausschließlich anhand der Flächengröße und der Verbundsituation der Habitatpotenzialflächen erfolgen (vgl. Kap. 2.1.3.4.2). Daher wurde geprüft, ob positive Zusammenhänge zwischen einem hohem ZAK-Status und überwiegendem Vorkommen in vergleichsweise großen Habitatpotenzialflächen und / oder großen Verbundräumen festgestellt werden können. Insbesondere wurde analysiert, ob dabei signifikante Unterschiede zwischen den Landesarten einerseits und den Naturraumarten bzw. den Arten ohne ZAK-Status andererseits auftreten. Hintergrund hierfür ist, dass die besonderen Ansprüche an Habitatqualitäten wie Flächengröße und Vernetzung vorrangig den aus landesweiter Sicht als prioritär schutzbedürftig eingestuften Landesarten zuzuordnen sind. Mit den nur regional bedeutsamen Naturraumarten werden keine vergleichbar hohen Habitatansprüche verbunden. Besonderes Augenmerk wurde zudem auf diejenigen Landesarten gelegt, die u.a. aufgrund ihrer besonders großen Raumansprüche als ZIA eingestuft wurden.

Für den vorgestellten Validierungsansatz wird die im ZAK erfolgte Einstufung der Zielarten durch Experten der jeweiligen Artengruppen und die in vielen Fällen damit verbundene Annahme hoher Ansprüche an Habitatgrößen und / oder die Verbundsituation der Habitate - bzw. damit korrelierter Habitatqualitäten wie Strukturvielfalt (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) - als fundiertes ‚wahres‘ Expertenwissen betrachtet, das zur Prüfung der Indikatoren verwendet werden kann. Dieses Expertenwissen wird als Wortmodell bzw. ‚verbales Modell‘ (POETHKE & WISSEL 1994: 132) verwendet, das selbst nicht Gegenstand der Validierungen ist, sondern zur empirischen Prüfung der im Rahmen des Projekts entwickelte Methodik zur Auswahl von Vorranggebieten herangezogen wird. Für einige Arten sind entsprechende Habitatpräferenzen belegt, darauf wird an geeigneter Stelle verwiesen. Die zu untersuchende Fragestellung ist daher, ob anhand der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete aus den anhand landesweiter GIS-Datensätze abgebildeten Habitatpotenzialflächen ausgewählt werden können. Als Teilfragestellung ergibt sich zudem eine Plausibilitätsprüfung der im Projekt neu entwickelten Methodik zur Abbildung ‚potenzieller Verbundräume‘, welche die Grundlage des Indikators ‚Biotopverbund‘ darstellt. Im vorliegenden Kapitel werden dabei nur die innerhalb des Projekts verwendeten Verbundraumkulissen, die einheitlich für alle Anspruchstypen mit einem Distanzwert von 500m (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) erzeugt wurden, analysiert. Weitergehende Auswertungen mit Anwendung variabler, artspezifischer Distanzwerte werden in Kap. 3.2.7 vorgestellt.

Die Operationalisierung der tierökologischen Bedeutung über das Vorkommen von Landesarten und ZIA führt zur Hypothese, dass ein positiver Zusammenhang zwischen der Flächengröße der Habitatpotenzialflächen und / oder der Verbundräume mit dem Vorkommen von Landesarten Gruppe A und B - bzw. der Auswahl von ZIA daraus - festgestellt werden kann. Zu Grunde liegt dabei die Annahme, dass für die analysierten Arten in großen zusammenhängenden Habitatflächen regelmäßig eine hohe Lebensraumeignung verwirklicht sein kann, aber auch in kleineren Habitaten sofern diese eine hohe Vernetzung aufweisen. Letztere ist Voraussetzung zur Aufrechterhaltung einer funktionierenden Population im räumlichen Kontext der Flächen bzw. zur Bildung geeigneter Metapopulationsstrukturen bei Arten, die solche aufweisen bzw. darauf angewiesen sind (vgl. Kap. 2.1.3.4.1).

Ausgewertet wurden flächen- und punktbezogene tierökologische Geländedaten aus vorhandenen Untersuchungen der Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘, der Vögel bzgl. des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ und der Wildbienen für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘. Bei der Auswahl der Datenquellen wurden insbesondere großräumige Erfassungen auf regionaler Ebene berücksichtigt, um möglichst repräsentative Ergebnisse mit geringer Beeinflussung durch lokale Besonderheiten zu erzielen.

Zur besseren Verständlichkeit der folgenden Ergebnisdarstellung werden die in den vorangegangenen Kapiteln erläuterten Flächenbezeichnungen kurz zusammengefasst:

- **Habitatpotenzialfläche**  
Einzelfläche eines Anspruchstyps im Sinne eines Polygons. Im Unterschied zur Originalgeometrie der zu Grunde liegenden GIS-Datensätze wurden alle Flächen, die näher als 15m beieinander liegen, vereinigt (vgl. Kap. 2.1.3.3.3).
- **Anspruchstypfläche**  
Flächengröße, die den Definitionen des Anspruchstyps entspricht. Bei den aus den Biotopkartierungen abgeleiteten Anspruchstypen ist die Anspruchstypfläche immer dann geringer als die Größe der Habitatpotenzialfläche – die leicht aggregiert einem kartierten Biotopkomplex entspricht – wenn nicht alle im Biotopkomplex enthaltenen Biotoptypen- bzw. untertypen zur Definition des Anspruchstyps herangezogen wurden. Bei den nicht aus den Biotopkartierungen abgeleiteten Anspruchstypen entfällt die Unterscheidung von Anspruchstyp- und Habitatpotenzialfläche (vgl. Kap. 2.1.3.3.3).
- **Verbundraum (‚potenzieller Verbundraum‘)**  
Umrissfläche um Habitatpotenzialflächen eines Anspruchstyps, die näher als 500m beieinander liegen, gemäß dem in Kap. 2.1.3.4.4 vorgestellten Verfahren zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘. Die Größe eines Verbundraums setzt sich aus der Größe der enthaltenen Habitatpotenzialflächen und der Größe der dazwischen gelegenen, durch das Verfahren ausgewiesenen sog. ‚Verbindungsfläche‘ zusammen.
- **Verbindungsfläche**  
Fläche eines Verbundraums ohne die enthaltenen Habitatpotenzialflächen. Um ein Dominieren der Verbundraumgrößen durch sehr große Habitatpotenzialflächen zu vermeiden, wurde für den Indikator ‚Biotopverbund‘ die Größe der Verbindungsfläche zur Auswahl von Vorranggebieten herangezogen (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Diese Flächengröße wurde daher auch für die folgenden Analysen verwendet.

Zur Auswertung der flächenbezogen vorliegenden tierökologischen Daten wurden die Untersuchungsgebiete mit den Habitatpotenzialflächen des jeweiligen Anspruchstyps überlagert und pro Gebiet die Flächengröße der in den Potenzialflächen enthaltenen Anspruchstypfläche ermittelt. Bei nicht vollständig in einem Gebiet befindlichen Potenzialflächen wurde dennoch die gesamte Anspruchstypfläche verwendet, da die räumliche Verteilung der Anspruchstypfläche innerhalb einer Potenzialfläche nicht ermittelt werden kann. Zudem wurde angenommen, dass das Arteninventar eines Untersuchungsgebiets auch durch die Größe eines zusammenhängend über die Gebietsabgrenzung hinaus reichenden Teils der Potenzialfläche beeinflusst wird. Bei der Ermittlung der Verbindungsfläche eines Verbundraums wurde entsprechend verfahren.

Zur Auswertung der punktförmig vorliegenden tierökologischen Daten im Sinne von ‚Habitaten‘ wurden um die Fundorte durch Pufferung Kreise mit Radien von 100m bei Tagfaltern und Widderchen und 50m bei Heuschrecken erzeugt. Die Distanzen wurden in Abstimmung mit den Betreuern der Datenbanken festgelegt. Da bei der Pufferbildung um Fundorte, die näher als die Distanzwerte beieinander liegen, durch partielle Vereinigung der Kreise unplausible Flächen als Erhebungseinheiten entstehen, wurde eine automatisierte separate Auswertung jedes Kreises durchgeführt. Bei der Ermittlung der Anspruchstyps- bzw. Verbindungsfläche pro Kreis wurde dann analog zur Auswertung der flächenhaften Untersuchungsgebiete vorgegangen.

Bei der Analyse des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ musste aufgrund der Datenverfügbarkeit der hierfür ausgewerteten Wildbienen nachweise, die lediglich in Form von Präsenz-/Absenzinformation in Messtischblattquadranten vorlagen, etwas abweichend vorgegangen werden. Hier wurde pro Art die Summe der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche pro Quadrant mit Nachweis der Art verwendet. Wie bei den Auswertungen in Kap. 3.2.1.3 wurden in der Rheinaue gelegene Quadranten nicht berücksichtigt, da die Meldungen hier mit großer Wahrscheinlichkeit von Rheindämmen und nicht aus Lössböschungen bzw. Hohlwegen stammen.

Zur Ermittlung der Flächengröße des Anspruchstyps wurden immer nur die innerhalb von Habitatpotenzialflächen – inkl. des jeweiligen Toleranzbereichs - gelegenen Untersuchungsgebiete bzw. Fundorte berücksichtigt. Entsprechend flossen in die Analyse der Verbindungsfläche nur die in einem Verbundraum gelegenen Untersuchungsgebiete bzw. Fundorte ein. Damit wurde eine möglichst präzise Analyse des Einflusses der Flächengrößen angestrebt. Nachweise einer Art außerhalb von Habitatpotenzialflächen betreffen die Güte der Habitatmodelle und damit eine andere Zielrichtung der Validierungen, die in Kap. 3.2.1.3 analysiert und diskutiert wird.

Die Darstellung der ermittelten Flächengrößen erfolgt pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie u. a. in Form von Boxplots. Diese enthalten innerhalb der Box die mittleren 50% der auftretenden Werte und sind somit vom ersten und dritten Quartil des Wertespektrums begrenzt. Die Mitte der Box entspricht dem Median der auftretenden Werte. Außerhalb der Box liegen die jeweils 25% höchsten und geringsten Werte. Werte, die um mehr als anderthalb Boxlängen außerhalb der Box liegen, werden in SPSS® als Ausreißer und ab drei Boxlängen als Extremwerte bezeichnet und entsprechend markiert (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2005: 224 ff.). Zusätzlich wird in den folgenden Darstellungen das arithmetische Mittel angezeigt. Die Erläuterung der statistischen Tests erfolgt in Kap. 2.2.3. Bei den kombinierten Darstellungen der Werte beider Indikatoren pro Art wurde wie es in ökologischen Studien häufig durchgeführt wird, nach intensiver Sichtung der Ergebnisse dem Median der Vorzug gegenüber dem arithmetischen Mittel gegeben, da Letzteres stark durch Ausreißerwerte beeinflusst wird.

Die Unterschiede der Größen der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche pro ZAK-Kategorie wurden über Mittelwertsvergleiche auf Signifikanz geprüft. Im bivariaten Vergleich zweier ZAK-Kategorien wurde dabei der Kolmogorov-Smirnov-Test angewendet, da die Daten metrisch skaliert, aber nicht normalverteilt sind. Der eigentlich für diese Variableneigenschaften adäquate U-Test nach Mann-Whitney wurde nur ergänzend angewendet, da das mehrmalige Vorkommen von Arten in identischen Verbundräumen, und zum Teil auch in identischen, großen Habitatpotenzialflächen, zu sog. ‚Messwiederholungen‘ führen kann. Dies beeinträchtigt den U-Test, dessen Werte jedoch in kursiver Schrift ergänzend zu den Ergebnissen des Kolmogorov-Smirnov-Tests angeführt werden, da es keine eindeutige Regel zur Anwendung beider Tests gibt (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2005: 297 ff.). Für den multivariaten Vergleich der Werte aller drei ZAK-Kategorien und der Nicht-Zielarten wurde der H-Test nach Kruskal-Wallis verwendet. Die Auswertungen wurden mit SPSS® durchgeführt. Angegeben wird jeweils die asymptotische Signifikanz. Die Interpretation der Signifikanzniveaus erfolgt nach (BÜHL & ZÖFEL 2005: 113):



**Tab. 16:** Verwendete Interpretation und Symbolisierung der Signifikanzniveaus (nach BÜHL & ZÖFEL 2005: 113).

Irrtumswahrscheinlichkeit	Bedeutung	Symbolisierung
$p > 0.05$	nicht signifikant	
$p \leq 0.05$	signifikant	*
$p \leq 0.01$	sehr signifikant	**
$p \leq 0.001$	höchst signifikant	***

Im Folgenden werden die Ergebnisse für jede der Datenquellen dargestellt und kurz diskutiert. Kap. 3.2.2.4 enthält eine zusammenfassende Diskussion zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ für alle analysierten Anspruchstypen.

### 3.2.2.1 Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘

Im Folgenden werden die für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ durchgeführten Analysen zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ dargestellt. Kap. 3.2.2.1.1 enthält die Ergebnisse der Auswertungen zu den Artengruppen Tagfalter und Widderchen anhand der Erhebungen von WAGNER (2002) und G. Hermann (unveröff.). Kap. 3.2.2.1.2 beinhaltet die Analysen der Heuschrecken, basierend auf den Daten der Heuschrecken-Datenbank GÖG.

#### 3.2.2.1.1 Analysen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen

##### **Auswertung der Erhebungen von WAGNER (2002)**

Abb. 30 zeigt die Ergebnisse der Analyse des Indikators ‚Flächengröße‘. Dargestellt sind Mittelwerte und Spannbreiten der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ für die von WAGNER (2002) in 30 Untersuchungsgebieten auf der östlichen Schwäbischen Alb erhobenen Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen (vgl. Kap. 2.3).

Erkennbar ist eine Zunahme der mittleren Flächengrößen der Anspruchstypfläche ‚Kalkmagerrasen‘ mit Vorkommen der Landesarten und innerhalb dieser bei den Landesarten Gruppe A. Die beiden im untersuchten Gebiet vorhandenen ZIA für Kalkmagerrasen *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* weisen die höchsten Mediane der Flächengrößen auf und lassen, bei Betrachtung der Streuung der Werte, keine Vorkommen in kleineren Kalkmagerrasen erkennen. Die in Abb. 30b dargestellte Analyse, in der alle Arten einer ZAK-Kategorie zusammengefasst sind, verdeutlicht die Zunahme der durchschnittlichen Größen der Anspruchstypfläche von den Naturraumarten zu den Landesarten Gruppe B und nochmals zu den Landesarten Gruppe A. Die bivariate Betrachtung von jeweils zwei ZAK-Kategorien ergibt dabei, aufgrund der geringen Fallzahlen, keine signifikanten Mittelwertsunterschiede. Erst der Mittelwertsvergleich über alle ZAK-Kategorien hinweg – mit und ohne Berücksichtigung der Nicht-Zielarten – ergibt statistisch signifikante Unterschiede. Die bivariate Auswertung der Landesarten einerseits und der Naturraumarten bzw. Nicht-Zielarten andererseits ergibt bei Betrachtung – des allerdings hier unzuverlässigen – U-Tests signifikante Ergebnisse, die der geeigneteren Kolmogorov-Smirnov-Test knapp verfehlt.

Als Ausreißer fällt die Art *Aricia artaxerxes* auf, deren Wert bei nur einem Nachweis als statistisch nicht aussagefähig betrachtet werden kann. Eine weitere Abweichung lässt die Landesart Gruppe B *Maculinea arion* mit einer im Vergleich zu den anderen Arten dieser ZAK-Kategorie geringeren mittleren Flächengröße erkennen. Dies leitet über zur Analyse des Indikators ‚Biotopverbund‘. Wie eingangs dargestellt, wird postuliert, dass mit der Kombination der beiden Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete ausgewählt werden können, da neben großen Habitaten auch kleinere, sofern sie Teil stark vernetzter Flächenkonfigurationen sind, eine hohe Habitategnung aufweisen können (vgl. Kap. 2.1.3.4.1).

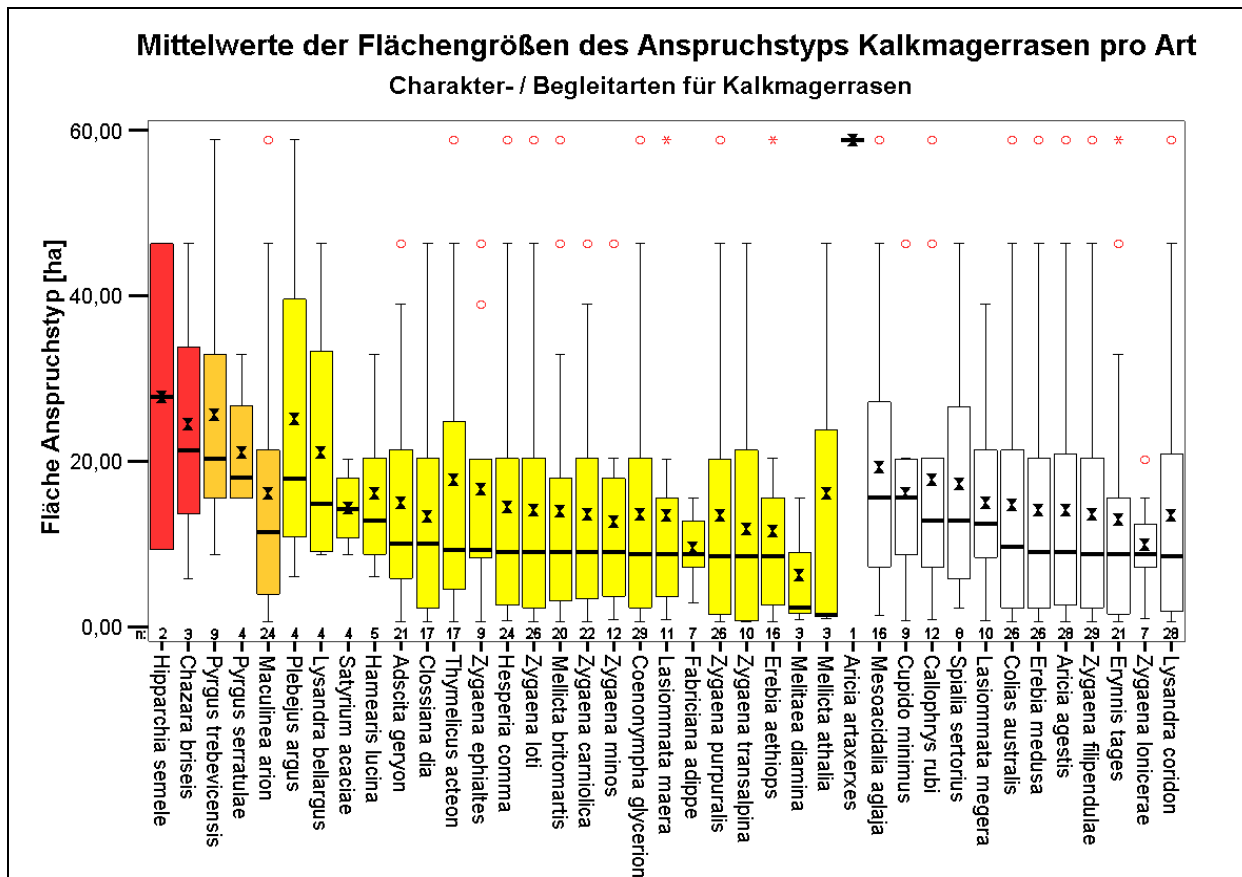


Abb. 30a

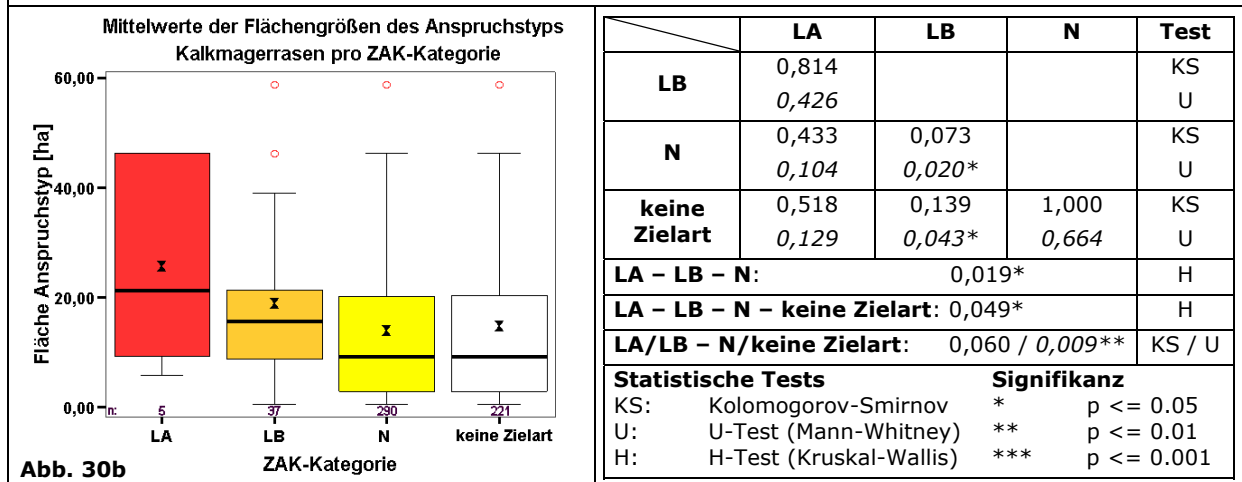


Abb. 30b

- Landesart Gruppe A
- Naturraumart
- Median
- Ausreißer
- Landesart Gruppe B
- keine Zielart
- X arith. Mittel
- \* Extremwert

**Abb. 30:** Boxplot-Darstellungen der Mittelwerte und Spannweiten der Fläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 30a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 30b) für Tagfalter und Widderchen. Abb. 30a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet die Anzahl Untersuchungsgebiete mit Nachweis der Art (Abb. 30a) bzw. der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 30b) (Daten: WAGNER 2002).

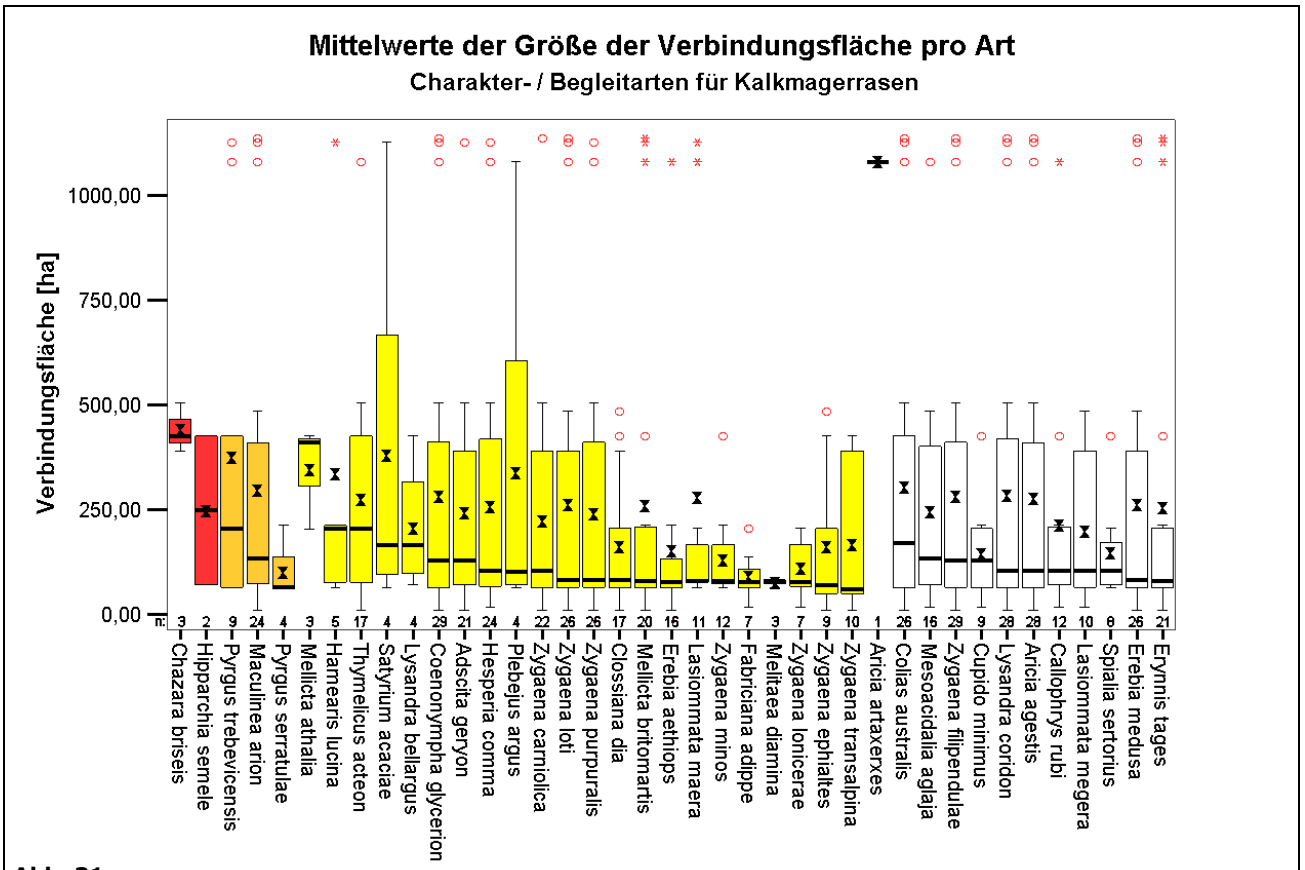


Abb. 31a

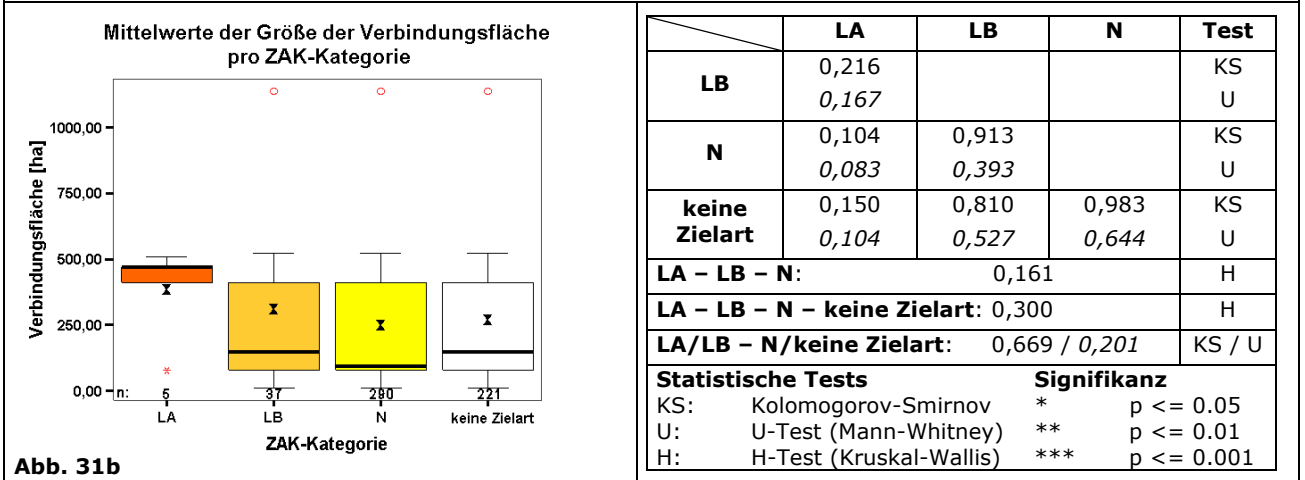


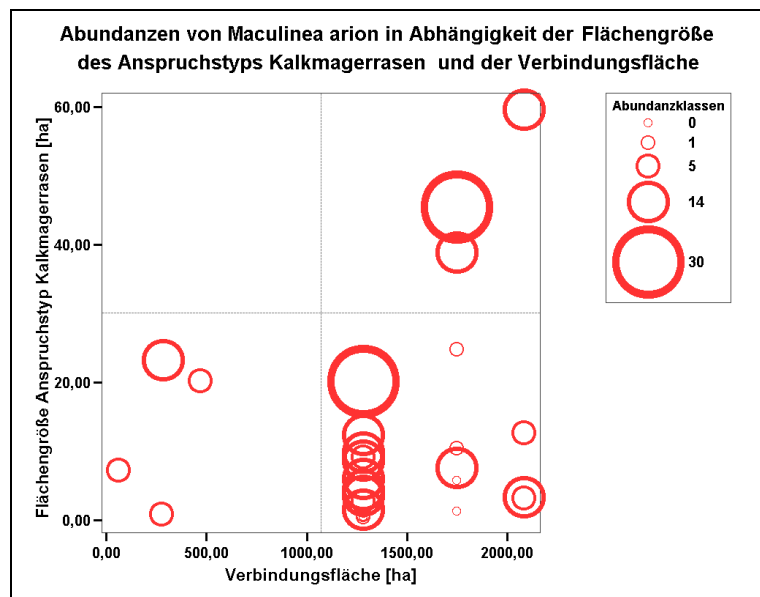
Abb. 31b

■ Landesart Gruppe A     ■ Naturraumart     — Median     ○ Ausreißer  
■ Landesart Gruppe B     □ keine Zielart     ⚡ arith. Mittel     \* Extremwert

**Abb. 31:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 31a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 31b) für Tagfalter und Widderchen. Abb. 31a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet die Anzahl Untersuchungsgebiete mit Nachweis der Art (Abb. 31a) bzw. der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 31b) (Daten: WAGNER 2002).

Abb. 31 zeigt die Ergebnisse der Analyse des Indikators ‚Biotopverbund‘. Dargestellt sind die Mittelwerte und Spannweiten der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie. Ein deutlicher Unterschied ist nur zwischen den Landesarten Gruppe A und allen weiteren ZAK-Kategorien bzw. den Nicht-Zielarten erkennbar, wobei dieser aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht statistisch signifikant ausfällt. Der paarweise Vergleich der Landesarten Gruppe B, der Naturraumarten und der Nicht-Zielarten ergibt kaum Unterschiede der Mittelwerte bzw. Spannweiten.

Da *Maculinea arion* als einzige Landesart Gruppe B vergleichsweise geringe mittlere Flächengrößen der Habitatpotenzialflächen aufweist und sie bei Betrachtung der Verbindungsfläche nur eine mittlere Stellung einnimmt, wurde eine Detailanalyse der Verbund-situation für diese Art anhand des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ durchgeführt. Dabei wurden über den Distanzwert des Indikators ‚Biotopverbund‘ von 500m hinaus eine Reihe weiterer Distanzwerte von 25m – 1400m zur Erzeugung der Verbundräume herangezogen (vgl. Kap. 3.2.7).

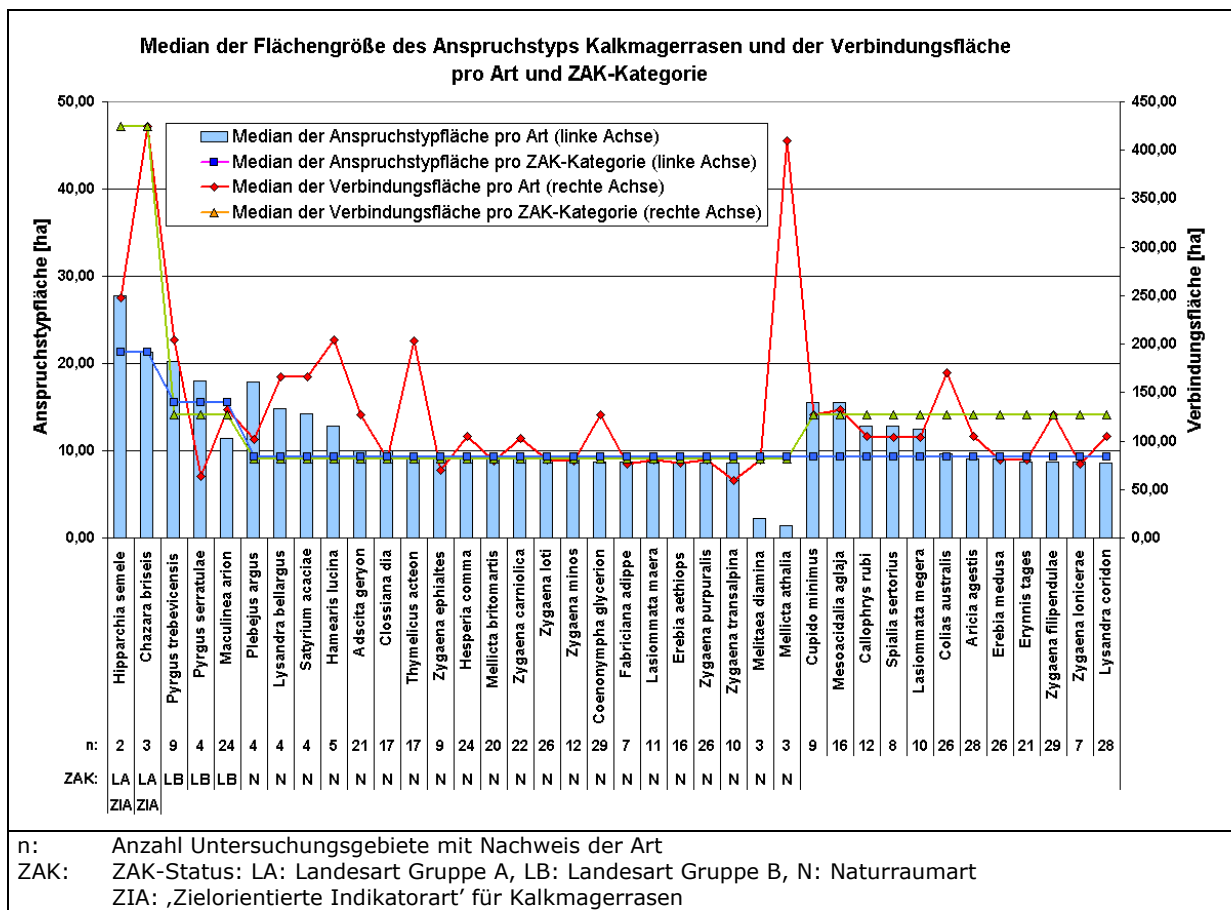


**Abb. 32:** Streudiagramm der Abundanzen von *Maculinea arion* in Abhängigkeit der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche bei Erzeugung der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit einem Distanzwert von 875m. Kreisgrößen stellen die Abundanzen im Untersuchungsgebiet in den von WAGNER (2002) verwendeten Klassen dar. (Daten: WAGNER 2002).

Abb. 32 zeigt die Abundanzen von *Maculinea arion* pro Untersuchungsgebiet als Größe der Kreise in Abhängigkeit der Flächengröße des Anspruchstyps Kalkmagerrasen und der Verbindungsfläche der Verbundräume, die hier mit einem Distanzwert von 875m erzeugt wurden. Es zeigt sich, dass hohe Abundanzen entweder in Untersuchungsgebieten mit großer Kalkmagerrasenfläche auftreten oder aber in solchen mit relativ geringer Kalkmagerrasenfläche, die in relativ großen Verbundräumen gelegen sind. Dies kann dahingehend interpretiert werden, dass für diese Art ein Distanzwert um 875m zu einer plausibleren Verbundraumkulisse führt als der im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ pauschal angewendete Wert von 500m.

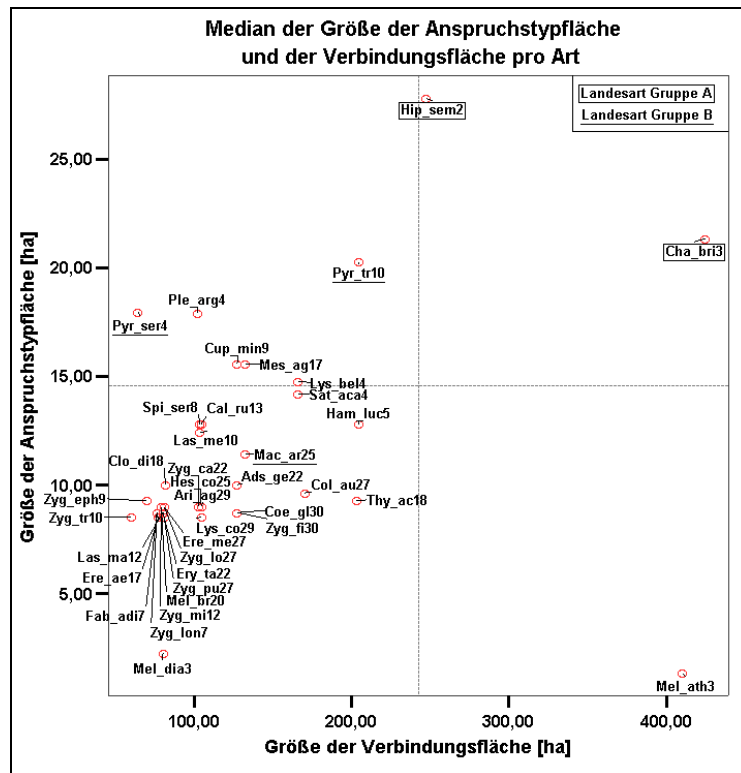
Charakteristische Wanderungsdistanzen um 800m wurden bspw. in den mehrjährigen Untersuchungen der Metapopulationsstruktur und des Mobilitätsverhaltens der verwandten Arten *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* durch GEIBLER-STROBEL (1998) beobachtet. PAULER (1993: 68) stellt bei Wiederfanguntersuchungen zu 54 Individuen von *Maculinea arion* in vier Untersuchungsgebieten im Bereich der Zollernalb in Baden-Württemberg eine maximale, in jenem Fall messbare, Wanderungsdistanz von 846m fest. SETTELE et al. (1999a) gehen im Fallbeispiel zur Anwendung der Standardisierten Populationsprognose für eine Naturschutzgebietsplanung auf der Schwäbischen Alb anhand von Vergleichswerten zu anderen Arten sogar davon aus, dass „...Entfernungen bis zu 5 km regelmäßig überwunden werden können“ (SETTELE et al. 1999a: 225).

Abb. 33 und 34 zeigen kombinierte Darstellungen der Mediane der Größe der Anspruchstypfläche und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie (nur Abb. 33). In Abb. 33 ist eine Tendenz des Abfallens der Mediane beider Flächengrößen von den Landesarten Gruppe A zu den Landesarten Gruppe B und nochmals zu den Naturraumarten erkennbar. Das Ansteigen des Medians der Verbindungsfläche pro ZAK-Kategorie der Nicht-Zielarten gegenüber den Naturraumarten ist zum größten Teil auf den Ausreißerwert von *Mellicta athalia* zurückzuführen. Der hohe Wert der Verbindungsfläche für diese Art bei gleichzeitig geringer mittlerer Größe der Anspruchstypfläche ist plausibel. EBERT (1991a: 517) führt neben Halbtrockenrasen auch „...Weg- und Waldränder (meist kleinflächig)...“ als charakteristische Lebensräume auf. *Mellicta athalia* kann als typische Art der Mosaik kleinflächiger Saumbiotope betrachtet werden, wie sie über den Indikator ‚Biotopverbund‘ abgebildet werden. Die extreme Höhe des Wertes ist jedoch in Zusammenhang mit der geringen Signifikanz bei drei Vorkommen der Art zu betrachten. Die geringe Signifikanz betrifft auch weitere Arten mit sehr geringem Vorkommen wie *Hipparchia semele* oder *Chazara briseis*, doch ist bei diesen Arten die Präferenz für besonders große Kalkmagerrasen hinlänglich bekannt (z.B. SEUFERT 1999<sup>7</sup>: 180 ff.), weswegen die Ergebniswerte ebenfalls als plausibel betrachtet werden.



**Abb. 33:** Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen. Die x-Achse ist nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median der Anspruchstypfläche sortiert. *Aricia artaxerxes* ist als Ausreißer nicht dargestellt (Daten: WAGNER 2002).

<sup>7</sup> Der Autor führt bezogen auf seine Untersuchungen in der Porphyrkuppenlandschaft bei Halle (Sachsen-Anhalt) aus: „Die Inzidenzkurven [...] zeigen, dass nur relativ große Flächen von mehr als 10 000 m<sup>2</sup> eine hohe Besetzungswahrscheinlichkeit aufweisen“ (S. 183-184). Und weiter: „Nur auf größeren Flächen tritt die Art mit hoher Wahrscheinlichkeit auf und bildet individuenreiche Kolonien, die sich durch eine erhöhte Standorttreue der Imagines auszeichnen. Damit wird deutlich, dass die Flächengröße der von der landwirtschaftlichen Nutzung ausgespart gebliebenen Trockenbiotopie die Verbreitung der Berghexe stark beeinflusst und ein deutliches Gefährdungspotenzial durch Veränderungen dieses Parameters gegeben ist“ (S. 185).



**Abb. 34:** Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für Tagfalter und Widderchen.

Zur Erläuterung der Namenskürzel s. Tab. A6-1 in Anhang VI. Die Zahl bezeichnet die Anzahl von Untersuchungsgebieten mit Vorkommen der Art. *Aricia artaxerxes* ist als Ausreißer nicht dargestellt. Eine Detaildarstellung ohne die Arten mit sehr hohen Werten *Hipparchia semele*, *Chazara briseis* und *Mellicta athalia* erfolgt vergleichend zur Auswertung der Daten von G. Hermann in Abb. 39 (Daten: WAGNER 2002).

In Abb. 34 sind die Mediane der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche pro Art als Streudiagramm dargestellt. Die beiden Landesarten Gruppe A und ZIA für Kalkmagerrasen *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* zeigen mit Abstand die höchsten Werte bei simultaner Betrachtung beider Flächengrößen. Die Platzierung von *Mellicta athalia* ist – wie erläutert – vorbehaltlich des geringen Stichprobenumfangs zu sehen. Bei Betrachtung der Landesarten Gruppe B weisen *Pyrgus serratulae* und *Pyrgus trebevicensis* ebenfalls vergleichsweise hohe Medianwerte der Größe der Anspruchstypfläche auf. *Maculinea arion* zeigt eine mittelmäßige Anordnung bzgl. beider Medianwerte, worauf bereits in diesem Kapitel eingegangen wurde.

### Diskussion

Es kann zusammenfassend festgestellt werden, dass die Landesarten des ZAK – insbesondere die beiden hier vorkommenden Landesarten Gruppe A die gleichzeitig als ZIA für Kalkmagerrasen eingestuft sind – eine deutliche Tendenz des vorrangigen Vorkommens in großräumigen Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps Kalkmagerrasen erkennen lassen. Dies ist auch vor dem Hintergrund der zitierten Literaturangaben (s. vorne) plausibel. Weniger deutlich ist diese Tendenz für die Landesart Gruppe B *Maculinea arion*. Für diese Art spielt im untersuchten Gebiet mit hoher Wahrscheinlichkeit die Verbundsituation der Habitate eine entscheidende Rolle. Es wird angenommen, dass mit dem einheitlich für den Indikator ‚Biotopverbund‘ verwendeten Distanzwert von 500m zur Abbildung der Verbundsituation das charakteristische Mobilitätsverhalten dieser Art unterschätzt wird und aus diesem Grund keine überdurchschnittlichen Werte der Verbindungsfläche für diese Art auftreten.

Die Ergebnisse werden insgesamt als Bestätigung der Hypothese gewertet, dass ein positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Landesarten und besonders großen Flächen des Anspruchstyps Kalkmagerrasen festgestellt werden kann. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs sind die Befunde als Tendenzen und nicht als statistisch signifikante Ergebnisse zu betrachten. Ein positiver Einfluss der Vernetzung gemäß der Abbildung über den Indikator ‚Biotopverbund‘ könnte gemäß den Auswertungen insbesondere für *Chazara briseis*, *Hipparchia semele* und ggf. *Mellicta athalia* angenommen werden. Eine ausführliche Diskussion der Ergebnisse der Verbundanalyse erfolgt im folgenden Abschnitt anhand des Vergleichs mit der Analyse der Daten von G. Hermann.

Die Detailanalyse der Verbundsituation für *Maculinea arion* zeigt Einschränkungen auf, die sich durch die artunspezifische Verwendung eines einheitlichen Distanzwerts bei der Anwendung des Indikators ‚Biotopverbund‘ ergeben. Dies war zu erwarten, doch ließen der landesweite Ansatz des Projekts und das breite Spektrum an bearbeiteten Anspruchstypen keine weitergehende Differenzierung bei der Ausgestaltung der Indikatoren zu.

#### **Auswertung der Erhebungen von G. Hermann (unveröff.)**

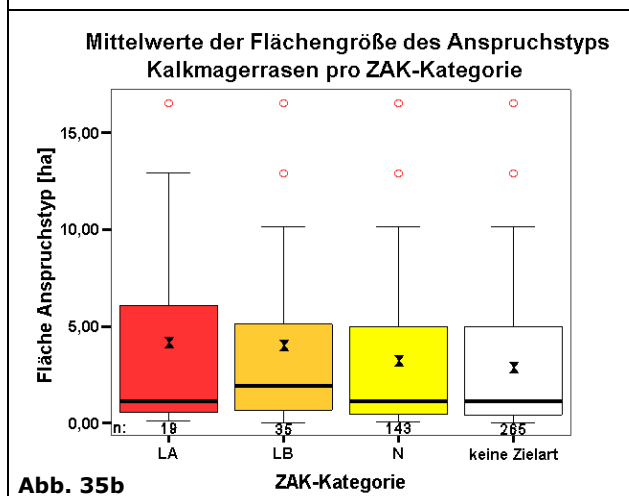
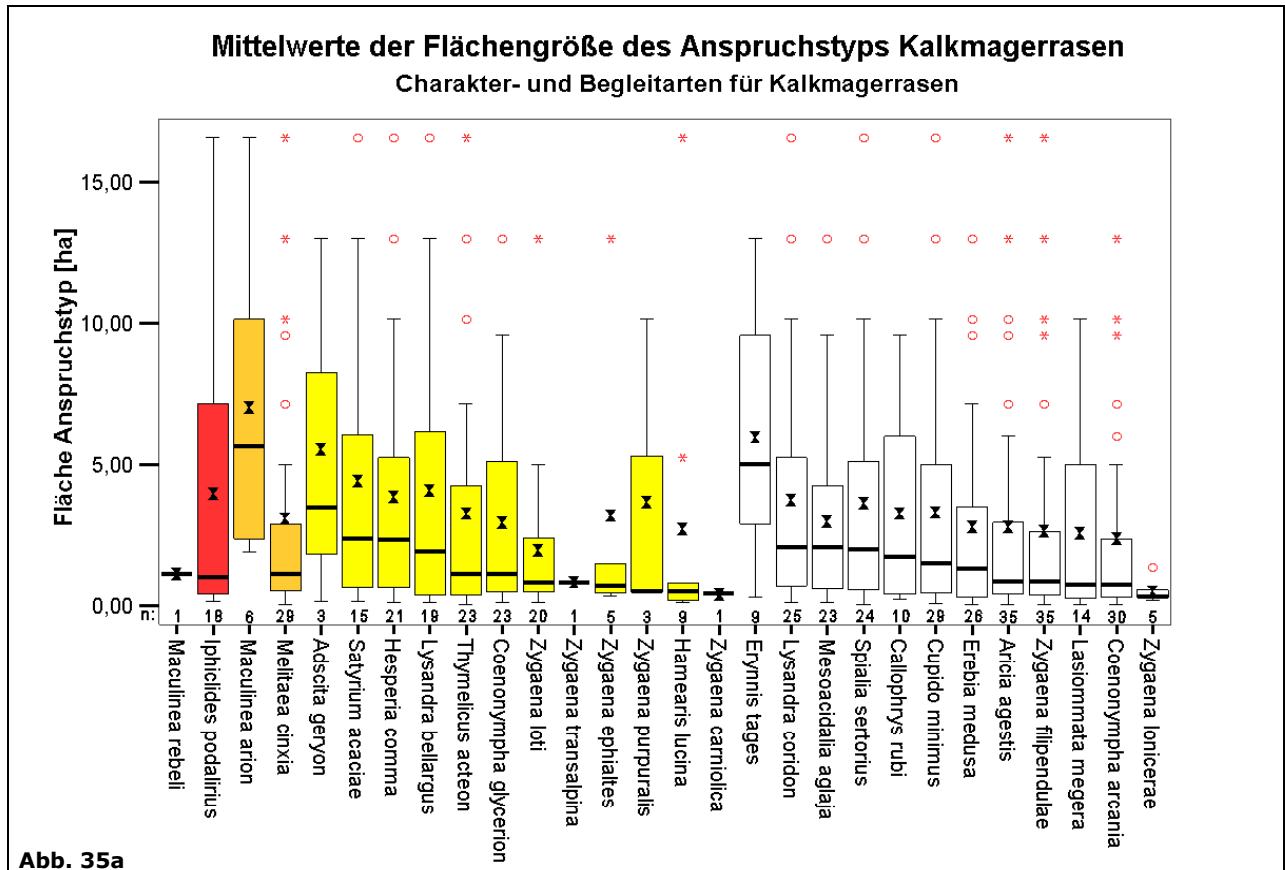
Abb. 35 zeigt die Ergebnisse der Analyse des Indikators ‚Flächengröße‘. Dargestellt sind die Mittelwerte und Spannbreiten der Flächengrößen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ für die von G. Hermann (unveröff.) im Landkreis Böblingen erfassten Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen (vgl. Kap. 2.3).

Bei Betrachtung der Landesarten lassen nur *Maculinea arion* und in schwächerem Umfang *Iphiclides podalirius*<sup>8</sup> eine Tendenz zum Vorkommen in überdurchschnittlich großen Flächen des Anspruchstyps erkennen. *Maculinea rebeli* und *Melitaea cinxia* weisen sehr geringe Werte auf, wobei das Einzelvorkommen von *Maculinea rebeli* nur unter Vorbehalt interpretiert werden kann. Entsprechend gering fallen die Unterschiede der Auswertung pro ZAK-Kategorie aus (Abb. 35b). Es treten keine signifikanten Mittelwertsunterschiede auf.

Abb. 36 enthält die Resultate der Auswertungen bzgl. des Indikators ‚Biotopverbund‘. Sie zeigt die Mittelwerte und Spannbreiten der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie. Die Landesarten Gruppe A *Maculinea rebeli* und *Iphiclides podalirius* sowie die Landesart Gruppe B *Maculinea arion* weisen fast ausschließlich Vorkommen in vergleichsweise großen Verbundräumen auf. Die Auswertung pro ZAK-Kategorie ergibt für die Landesarten Gruppe A eine geringfügige Abnahme des Medians von den Landesarten Gruppe A mit 495,80 ha zu den Landesarten Gruppe B mit 493,63 ha, den Naturraumarten mit 493,18 ha und den Nicht-Zielarten mit 491,74 ha. Das arithmetische Mittel zeigt dieselbe Tendenz in stärkerer Ausprägung, was mit einer Zunahme der Vorkommen in kleineren Verbundräumen mit absteigendem ZAK-Status zu erklären ist. Bei bivariater Auswertung der einzelnen ZAK-Kategorien ergeben sich dabei keine signifikanten Ergebnisse. Erst bei der simultanen Auswertung aller ZAK-Kategorien, mit und ohne Nicht-Zielarten, sowie der Gruppierung in Landesarten einerseits und Naturraumarten bzw. Nicht-Zielarten andererseits treten signifikante Unterschiede auf.

---

<sup>8</sup> Diese Art ist im Naturraum zwischenzeitlich erloschen. Letztnachweis 1999, seither jährliche Kontrollen (vgl. STEINER et al. 2006)

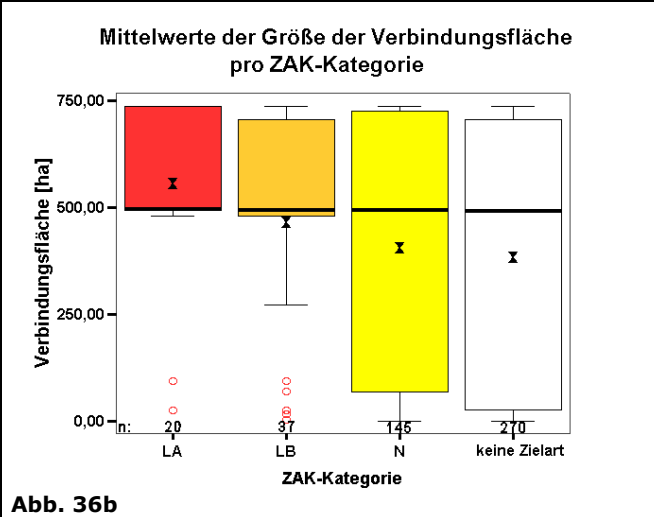
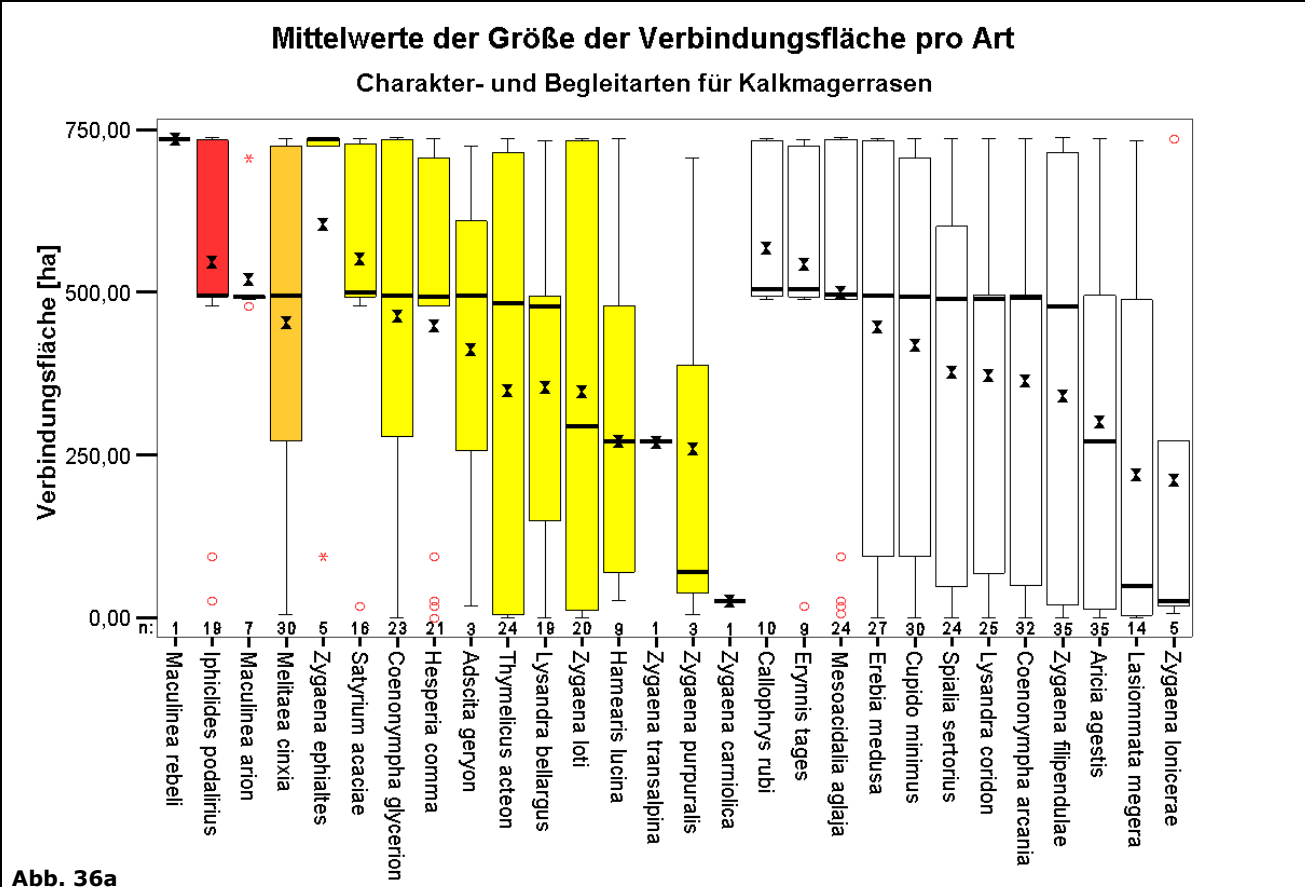


	LA	LB	N	Test
<b>LB</b>	0,943			KS U
<b>N</b>	0,996	0,700		KS U
<b>keine Zielart</b>	0,957	0,459	0,973	KS U
<b>LA - LB - N:</b>	0,601			H
<b>LA - LB - N - keine Zielart:</b>	0,648			H
<b>LA/LB - N/keine Zielart:</b>	0,633 / 0,237			KS / U
<b>Statistische Tests</b>		<b>Signifikanz</b>		
KS:	Kolomogorov-Smirnov	*	p <= 0.05	
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01	
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001	

■ Landesart Gruppe A     ■ Naturraumart     — Median     ○ Ausreißer  
■ Landesart Gruppe B     □ keine Zielart     ⚡ arith. Mittel     \* Extremwert

**Abb. 35:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Fläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 35a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 35b) für Tagfalter und Widderchen. Abb. 35a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach ansteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet die Anzahl Fundorte mit Nachweis der Art, die innerhalb von Habitatpotenzialflächen oder in einem 100m-Umfeld gelegen sind pro Art (Abb. 35a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 35b) (Daten: G. Hermann, unveröff.).



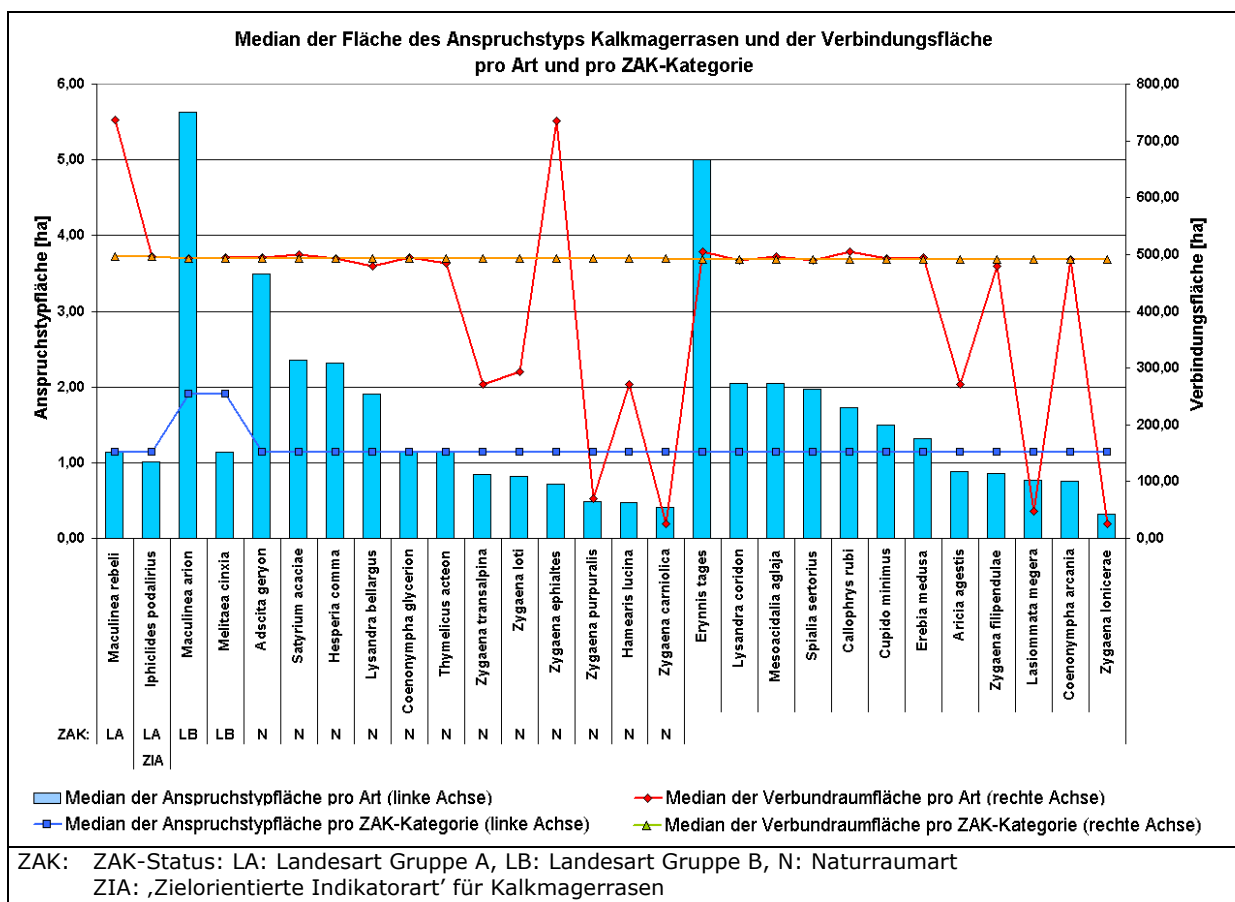


	LA	LB	N	Test
<b>LB</b>	0,440 0,079			KS U
<b>N</b>	0,091 0,012*	0,286 0,285		KS U
<b>keine Zielart</b>	0,064 0,006**	0,177 0,165	0,966 0,730	KS U
<b>LA - LB - N:</b>			0,030*	H
<b>LA - LB - N - keine Zielart:</b>			0,029*	H
<b>LA/LB - N/keine Zielart:</b>			0,034*/0,010**	KS / U
<b>Statistische Tests</b>				<b>Signifikanz</b>
KS:	Kolomogorov-Smirnov		*	p <= 0.05
U:	U-Test (Mann-Whitney)		**	p <= 0.01
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)		***	p <= 0.001

- Landesart Gruppe A
- Naturraumart
- Median
- Ausreißer
- Landesart Gruppe B
- keine Zielart
- arith. Mittel
- Extremwert

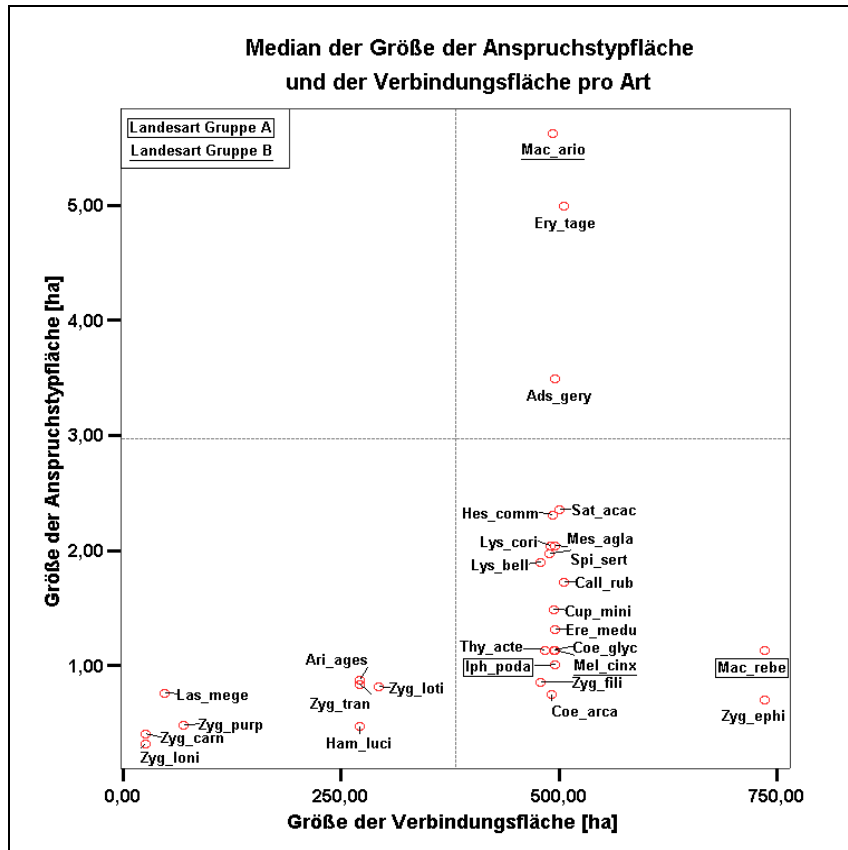
**Abb. 36:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 36a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 36b) für Tagfalter und Widderchen. Abb. 36a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach ansteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet die Anzahl Fundorte mit Nachweis der Art (Abb. 36a) bzw. der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 36b) die in einem Verbundraum gelegen sind (Daten: G. Hermann, unveröff.).

Abb. 37 zeigt die kombinierte Darstellung der Mediane der Größe der Anspruchstypfläche und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie. Die beiden Landesarten Gruppe A *Maculinea rebeli* und *Iphiclides podalirius* und die Landesart Gruppe B *Melitaea cinxia* weisen geringe Medianwerte der Anspruchstypfläche, bei gleichzeitig sehr hohen Werten der Verbindungsfläche, auf. Dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass diese Arten im untersuchten Gebiet in kleinflächigen Habitaten vorkommen, die jedoch Teil von Flächenkonfigurationen sind, die ein hohes Maß an Vernetzung – innerhalb eines Distanzwertes von 500m - erwarten lassen. Für *Iphiclides podalirius* steht dies im Einklang mit dem – neben den Hauptvorkommen in kalkreichen Magerrasen und Wacholderheiden - zumindest zeitweiligen Auftreten der Art in sonnigen Waldlichtungen und Waldrändern mit Schlehen-Weißdorn-Gebüsch, gelegentlich auch an solchen der Autobahnen (EBERT 1991a: 225). Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Art aktuell im Naturraum als erloschen gilt (STEINER et al. 2006). Auch für *Melitaea cinxia* werden neben kalkreichen Magerrasen u.a. auch trockene Waldsäume und Waldwiesen in Laubmisch- und Trockenwäldern als Lebensraum genannt (EBERT 1991a: 494), was auf eine Akzeptanz von auch kleinflächigen Habitatkonfigurationen bei hoher Vernetzung hindeutet.



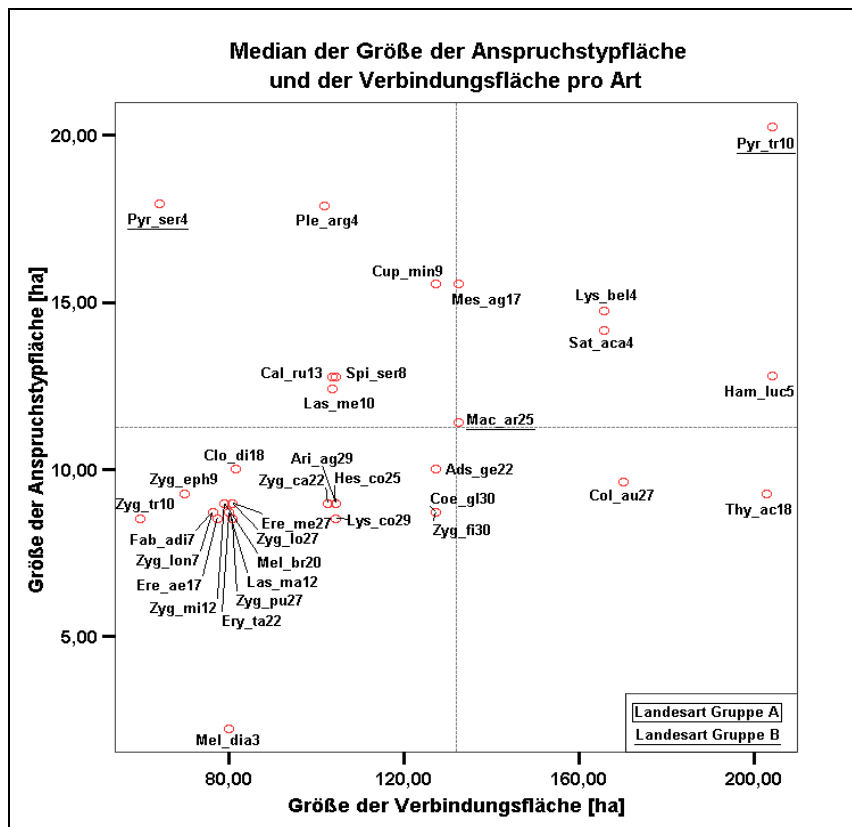
**Abb. 37:** Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Tagfalter und Widderchen. Die x-Achse ist nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median der Anspruchstypfläche sortiert (Daten: G. Hermann, unveröff.).

In Abb. 38 sind die Medianwerte pro Art aus Abb. 37 als Streudiagramm dargestellt und dem Ausschnitt der entsprechenden Darstellung der Daten von WAGNER (2002) gegenübergestellt, der sich bei Ausblenden der Arten mit sehr hohen Werten ergibt (vgl. Abb. 34 im vorigen Abschnitt).



**Abb. 38:** Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für die Auswertung der Daten von G. Hermann (unveröff.).

Zur Erläuterung der Namens Kürzel s. Tab. A6-1 in Anhang VI.



**Abb. 39:** Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für die Auswertung der Daten von WAGNER (2002).

Zur besseren Vergleichbarkeit sind im Unterschied zur Abb. 34 folgende Arten mit Extremwerten nicht dargestellt: *Chazara briseis*, *Hipparchia semele*, *Mellicta athalia*. Zur Erläuterung der Namens Kürzel s. Tab. A6-1 in Anhang VI, die Zahl bezeichnet die Anzahl von Untersuchungsgebieten mit Vorkommen der Art.

Der Vergleich der 20 Arten, die in beiden Erhebungen nachgewiesen wurden, ergibt für etwa die Hälfte der Arten ähnliche relative Anordnungen in Bezug auf die Größe der Anspruchstyp- bzw. Verbindungsfläche:

- Übereinstimmend geringe Werte hinsichtlich Anspruchstyp- und Verbindungsfläche weisen folgende Arten auf:  
*Zygaena lonicerae* (Zyg\_lon), *Zygaena loti* (Zyg\_lo), *Zygaena transalpina* (Zyg\_tr), *Aricia agestis* (Ari\_ag)
- Übereinstimmend mittlere bis hohe Werte hinsichtlich Anspruchstyp und Verbindungsfläche weisen folgende Arten auf:  
*Maculinea arion* (Mac\_ar), *Satyrium acaciae* (Sat\_aca), *Adscita geryon* (Ads\_ger), *Mesoacidalia aglaja* (Mes\_ag), *Lysandra bellargus* (Lys\_bel)
- Übereinstimmend geringe Werte der Anspruchstypfläche und hohe Werte hinsichtlich der Verbindungsfläche weist folgende Art auf:  
*Coenonympha glycerion* (Coe\_gl)

Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass bei den Erhebungen von G. Hermann im Landkreis Böblingen insgesamt kleinere Kalkmagerrasenflächen aber größere Verbundräume auftreten als im Bereich des von WAGNER (2002) untersuchten Teils der östlichen Schwäbischen Alb (vgl. auch die Volldarstellung in Abb. 34 im vorigen Abschnitt).

### **Zusammenfassende Diskussion der Artengruppen Tagfalter und Widderchen**

Die Auswertungen der Erhebungen von WAGNER (2002) lassen eine deutliche Präferenz hochrangiger Zielarten für großflächige Kalkmagerrasen erkennen. Die Auswertung der Verbindungsfläche ergibt nur eine Abstufung zwischen Landesarten Gruppe A und den weiteren ZAK-Kategorien bzw. Nicht-Zielarten. Die Analyse der Daten von G. Hermann (unveröff.) dagegen zeigt einen signifikanten Zusammenhang zwischen höherem ZAK-Status und Größe der Verbindungsfläche auf, während in Bezug auf die Größe der Kalkmagerrasen kaum Unterschiede fest zu stellen sind. Diese Analyse zeigt zudem, dass alle Fundorte von Landesarten, die in vergleichsweise kleinen Flächen liegen, sich zugleich ausschließlich in sehr großen Verbundräumen befinden.

Die Ergebnisse legen die Interpretation nahe, dass die beiden Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ in der Kombination zur Auswahl von Habitatpotenzialflächen mit Vorkommen hochrangiger Zielarten geeignet sind. Sie stehen im Einklang mit den Ergebnissen der ‚SLOSS-Diskussion‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.1), wonach neben großen zusammenhängenden Habitaten auch Konfigurationen kleinerer, gut vernetzter Habitate mit hohem Individuenaustausch bevorzugt Habitate hoher Eignung darstellen können, insbesondere für Arten die in Metapopulationen existieren. Da dies für die meisten Tagfalterarten der Fall ist (z.B. THOMAS 1995, THOMAS & HANSKI 1997), können sie als charakteristische Artengruppe für diese Modellvorstellung betrachtet werden.

Bei vielen der hier berücksichtigten Arten sind bestimmte Sukzessionsstadien von Kalkmagerrasen, spezifische Strukturen (auch sog. ‚Störstellen‘) oder die Kombination mehrerer Faktoren und Strukturen innerhalb der einzelnen Gebiete für ihr Vorkommen entscheidend. Diese Konstellationen können bevorzugt in großen, zusammenhängenden Flächen mit hoher interner Diversität oder in Gemengelagen kleinerer, unterschiedlich ausgeprägter Flächen in einer engen räumlichen Verbundsituation realisiert sein.

### 3.2.2.1.2 Analysen der Artengruppe Heuschrecken

Für die Analyse der Artengruppe Heuschrecken wurden die punktförmigen Nachweise von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der Heuschrecken-Datenbank GÖG für den ZAK-Bezugsraum Schwäbische Alb ab 1985 ausgewertet (vgl. Kap. 2.3).

In Abb. 40 sind die Mittelwerte und Spannweiten der Flächengrößen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie dargestellt. Die Landesarten Gruppe A weisen insgesamt im Unterschied zu den Arten der anderen ZAK-Kategorien bzw. der Nicht-Zielarten sehr heterogene Ergebnisse auf. Die mit sehr großem Abstand höchsten Werte erreicht die Landesart Gruppe A *Arcyptera fusca*. Dies ist mit dem ausschließlichen Vorkommen der Nachweise im Bereich der größten Kalkmagerrasenflächen Baden-Württembergs, im Truppenübungsplatz Heuberg im Naturraum Hohe Schwabenalb, erklärbar. Die große Streuung der Werte bei den weiteren Landesarten Gruppe A kann einerseits mit den unterschiedlichen Habitatschemata (s.u.), aber auch mit den sehr geringen Anzahlen von Fundorten erklärt werden, die eine Ausbildung von Extremwerten fördern.

Die Auswertung pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 40b) ergibt eine Abnahme des Medians, des Mittelwerts und der Maximalwerte der Anspruchstypfläche mit absteigendem ZAK-Status. Die Mittelwertvergleiche ergeben im bivariaten Fall signifikante bis sehr signifikante Unterschiede zwischen den Landesarten Gruppe A und allen anderen Kategorien, sowie durchweg sehr signifikante Unterschiede zwischen den Nicht-Zielarten und allen anderen Kategorien. Der simultane Vergleich aller Kategorien ergibt, ohne bzw. mit Berücksichtigung der Nicht-Zielarten, signifikante bzw. höchst signifikante Mittelwertunterschiede. Letzters gilt auch für den Vergleich der Gruppe der Landesarten mit der Gruppe der Naturraumarten und Nicht-Zielarten.

Abb. 41 enthält die Ergebnisse der Auswertungen bzgl. des Indikators ‚Biotopverbund‘. Dargestellt sind die Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie. Bei den Zielarten und insbesondere bei den Landesarten ergibt sich ein sehr heterogenes Bild der auftretenden Verbundraumgrößen. Dies erklärt sich durch die vergleichsweise geringe Anzahl an Fundorten, die zudem häufig in sehr wenigen Verbundräumen zusammengefasst liegen. Da aus Gründen der Lesbarkeit keine Extrem- und Ausreißerwerte dargestellt sind, können Abweichungen zwischen Median und arithmetischem Mittel auftreten, obwohl keine weiteren Werte erkennbar sind. Die Nicht-Zielarten weisen wegen ihrer durchweg sehr hohen Stichprobenumfänge ein deutlich einheitlicheres Bild der Werteverteilung auf.

Die Auswertung der Größe der Verbindungsfläche pro ZAK-Kategorie ergibt eine sehr deutliche Abnahme von Median, arithmetischem Mittel und Maximalwerten, von den Landesarten Gruppe A zu Gruppe B und nochmals zu den Naturraumarten. Von Letzteren ist wieder ein leichtes Ansteigen zu den Nicht-Zielarten zu erkennen. Die Mittelwertunterschiede sind in allen Kombinationen höchst signifikant.

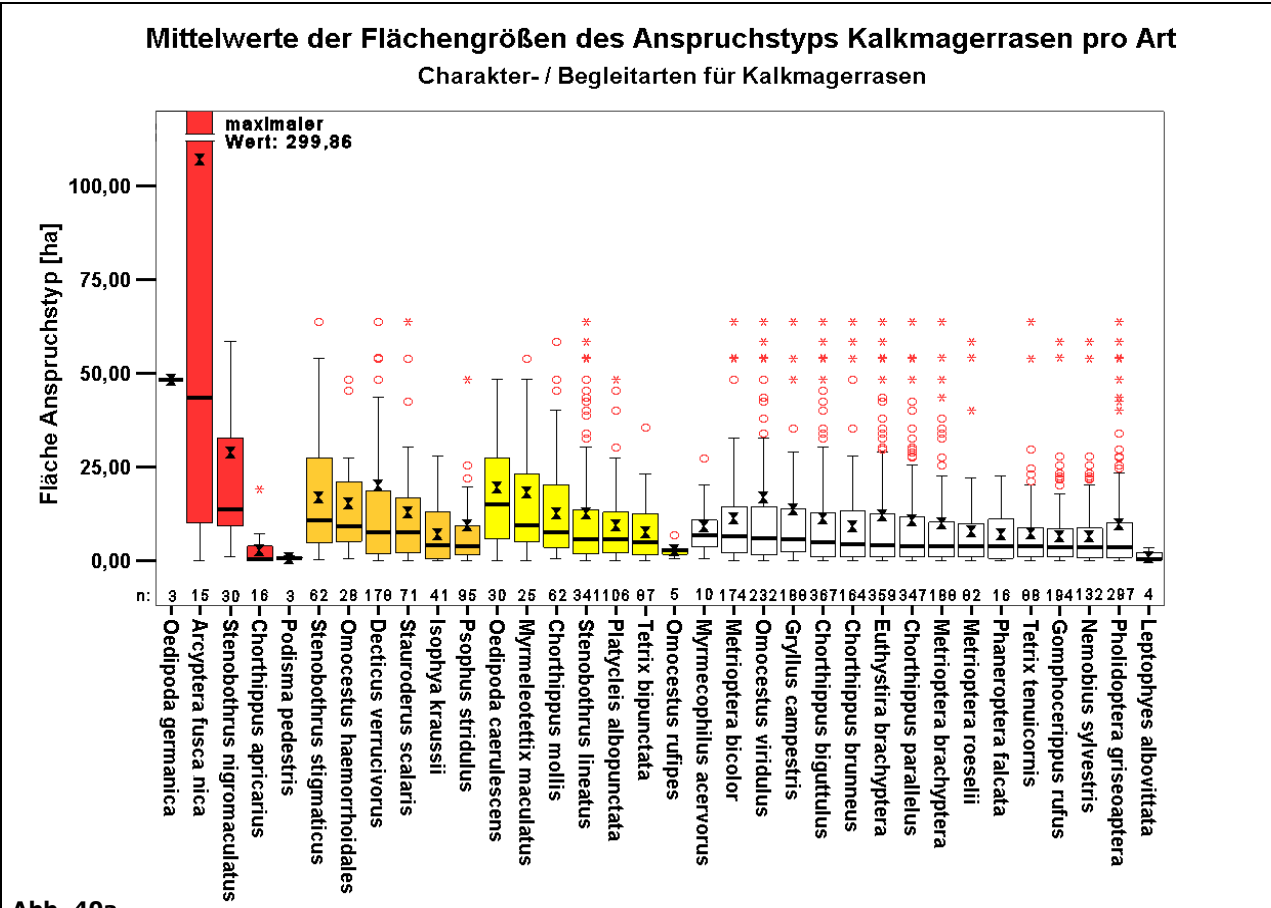
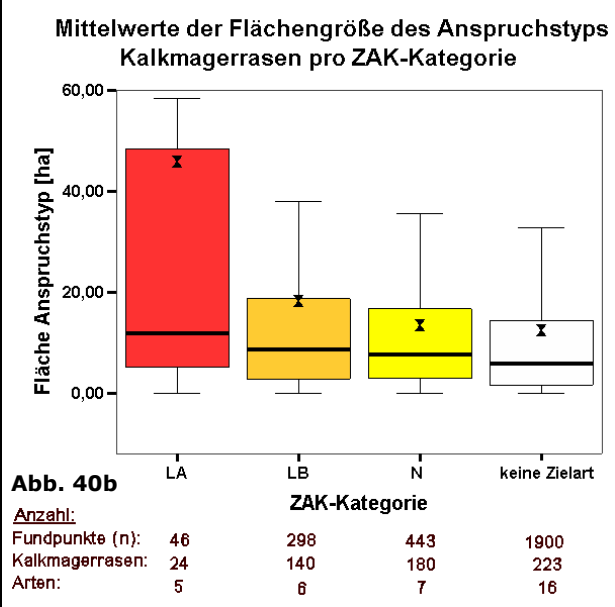


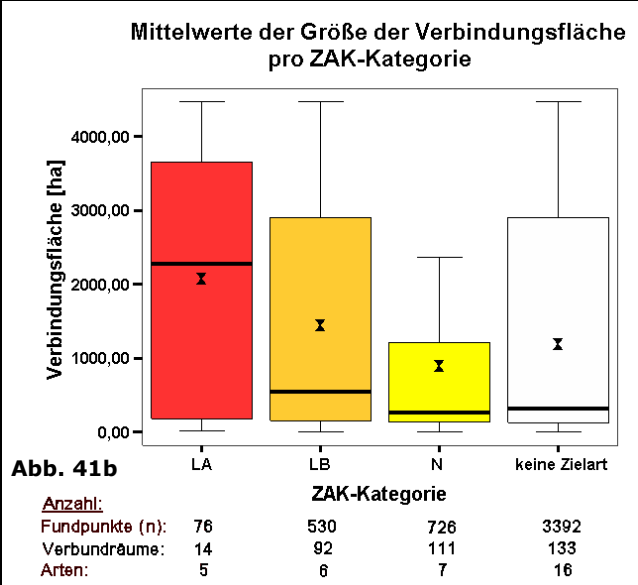
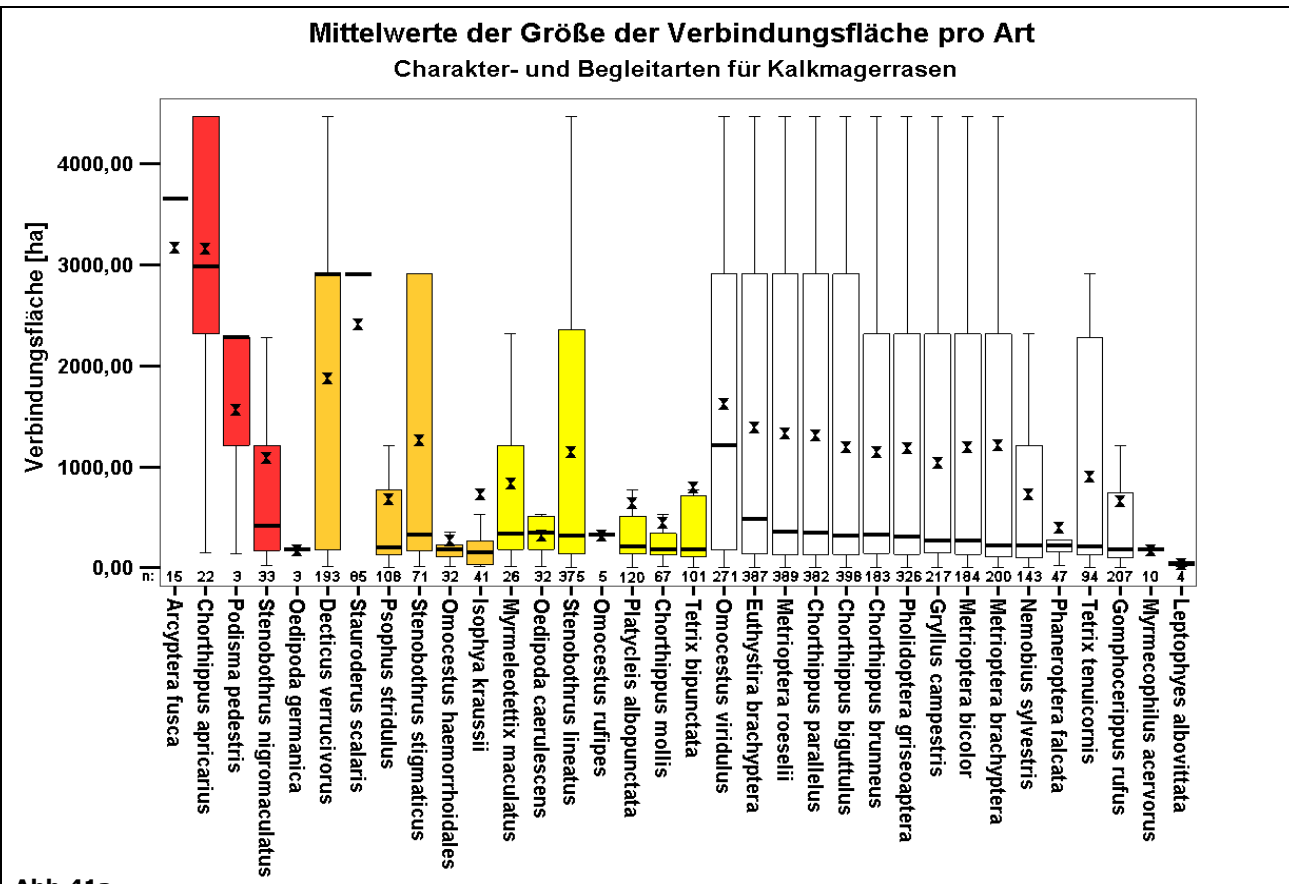
Abb. 40a



	LA	LB	N	Test
<b>LB</b>	0,029* 0,043*			KS U
<b>N</b>	0,012* 0,007**	0,272 0,209		KS U
<b>keine Zielart</b>	0,001** 0,000***	0,001** 0,000***	0,005** 0,001**	KS U
<b>LA - LB - N:</b>	0,020*			H
<b>LA - LB - N - keine Zielart:</b>	0,000***			H
<b>LA/LB - N/keine Zielart:</b>	0,000/0,000***			KS / U
<b>Statistische Tests</b>		<b>Signifikanz</b>		
KS:	Kolomogorov-Smirnov	*	p <= 0.05	
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01	
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001	

<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: red; border: 1px solid black;"></span> Landesart Gruppe A	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: yellow; border: 1px solid black;"></span> Naturraumart	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; border-bottom: 2px solid black;"></span> Median	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; border: 1px solid black; border-radius: 50%;"></span> Ausreißer
<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: lightgreen; border: 1px solid black;"></span> Landesart Gruppe B	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; background-color: white; border: 1px solid black;"></span> keine Zielart	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; border-bottom: 2px solid black; text-align: center;">X</span> arith. Mittel	<span style="display: inline-block; width: 15px; height: 15px; border: 1px solid black; border-radius: 50%;"></span> Extremwert

**Abb. 40:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 40a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 40b) für Heuschrecken. Abb. 40a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet in Abb. 40a die Anzahl Fundorte mit Nachweis der Art. Berücksichtigt sind nur Fundorte mit Lage in Habitatpotenzialflächen bzw. in einem 50m-Umfeld. In Abb. 40b sind Extremwerte und Ausreißer aus Gründen der Lesbarkeit nicht dargestellt (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG).



	LA	LB	N	Test
<b>LB</b>	0,000*** 0,001**			KS U
<b>N</b>	0,000*** 0,000***	0,000*** 0,000***		KS U
<b>keine Zielart</b>	0,000*** 0,000***	0,000*** 0,000***	0,000*** 0,001**	KS U
<b>LA - LB - N:</b>	0,000***			H
<b>LA - LB - N - keine Zielart:</b>	0,000***			H
<b>LA/LB - N/keine Zielart:</b>	0,000/0,000***			KS / U
<b>Statistische Tests</b>		<b>Signifikanz</b>		
KS:	Kolomogorov-Smirnov	*	p <= 0.05	
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01	
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001	

■ Landesart Gruppe A     ■ Naturraumart     — Median     ○ Ausreißer  
■ Landesart Gruppe B     □ keine Zielart     ⌵ arith. Mittel     \* Extremwert

**Abb. 41:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ pro Art (Abb. 41a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 41b) für Heuschrecken. Abb. 41a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach Median und arithmetischem Mittel sortiert. n bezeichnet in Abb. 41a die Anzahl Fundorte mit Nachweis der Art. Berücksichtigt sind nur Fundorte mit Lage in Verbundräumen bzw. in einem 50m-Umfeld. Extremwerte und Ausreißer sind aus Gründen der Lesbarkeit nicht dargestellt. Daher treten in Abb. 41a Abweichungen zwischen Median und arithmetischem Mittel auf, obwohl keine weiteren Werte sichtbar sind (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG).

Abb. 42 und 43 bzw. 43a zeigen die kombinierte Darstellung der Mediane der Größe der Anspruchstypfläche Kalkmagerrasen und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie. Bei Betrachtung der Landesarten Gruppe A weist neben der eingangs besprochenen *Arcyptera fusca* die Art *Oedipoda germanica* – eine der ZIA für Kalkmagerrasen – einen sehr hohen Median der Anspruchstypfläche auf. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass alle drei ausgewerteten Fundorte in derselben Habitatpotenzialfläche im Bereich des Naturraums Albuch und Härtsfeld liegen. Die enge räumliche Lage der ohnehin geringen Anzahl an Fundpunkten beeinträchtigt – wie auch bei *Podisma pedestris* – die Aussagekraft der Analyse. DETZEL (1998: 373) gibt für *Oedipoda germanica* die Möglichkeit der Besiedelung auch kleiner Flächen an, wenn optimale Habitatstrukturen vorhanden sind. Für *Arcyptera fusca* können laut derselben Quelle derzeit noch keine Angaben über die notwendigen Lebensraumgrößen abgeleitet werden (DETZEL 1998: 410).

Ebenfalls hohe und mit 30 Fundorten signifikante Werte weist die Landesart Gruppe A und ZIA für Kalkmagerrasen *Stenobothrus nigromaculatus* auf. Als möglicher Grund kann einerseits die Präferenz der Art für beweidete kurzrasige Magerrasen mit offenen Bodenstellen angegeben werden (DETZEL 1998: 446), da auf der Schwäbischen Alb Beweidung vorwiegend nur noch in größeren Flächen stattfindet. Andererseits schlagen sich die Vorkommen in den großflächigen Kalkmagerrasen im Bereich des Truppenübungsplatzes Heuberg im hohen Medianwert nieder. Der geringe Median der Verbindungsfläche, der auf vorwiegende Vorkommen in isolierten Flächen bzgl. eines Distanzwerts von 500m hinweist, erscheint hinsichtlich der geringen Mobilität der Art (DETZEL 1998: 447) plausibel.

Die sehr geringe mittlere Flächengröße für *Podisma pedestris* steht im Einklang mit der Einschätzung nach DETZEL (1998: 353), wonach sich die Art über längere Zeiträume in relativ kleinflächigen Lebensräumen halten kann. Ebenso kann der geringe Median der Anspruchstypfläche für *Chorthippus apricarius* plausibel mit dessen Präferenz für Saumbiotope (z.B. Steinriegel, Wegränder, versaumte Halbtrockenrasen) im Kontext landwirtschaftlicher Nutzung bzw. Ackerbrachen (DETZEL 1998: 476) erklärt werden. Der gleichzeitig sehr hohe Wert der mittleren Größe der Verbindungsfläche steht im Einklang mit der Abhängigkeit dieser Art von zumindest zeitweiligem Biotopverbund über z.B. Brachen oder ein engmaschiges Saumnetz im Distanzbereich von unter 500m (DETZEL 1998: 478). Auch SETTELE et al. (1999b: 261 ff.) betonen die Rolle des Biotopverbunds für diese Art: „Besonders relevant für die Heuschrecke... [gemeint ist *Chorthippus apricarius*] ...ist dabei die mögliche räumliche Anordnung von Teilpopulationen“.

Auch für die Landesart Gruppe B und ZIA für Kalkmagerrasen *Stenobothrus stigmaticus* ergibt die Kombination aus relativ hohem Median der Flächengröße der Kalkmagerrasen und des geringen Wertes für die Verbindungsfläche eines stimmiges Bild. Die Art besiedelt auf der Schwäbischen Alb ausschließlich beweidete, kurzrasige Magerrasen. Da dort in der Regel nur noch größere Flächen beweidet werden, erscheint der hohe Medianwert plausibel. Nach DETZEL (1998: 453) wird die Mobilität der Art als gering eingestuft, wobei auf die unzureichende Datenlage für fundierte Aussagen hingewiesen wird. Auch NUNNER & WALTER (1999: 221) gehen von einer geringen Mobilität der Art aus und nennen 20m bis 30m als durchschnittlichen Aktionsradius. Eine Distanz von etwa 120m wird mit Bezug auf HERRMANN (1995) noch als überwindbar eingestuft (NUNNER & WALTER 1999: 221).

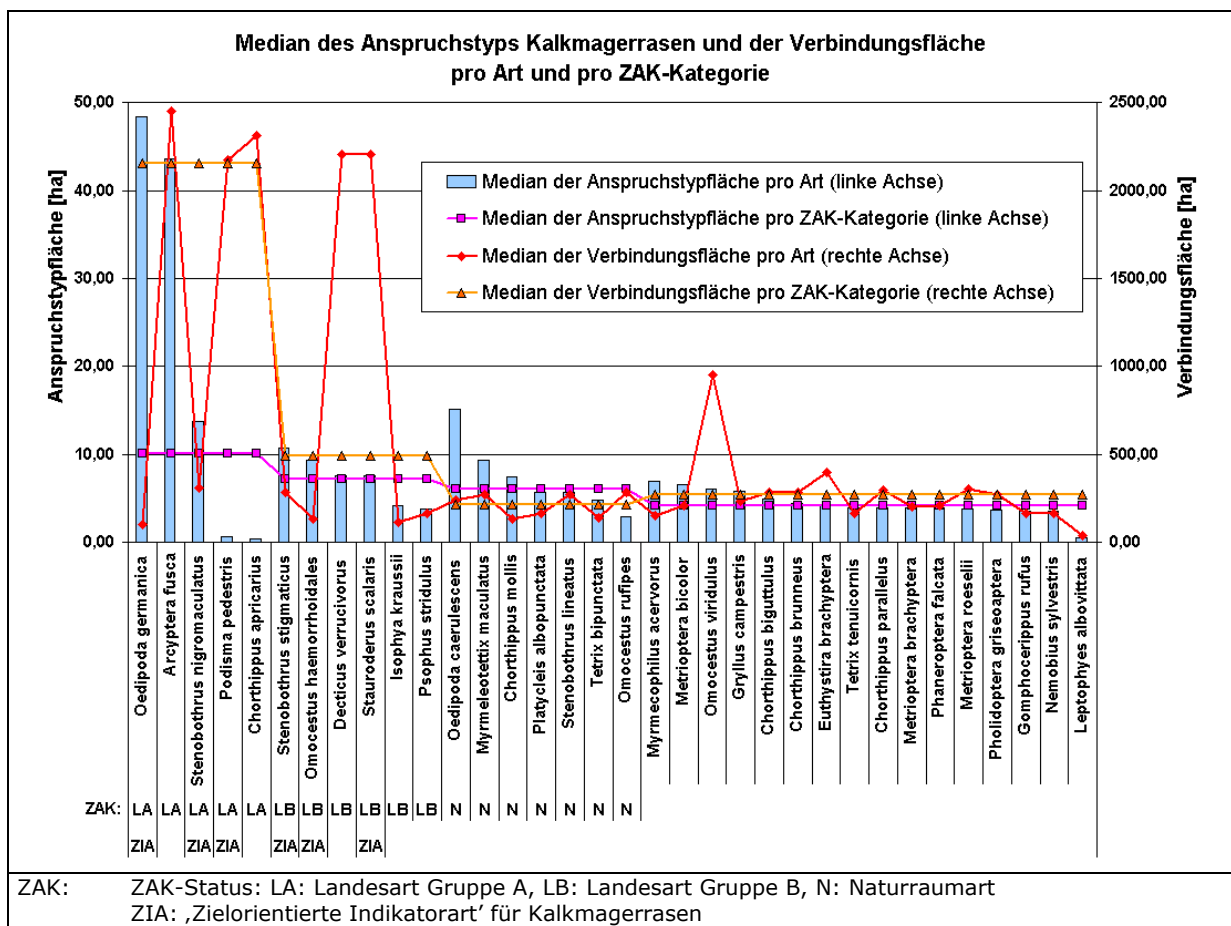
Für die Landesart Gruppe B und ZIA für Magerrasen *Stauroderus scalaris* werden laut DETZEL (1998: 469) sehr große Flächenansprüche angenommen, wobei sich die Einschätzung insbesondere aus Beobachtungen im Hochschwarzwald und auf dem Truppenübungsplatz Münsingen ableitet. Es werden 20 –50 ha als Mindestgröße für eine überlebensfähige (Teil-)Population genannt. Weiter wird mit einem Verweis auf eine mündliche Mitteilung von Stadelmaier (1997) ausgeführt, dass kleine, mehrjährige Populationen zwar vorkommen können aber langfristig nicht gesichert sind. Als Flächengröße wird in diesem Zusammenhang 2 ha genannt (DETZEL 1998: 469). Der Autor führt weiter aus, dass die sehr hohe Mobilität bzw. geringe Populationsdichte der Männchen eine starke Abwanderung und zumindest vorübergehende Besiedlung auch pessimaler Habitats wie z.B. Böschungen, Wirtschaftsgrünland oder junger Fichtenaufforstungen bewirkt. Diese Vorkommen in Pessimalhabitats können zur Erklärung der großen Zahl an Fundorten in



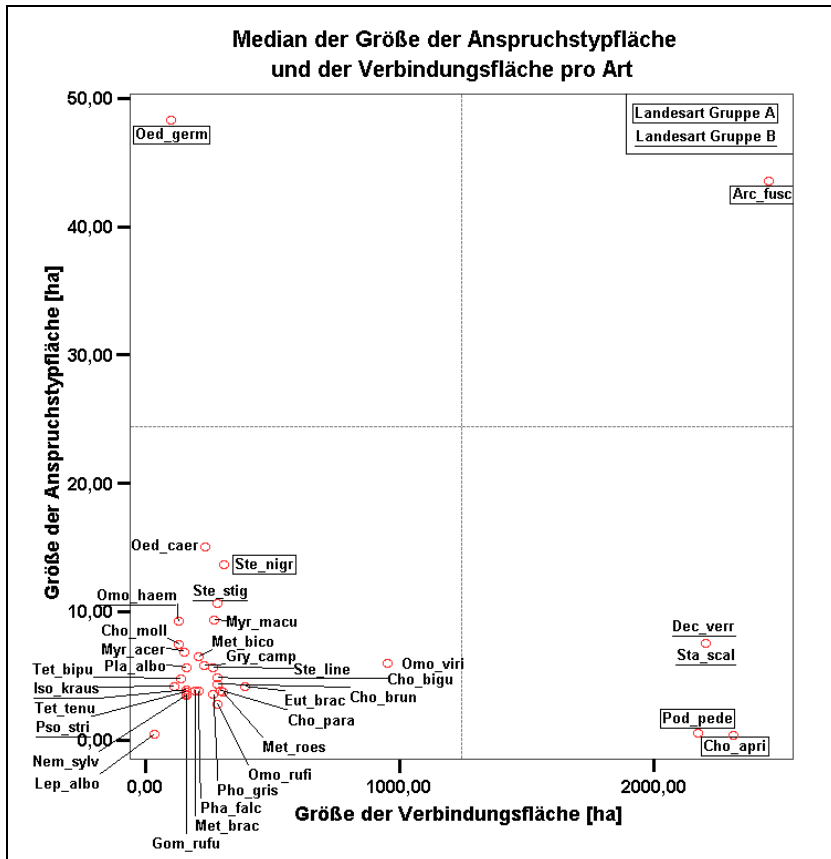
vergleichsweise kleinen Habitatpotenzialflächen – bzw. in deren 50m-Umfeld – und damit zur Erklärung des mittelhohen Medians herangezogen werden. Es ist zudem anzumerken, dass die Art im Rahmen verschiedener Projekte gezielt untersucht wurde (z.B. DETZEL & SACHS 2001) und daher im Vergleich zu den anderen Arten überrepräsentiert ist (mdl. Mitt. P. Detzel, 2003). Auch dies kann zu einer vergleichsweise hohen Zahl an Nachweisen – auch wandernder Individuen - außerhalb von Optimalhabitaten geführt haben. Die sehr hohe Mobilität der Männchen steht im Einklang mit dem sehr hohen Medianwert der Verbindungsfläche für diese Art.

Der geringe Medianwert der Verbindungsfläche der Landesart Gruppe B und ZIA für Kalkmagerrasen *Omocestus haemorrhoidales* kann ebenfalls mit der sehr geringen Mobilität dieser Art (DETZEL 1998: 437) in Verbindung gebracht werden. Weitere Übereinstimmungen von geringen Medianwerten der Verbindungsfläche und schwach ausgeprägter Mobilität zeigen *Isophya kraussii* (DETZEL 1998: 196) und *Psophus stridulus* (DETZEL 1998: 399). Für letztere Art werden bei DETZEL (1998: 399) unter Berufung auf BUCHWEITZ (1992) angegeben, dass 60% aller Wanderungen in einem Bereich von 0m -29m erfolgte.

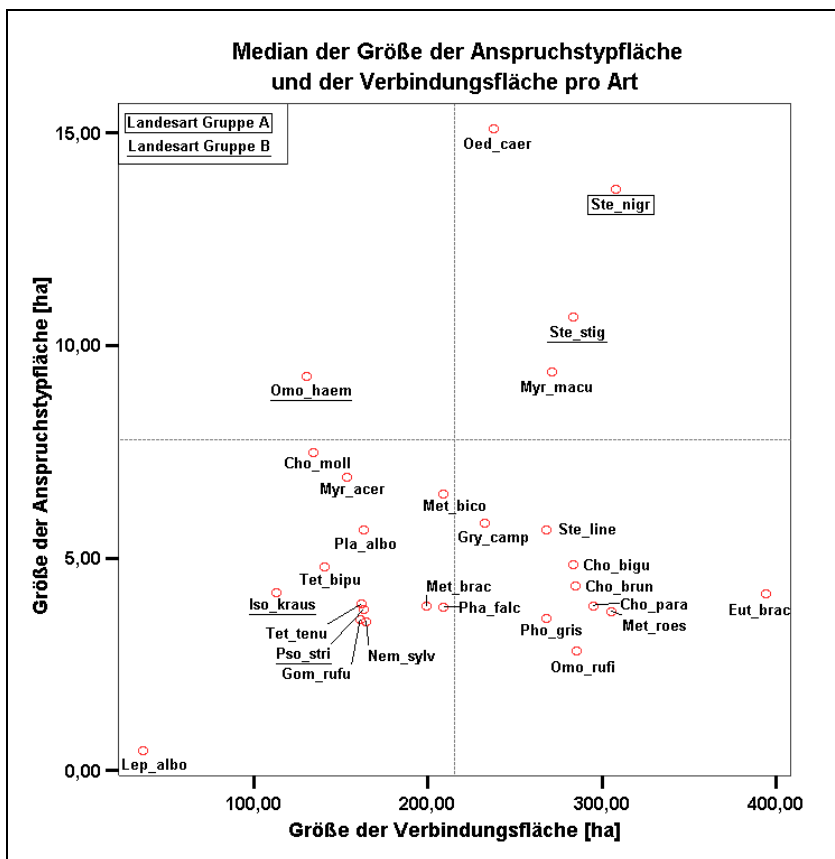
Nach Experteneinschätzung im Projektteam steht der hohe Medianwert der Verbindungsfläche für *Decticus verrucivorus* mit der hohen Mobilität der Art im Einklang, die aus der starken Tendenz der räumlichen Streuung der sehr laut rufenden Männchen resultiert. Die mittlere Medianwert für *Omocestus viridulus* kann mit dem hohen Dispersionsvermögen der flugfähigen Art in Zusammenhang gebracht werden, die meist als Erstbesiedler von Windwurfflächen auftritt (DETZEL 1998: 431).



**Abb. 42:** Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie für Heuschrecken. Die x-Achse ist nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median der Anspruchstypfläche sortiert (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG).



**Abb. 43:** Streudiagramme der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ und der Verbindungsfläche für Heuschrecken. Zur Erläuterung der Namenskürzel s. Tab. A6-2 in Anhang VI (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG).



**Abb. 43a:** Detail der Abb. 43 ohne folgende Arten mit sehr hohen Medianwerten:

- Oedipoda germanica*
- Arcyptera fusca*
- Decticus verrucivorus*
- Stauroderus scalaris*
- Podisma pedestris*
- Chorthippus apricarius*
- Omocestus viridulus*.

### **Diskussion**

Die Analyse der Artengruppe Heuschrecken lässt im Sinne der Hypothese eine Zunahme der mittleren Flächengröße des Anspruchstyps Kalkmagerrasen mit zunehmendem ZAK-Status erkennen. Sehr deutlich fällt diese Zunahme bei Betrachtung der Verbindungsfläche aus. Aufgrund der großen Stichprobenumfänge ergeben sich sehr bis höchst signifikante Ergebnisse.

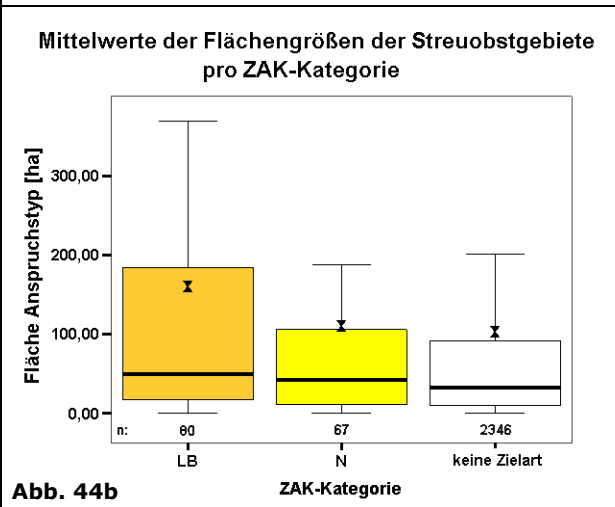
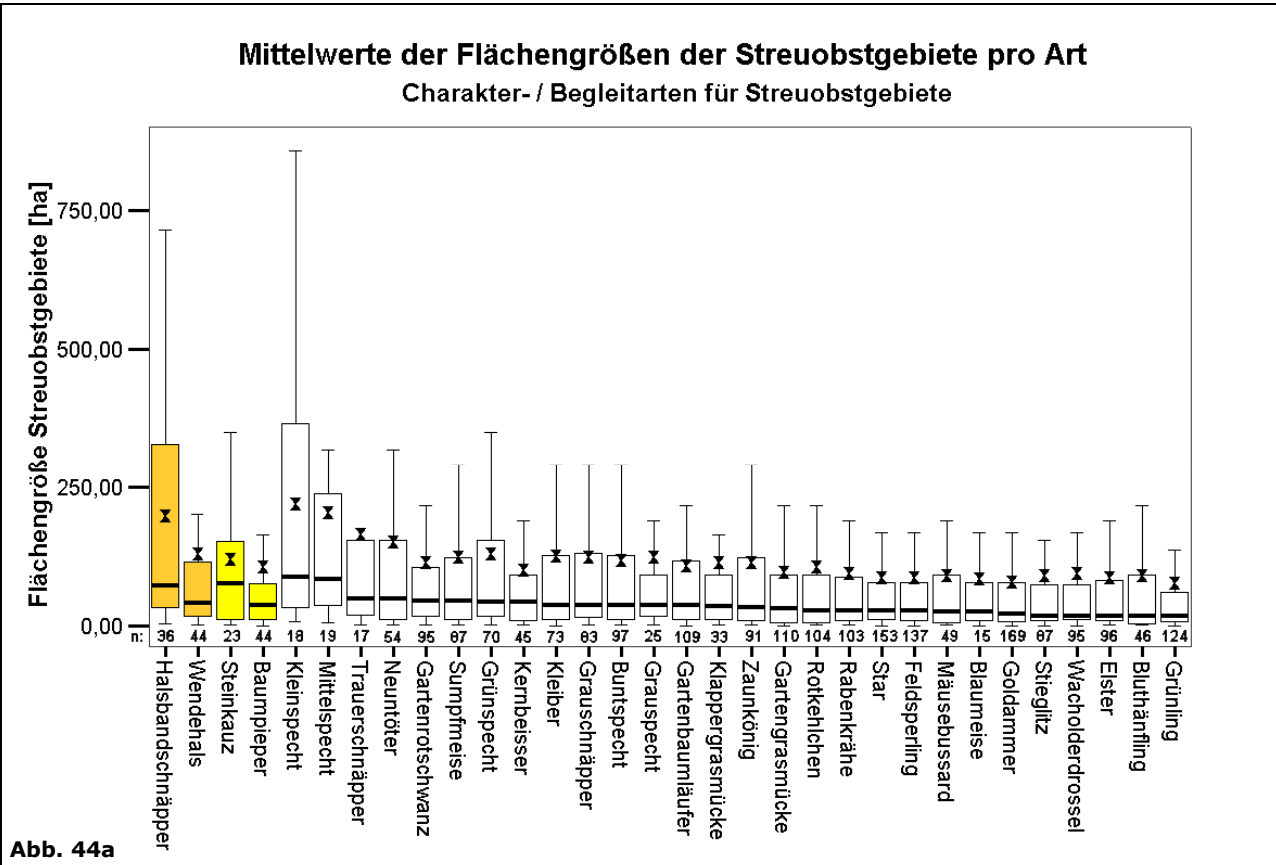
Der Vergleich der Ausprägung der mittleren Anspruchstyp- und Verbindungsfläche einzelner Arten mit ihren Flächenansprüchen und Mobilitätsverhalten nach DETZEL (1998) lässt für einige Arten plausible Parallelen erkennen. Dies wird einerseits als erneute Bestätigung interpretiert, dass mit den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps Kalkmagerrasen relevante Habitats der analysierten Heuschreckenarten abgebildet werden können (vgl. auch Kap. 3.2.1.1). Zudem werden die Übereinstimmungen von hohen Mittelwerten der Verbindungsfläche und hoher Mobilität der Art, die in einigen Fällen festgestellt werden kann, als Hinweis darauf gedeutet, dass mit den ‚potenziellen Verbundräumen‘ Flächenkonfigurationen abgebildet werden können, die eine hohe Habitatvernetzung bewirken.

#### **3.2.2.2 Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘**

Zur Analyse der Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ hinsichtlich des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ standen Präsenz-/Absenzdaten zu 32 Charakter- und Begleitarten der Brutvögel für Streuobstgebiete aus Erhebungen in insgesamt 297 Flächen im Vorland der Schwäbischen Alb und im Neckarbecken zur Verfügung (vgl. Kap. 2.3). Für die Analyse des Indikators ‚Flächengröße‘ wurden 195 Gebiete mit Streuobstanteil und für den Indikator ‚Biotopverbund‘ 203 Gebiete mit Lage in Verbundräumen des Anspruchstyps ausgewertet. Verwendet wurde in beiden Auswertungen, wie eingangs des Kapitels erläutert, die Flächengröße des gesamten Streuobstgebiets bzw. der gesamten Verbindungsfläche des Verbundraums, in dem ein Untersuchungsgebiet liegt. Auswertungen bzgl. des Streuobstanteils im Untersuchungsgebiet werden im Rahmen der Analysen zur Zielartenhypothese in Kap. 3.2.5.1 vorgestellt.

In Abb. 44 sind die Mittelwerte und Spannbreiten der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie dargestellt. Da dieser Anspruchstyp nicht über die Biotopkartierungen, sondern aus den ATKIS-Daten abgeleitet wurde, entspricht die Anspruchstypfläche der Größe der Habitatpotenzialflächen (vgl. Kap. 2.1.3.3). Insgesamt ergibt sich ein relativ homogenes Bild der Verteilung von arithmetischem Mittel und Median. Als Gruppe mit vergleichsweise höheren Mittelwerten können Halsbandschnäpper, Steinkauz, Kleinspecht und Mittelspecht abgegrenzt werden. Die Auswertung pro Arten einer ZAK-Kategorie ergibt eine geringe, jedoch kontinuierliche Abnahme der Mediane von den Landesarten Gruppe B mit 48,45 ha zu den Naturraumarten mit 42,58 ha und den Nicht-Zielarten mit 32,53 ha. Signifikante Unterschiede der Mittelwerte treten beim Vergleich der Landesarten Gruppe B mit den Nicht-Zielarten sowie mit der Gruppe der Naturraumarten und Nicht-Zielarten auf.

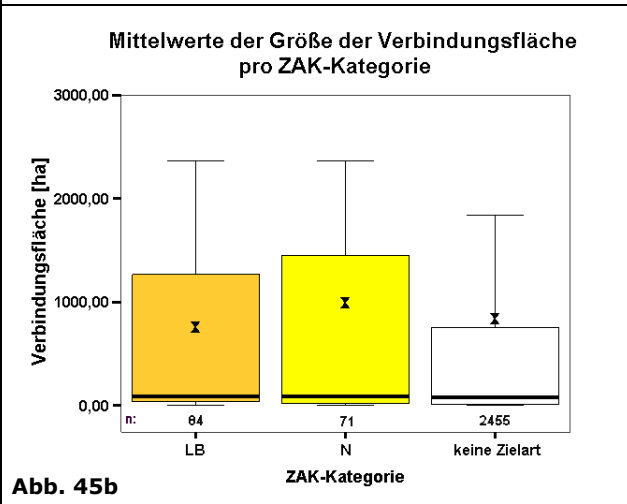
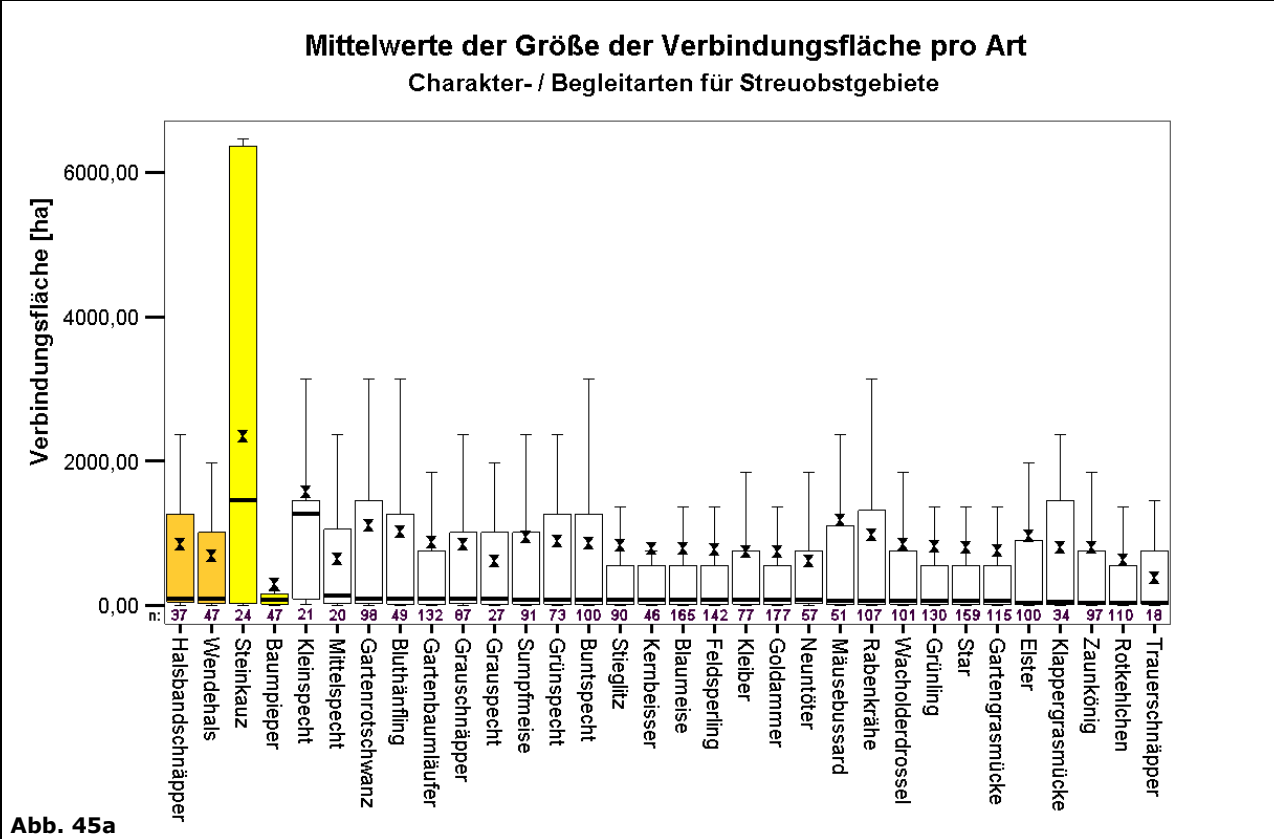
Wie in Abb. 45 deutlich wird, ergibt die Auswertung der Verbindungsfläche ein ähnlich homogenes Bild mit der deutlichen Ausnahme der sehr hohen Werte des Steinkauzes und in geringerem Ausmaß auch des Kleinspechts. Die Analyse pro ZAK-Kategorie ergibt eine geringe Differenzierung, die insbesondere von den sehr hohen Werten des Steinkauzes beeinflusst wird. Daher tritt bei den Naturraumarten das höchste arithmetische Mittel auf, während die Medianwerte mit 91,01 ha für die Landesarten Gruppe B und die Naturraumarten identisch sind. Für die Nicht-Zielarten beläuft sich der Median auf 73,92 ha. Entsprechend ergeben sich signifikante Mittelwertsunterschiede beim Vergleich der Landesarten Gruppe B mit den Nicht-Zielarten und mit der Gruppe aus Naturraumarten und Nicht-Zielarten.



	LB	N	Test
<b>N</b>	0,282		KS
	0,131		U
<b>keine Zielart</b>	0,029*	0,607	KS
	0,001***	0,438	U
<b>LB – N – keine Zielart: 0,091</b>			H
<b>LB – N/keine Zielart: 0,029* / 0,002**</b>			KS / U
<b>Statistische Tests</b>			
KS:	Kolmogorov-Smirnov	*	p <= 0.05
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001

■ Landesart Gruppe A      ■ Naturraumart      **—** Median      ○ Ausreißer  
■ Landesart Gruppe B       keine Zielart      **▲** arith. Mittel      **\*** Extremwert

**Abb. 44:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächengröße des Anspruchstyps 'Streuobstgebiete' pro Art (Abb. 44a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 44b) für die Brutvogelfauna. Abb. 44a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. Extremwerte und Ausreißer sind aus Gründen der Lesbarkeit nicht dargestellt. n bezeichnet die Anzahl der ausgewerteten Untersuchungsbiote pro Art (Abb. 44a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 44b). Es treten keine Landesarten Gruppe A auf (Daten: diverse Quellen, s. Kap. 2.3).



	LB	N	Test
N	0,599		KS
	0,576		U
keine Zielart	0,035*	0,814	KS
	0,041*	0,350	U
LB – N – keine Zielart: 0,086			H
LB – N/keine Zielart: 0,039* / 0,045*			KS / U
<b>Statistische Tests</b>			
KS:	Kolmogorov-Smirnov	*	p <= 0.05
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001

■ Landesart Gruppe A      ■ Naturraumart       Median      ○ Ausreißer  
■ Landesart Gruppe B       keine Zielart      ✕ arith. Mittel      \* Extremwert

**Abb. 45:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ pro Art (Abb. 45a) und pro ZAK-Kategorie (Abb. 45b) für die Brutvogelfauna. Abb. 45a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median und arithmetischem Mittel sortiert. Extremwerte und Ausreißer sind aus Gründen der Lesbarkeit nicht dargestellt. n bezeichnet die Anzahl ausgewerteter Untersuchungsgebiete pro Art (Abb. 45a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb.45b). Es treten keine Landesarten Gruppe A auf (Daten: diverse Quellen s. Kap. 2.3).

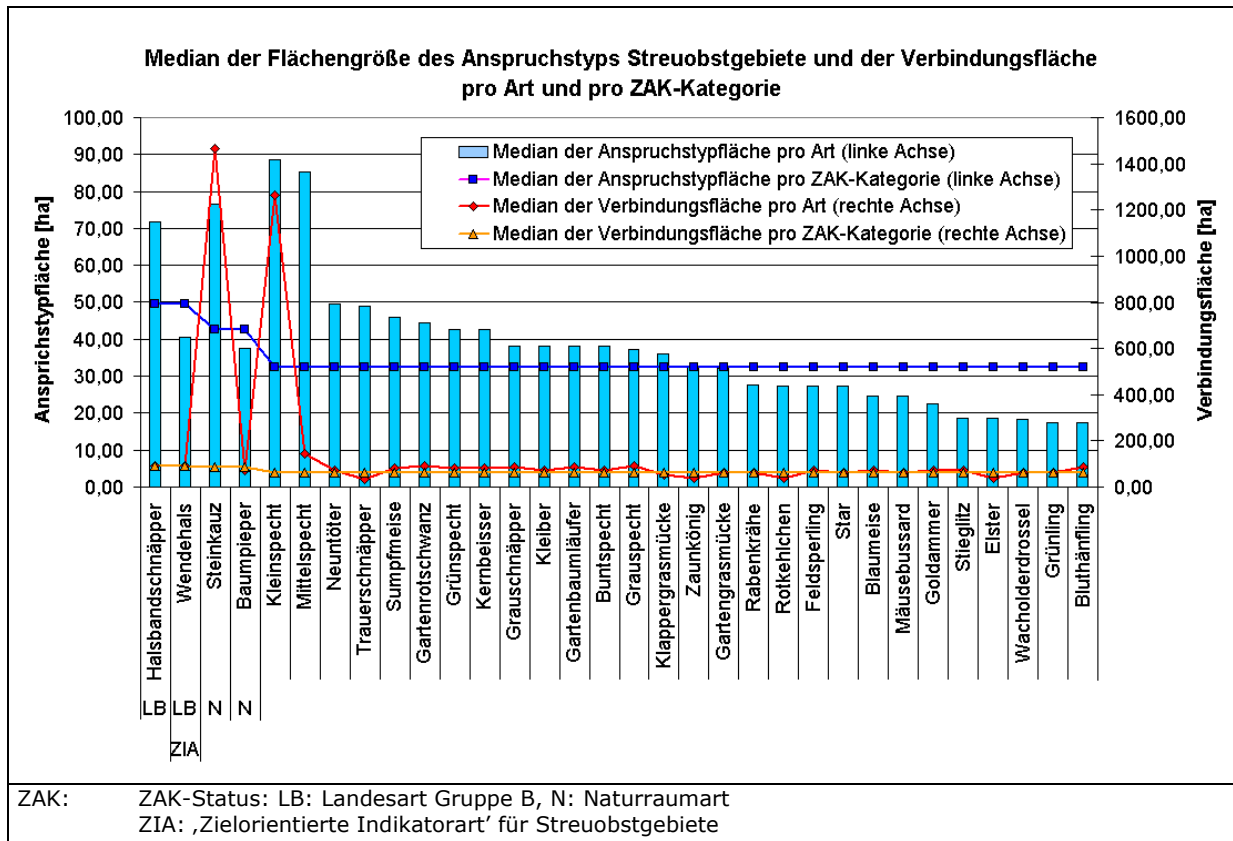
Abb. 46 zeigt die kombinierte Darstellung der Mediane der Größe der Anspruchstypfläche und der Verbindungsfläche pro Art und pro Arten einer ZAK-Kategorie, Abb. 47 zeigt die Werte als Streudiagramm. In Abb. 46 ist die Abnahme des Medians der Anspruchstypfläche pro Arten einer ZAK-Kategorie von den Landesarten Gruppe B zu den Naturraumarten und nochmals zu den Nicht-Zielarten erkennbar. Der Median der Größe der Verbindungsfläche erweist sich dagegen, mit den deutlichen Ausnahmen Steinkauz und Kleinspecht, als relativ homogen. Die Auswertung pro ZAK-Kategorie ergibt entsprechend geringe Unterschiede, wobei die Landesarten Gruppe B mit einem Median von 45,23 ha einen etwas höheren Wert erreichen als die Naturraumarten mit 38,26 ha und die Nicht-Zielarten mit 27,20 ha.

### **Diskussion**

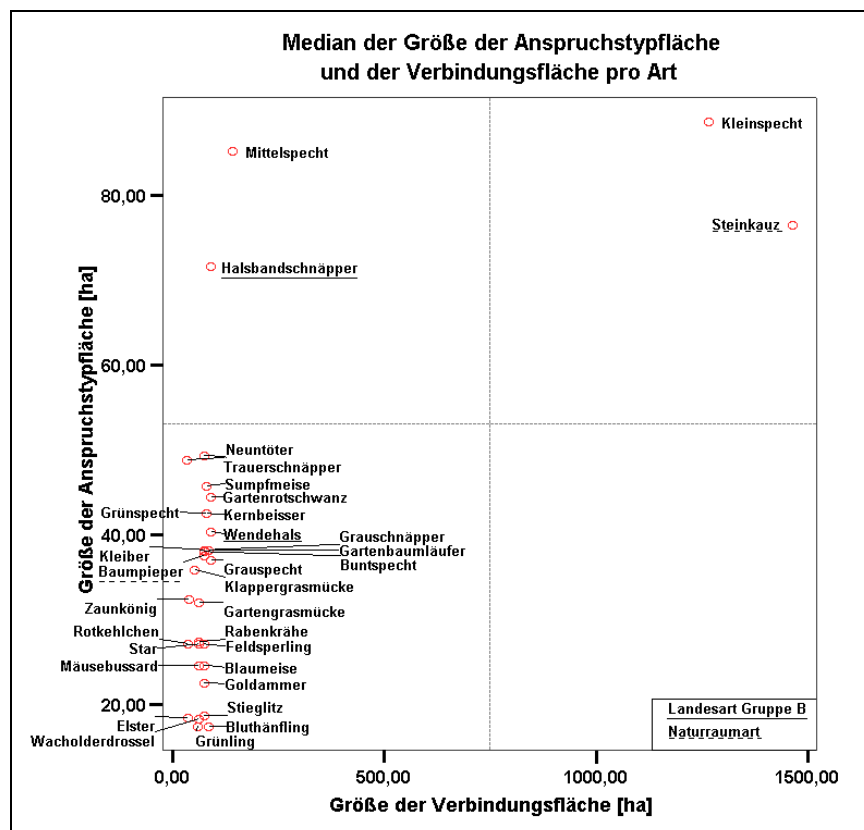
Die Analyse der Flächengröße der Streuobstgebiete ergibt ein plausibles Bild der tendenziell höheren Flächenansprüche der Arten mit zunehmendem ZAK-Status. Die relativ geringen Mittelwerte der Naturraumart Baumpieper erklären sich durch seine im Vergleich zu den anderen analysierten Zielarten deutlich geringere Stenökologie bzgl. Streuobstgebieten. Während Halsbandschäpper, Wendehals und Steinkauz als Charakterarten für Streuobstwiesen bezeichnet werden können, besiedelt der Baumpieper in Baden-Württemberg ein breites Spektrum an offenen und halboffenen Landschaften (HÖLZINGER 1999: 139). Zudem sind gerade seine Vorkommen in Streuobstbeständen in den letzten Jahrzehnten gebietsweise vollständig verschwunden (mdl. Mitt. G. Hermann, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Juli 2006). Die hohen Werte der Nicht-Zielart Mittelspecht stehen im Einklang mit der Einschätzung nach HÖLZINGER & MAHLER (2001: 445), wonach „...noch großflächig erhalten...“ gebliebene Streuobstwiesen eine wichtige Habitatfunktion für die Art in Baden-Württemberg haben. Im Fall des Kleinspechts könnte als Erklärung für die überdurchschnittlich hohen Werte der Anspruchstypfläche die Präferenz der nur gering zum Hacken befähigten Art für totholzreiche Streuobstgebiete (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 475) herangezogen werden. Es kann angenommen werden, dass ein entsprechendes Totholzangebot vorwiegend in größeren, eher extensiv bewirtschafteten Streuobstgebieten zur Verfügung steht. Zudem sind in solchen Gebieten eher auch weitere Strukturen wie Bäche mit Begleitgehölzen anzutreffen, die von der Art besiedelt werden.

Die geringe Differenzierung der Ergebnisse bei der Verbundraumanalyse hinsichtlich der ZAK-Kategorien – mit Ausnahme des Steinkauzes und in geringerem Umfang des Kleinspechts – war zu erwarten. Die einheitlich für alle Anspruchstypen durchgeführte Verbundanalyse mit einem Distanzwert von 500m wurde vorrangig zur modellhaften Abbildung von Metapopulationssituationen entwickelt. Charakteristische Artengruppen hierfür sind insbesondere Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken. Vögel weisen als sehr mobile Artengruppe völlig andere Ansprüche an die räumliche Konfiguration von Habitaten, Rastplätzen etc. auf, die im Rahmen des Projekts nicht gesondert bearbeitet werden konnten.

Auffallend sind die vergleichsweise sehr hohen Werte der Verbindungsfläche in den Untersuchungsgebieten mit Vorkommen des Steinkauzes. Ein Erklärungsansatz könnte die sukzessive Ausbreitungsform dieser Art sein, die trotz ihrer hohen Mobilität neue Brutreviere meist in unmittelbarer Nähe bestehender Reviere besiedelt (mdl. Mitt. G. Hermann, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Juli 2006). Dies könnte zu einer bevorzugten Ausbreitung in Gebieten mit vergleichsweise vielen Streuobstbeständen im Distanzbereich um 500m führen.



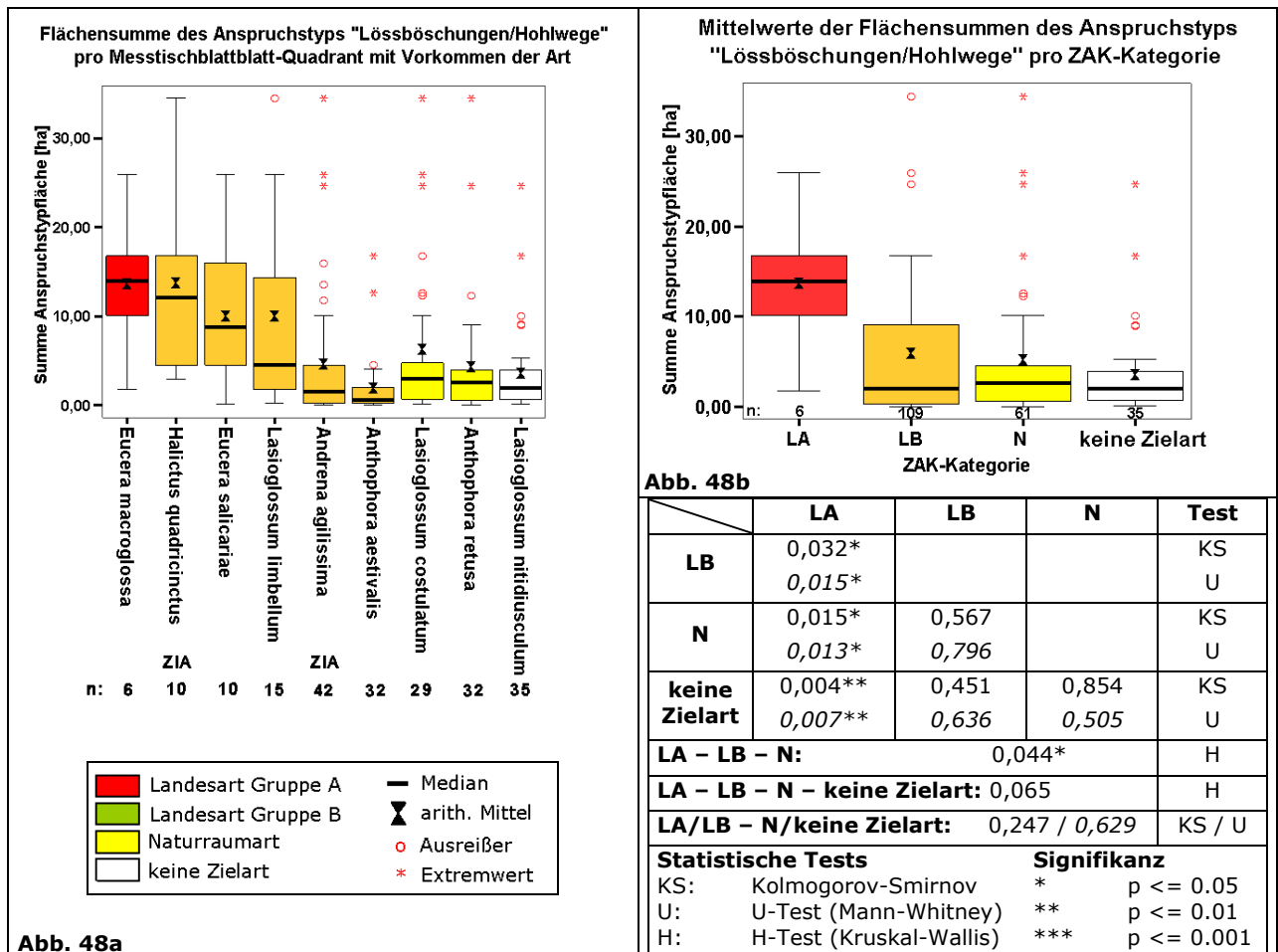
**Abb. 46:** Mediane der Flächengröße der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für die Brutvogelfauna. Die x-Achse ist nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median der Anspruchstypfläche sortiert (Daten: diverse Quellen s. Kap. 2.3).



**Abb. 47:** Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ und der Verbindungsfläche für die Brutvogelfauna (Daten: diverse Quellen s. Kap. 2.3).

### 3.2.2.3 Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘

Für die Analyse der Flächengrößen und Verbundsituation der Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ wurden landesweit auf Ebene der Mess-tischblatt (MTB)-Quadranten vorliegende Verbreitungsdaten zu neun Charakter- und Begleitarten der Wildbienenfauna für diesen Lebensraumtyp verwendet (vgl. Kap. 2.3). Abb. 48 zeigt die Mittelwerte und Spannweiten der Summen der Anspruchstypfläche pro MTB-Quadrant mit Vorkommen der ausgewerteten Arten.



**Abb. 48:** Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Flächensummen des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messstischblatt-Quadrant mit Vorkommen der jeweiligen Wildbienenart (Abb. 48a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 48b). Abb. 48a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median sortiert. n bezeichnet die Anzahl Quadranten mit Nachweis der Art (Abb. 48a) bzw. der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 48b) (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.).

Es zeigt sich, dass die Landesart Gruppe A *Eucera macroglossa* und die Landesart Gruppe B *Halictus quadricinctus* – ZIA für Lösswände – in den Quadranten mit den durchschnittlich größten Flächensummen im Vergleich zu den anderen Arten auftreten. Bei den weiteren Landesarten Gruppe B zeigen *Eucera salicariae* und *Lasioglossum limbellum* relativ hohe Mittelwerte, während *Andrena agilissima* – ZIA für Steilwände aus Löss bzw. bindigem Sand – und *Anthophora aestivalis* im Vergleich zu den Naturraumarten und der Nicht-Zielart vergleichsweise geringe Werte aufweisen. Die beiden letztgenannten Arten bewirken, dass bei der Auswertung pro ZAK-Kategorie die Landesarten Gruppe B insgesamt einen etwas geringeren Median aufweisen als die beiden Naturraumarten. Signifikante Unterschiede der Mittelwerte treten nur zwischen der Landesart Gruppe A und den weiteren ZAK-Kategorien bzw. der Nicht-Zielart auf.



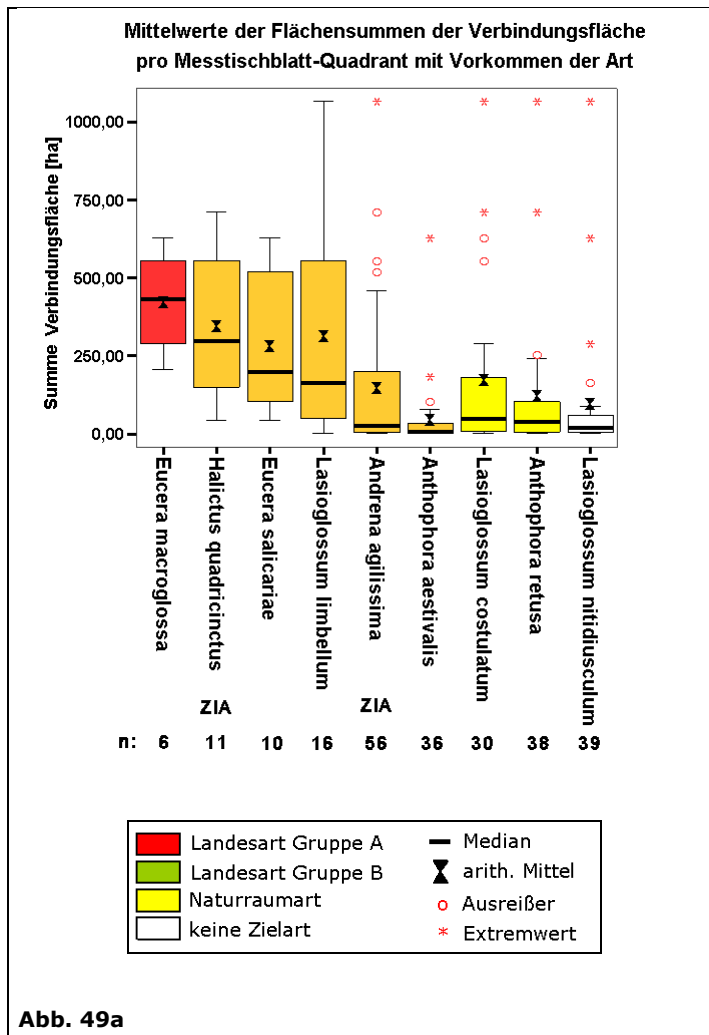


Abb. 49a

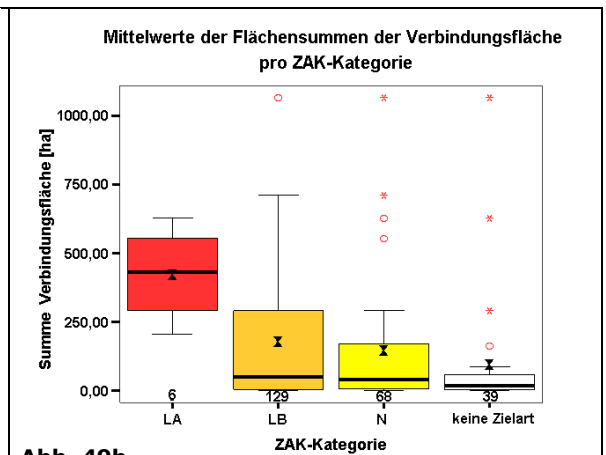
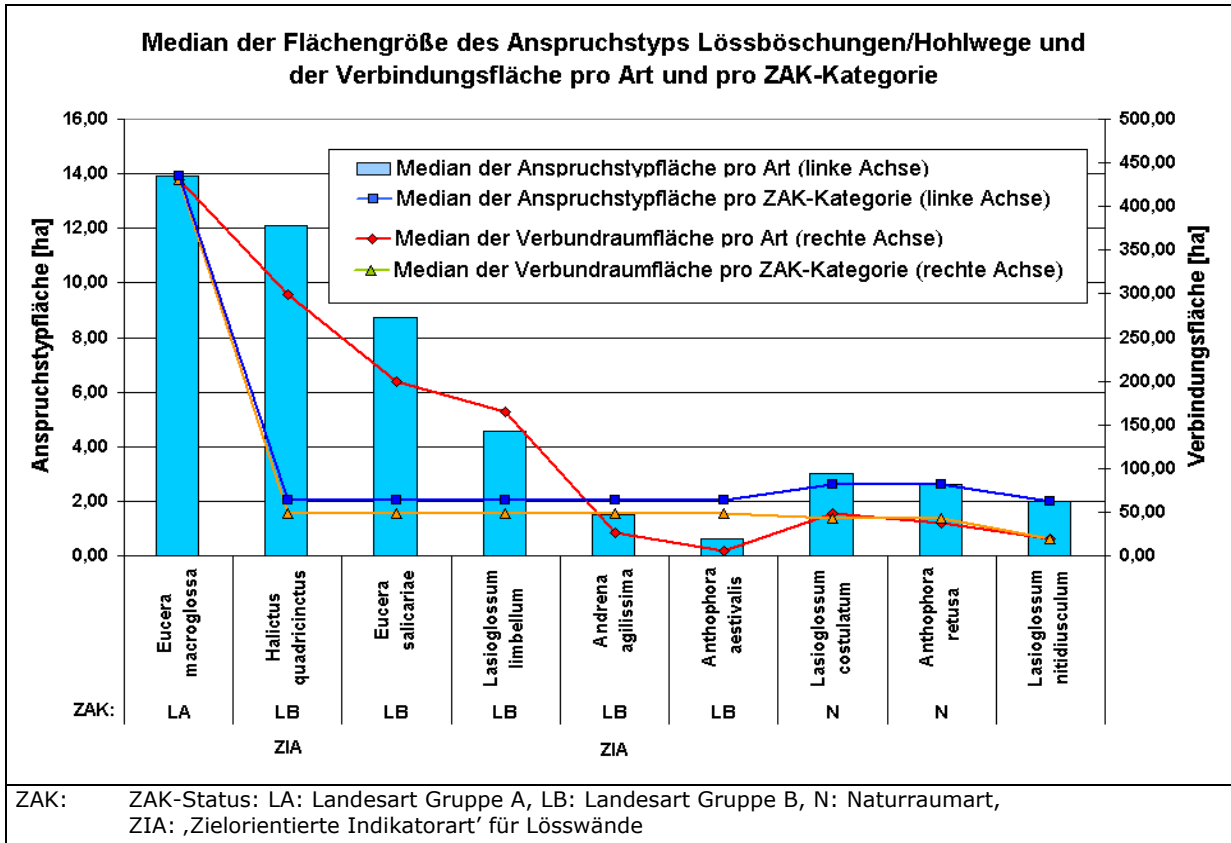


Abb. 49b

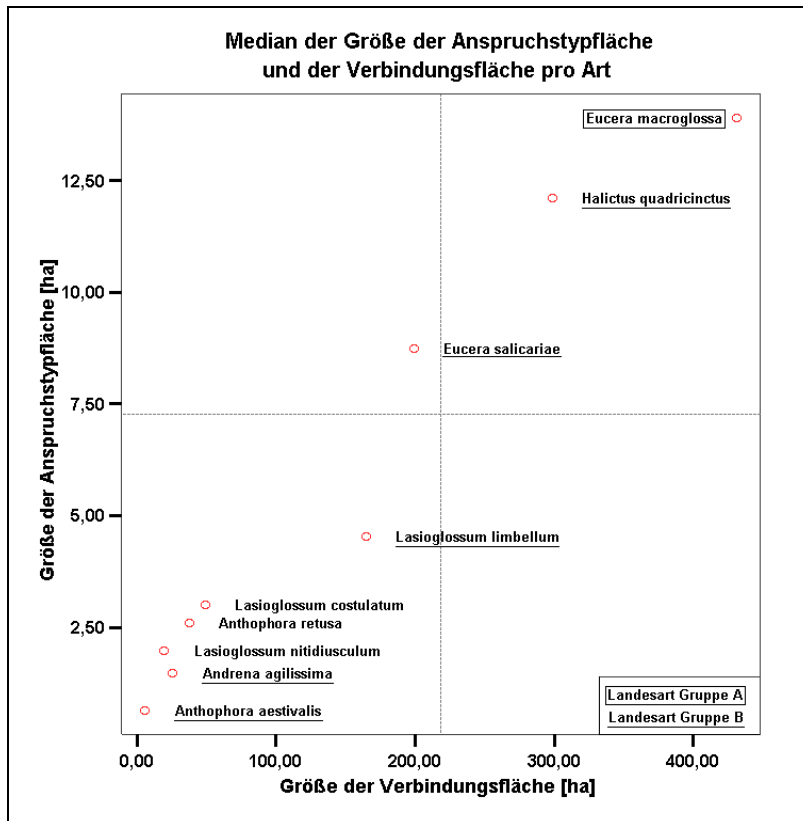
	LA	LB	N	Test
LB	0,006** 0,009**			KS U
N	0,002** 0,001**	0,657 0,759		KS U
keine Zielart	0,001** 0,000**	0,044* 0,074	0,190 0,091	KS U
LA - LB - N:				0,017* H
LA - LB - N - keine Zielart:				0,006** H
LA/LB - N/keine Zielart:				0,067 / 0,109 KS / U
<b>Statistische Tests</b>		<b>Signifikanz</b>		
KS:	Kolmogorov-Smirnov	*	p <= 0.05	
U:	U-Test (Mann-Whitney)	**	p <= 0.01	
H:	H-Test (Kruskal-Wallis)	***	p <= 0.001	

Abb. 49: Boxplot-Darstellung der Mittelwerte und Spannweiten der Größe der Verbindungsfläche des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblatt-Quadrant mit Vorkommen der jeweiligen Wildbienenart (Abb. 49a) und pro Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 49b). Abb. 49a ist entlang der x-Achse nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median sortiert. n bezeichnet die Anzahl Quadranten mit Nachweis der Art (Abb. 49a) bzw. der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 49b) (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.).

Die Analyse der Größe der Verbindungsfläche ergibt ein ähnliches Bild (s. Abb. 49). Die Landesart Gruppe A *Eucera macroglossa* und die ZIA *Halictus quadricinctus* weisen Vorkommen in Quadranten mit relativ großen Summen der Verbindungsfläche auf. Bei den weiteren Landesarten Gruppe B ergibt sich wiederum eine Aufteilung in einerseits *Eucera salicariae* und *Lasioglossum limbellum* mit hohen Mittelwerten der Verbindungsfläche und andererseits *Andrena agilissima* und *Anthophora aestivalis* mit sehr geringen Werten. Auch hier sind signifikante Mittelwertsunterschiede zwischen der Landesart Gruppe A und den weiteren ZAK-Kategorien bzw. der Nicht-Zielart, sowie zwischen den Landesarten Gruppe B und der Nicht-Zielart festzustellen.



**Abb. 50:** Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und der Verbindungsfläche pro Art und pro ZAK-Kategorie für Wildbienen. Die x-Achse ist nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigendem Median der Anspruchstypfläche sortiert (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.).



**Abb. 51:** Streudiagramm der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und der Verbindungsfläche für Wildbienen. (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.).

Die Zusammenschau der Mediane der Anspruchstypfläche und der Verbindungsfläche in Abb. 50 und Abb. 51 vermittelt das Bild der kontinuierliche Abnahme beider Flächengrößen von der Landesart Gruppe A *Eucera macroglossa* zu den Landesarten Gruppe B *Halictus quadricinctus*, *Eucera salicariae* und *Lasioglossum limbellum*. Die Landesarten Gruppe B *Andrena agillissima* und *Anthophora aestivalis* weisen hinsichtlich beider Flächengrößen vergleichsweise geringe Werte auf.

### **Diskussion**

Die Ergebnisse der Analyse der Summen der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche spiegeln im Wesentlichen die Verbreitungs- und Nachweissituation der Arten wider. Einen Eindruck vermittelt die Summendarstellung der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Messtischblatt-Quadrant in Abb. 27. Artspezifische Angaben dürfen aus datenrechtlichen Gründen im Rahmen dieser Arbeit nicht dargestellt werden. In den beiden Schwerpunktregionen des Anspruchstyps, dem Kraichgau und dem Kaiserstuhl samt der nördlich anschließenden Vorbergzone des Schwarzwalds, finden sich sowohl die größten Einzelflächen als auch – aufgrund deren relativ dichter Lage – die größten Verbundräume. Arten, deren Verbreitung im Wesentlichen auf diese Regionen konzentriert ist, wie insbesondere *Eucera macroglossa* und *Halictus quadricinctus*, ferner auch *Eucera salicariae* und *Lasioglossum limbellum*, weisen daher hohe Mediane beider Flächenkategorien auf. Dabei ist insbesondere für *Halictus quadricinctus* und *Eucera salicariae* zu beachten, dass die Quadranten mit Artnachweisen im Rheintal bei der Analyse nicht berücksichtigt wurden, da hier Vorkommen an Rheindämmen vermutet wurden, deren Abbildung nicht Ziel der Definition des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ war. Für die weiteren Arten, die vergleichsweise geringe Mediane der Flächen- und Verbundraumgrößen aufweisen, liegt über den Kraichgau und den Kaiserstuhl hinaus in weiteren Regionen eine teils beträchtliche Zahl an Artnachweisen vor. Für *Anthophora aestivalis* und *Anthophora retusa* sind das v.a. die Regionen Tauber, Hohenlohe und Obere Gäue, für *Andrena agillissima* zusätzlich das Hegau. *Lasioglossum costulatum* und *Lasioglossum limbellum* weisen weitere Vorkommen v.a. im Neckarbecken auf. In diesen Regionen sind, verglichen mit dem Kraichgau und dem Kaiserstuhl mitsamt der Vorbergzone, eher kleinräumige Habitatpotenzialflächen vorhanden, deren räumliche Konfiguration auch nicht die Entstehung vergleichsweise großer Verbundräume zur Folge hat.

Es ist anzumerken, dass die Dichte der Wildbienen-Daten nicht mit den anderen ausgewerteten Datenquellen vergleichbar ist. Zudem stellt die Summierung der Flächengrößen pro Messtischblattquadrant mit Vorkommen der Art eine deutlich unpräzisere Auswertung dar als die Erhebung der Werte pro Untersuchungsgebiet bzw. pro Umkreis um einen punktförmigen Fundort.

#### **3.2.2.4 Zusammenfassung der Auswertungen zur Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘**

Wie in Kap. 3.2.2 dargestellt, erfolgt die Analyse der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten basierend auf der Hypothese, dass insbesondere die Landesarten des Zielartenkonzepts besondere Ansprüche an Habitatqualitäten wie Flächengröße und Vernetzung aufweisen. In Tab. 17 sind daher die Ergebnisse der Mittelwertsvergleiche der Größe der Anspruchstyp- bzw. der Verbindungsfläche pro ZAK-Kategorie aus den vorangegangenen Ergebnisdarstellungen nochmals zusammenfassend dargestellt. Wie aus den Boxplots ersichtlich war, ist die Richtung der Mittelwertsabnahme in fast allen Auswertungen im Sinne der Hypothese von den hochrangigen Zielarten hin zu den Naturraumarten bzw. Nicht-Zielarten aufgetreten. Wo dies nicht der Fall war, wird im Folgenden darauf hingewiesen. Eine Zusammenfassung der Rangfolgen der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ bzgl. Mediane und Mittelwerte der ausgewerteten Flächengrößen folgt im Rahmen der Auswertungen zur Prüfung der Zielartenhypothese mit Tab. 19 in Kap. 3.2.4.1.

**Tab. 17:** Zusammenfassung der Prüfung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘. Dargestellt sind die Signifikanzen der Mittelwertvergleiche der Größe der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche pro Arten einer ZAK-Kategorie. Signifikante Ergebnisse sind farbig markiert. Bei bivariater Auswertung wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test berücksichtigt, da Messwiederholungen in den Daten auftreten, die den U-Test beeinträchtigen können (vgl. Kap. 2.2.3).

Datenquelle	Artengruppe	betrachtete ZAK-Kategorien	Indikator Flächengröße <sup>1</sup>	Indikator Biotopverbund <sup>2</sup>	Test
<b>Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘</b>					
WAGNER (2002)	Tagfalter/ Widderchen	LA – LB – N	0,019*	0,161	H
		LA – LB – N – keine Zielart	0,049*	0,300	H
		LA/LB – N/keine Zielart	0,060 / 0,009**	0,669 / 0,201	KS/U
G. Hermann (unveröff.)	Tagfalter/ Widderchen	LA – LB – N	0,601	0,030*	H
		LA – LB – N – keine Zielart	0,648	0,029*	H
		LA/LB – N/keine Zielart	0,633 / 0,237	0,034*/0,010**	KS/U
Heuschrecken-DB, GÖG	Heuschrecken	LA – LB – N	0,020*	0,000***	H
		LA – LB – N – keine Zielart	0,000***	0,000***	H
		LA/LB – N/keine Zielart	0,000/0,000***	0,000/0,000***	KS/U
<b>Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘</b>					
diverse Quellen	Vögel	LB – N – keine Zielart	0,091	0,086	H
		LB – N/keine Zielart	0,029*/ 0,002**	0,039*/ 0,045*	KS/U
<b>Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘</b>					
Wildbienen-Kataster	Wildbienen	LA – LB – N	0,044*	0,017*	H
		LA – LB – N – keine Zielart	0,065	0,006**	H
		LA/LB – N/keine Zielart	0,247 / 0,629	0,067 / 0,109	KS/U
<sup>1</sup> Signifikanzen der Mittelwertvergleiche der Anspruchstypfläche pro ZAK-Kategorie					
<sup>2</sup> Signifikanzen der Mittelwertvergleiche der Verbindungsfläche pro ZAK-Kategorie					
<b>Statistische Tests</b>		<b>Signifikanz</b>		<b>Bedeutung</b>	
KS: Kolmogorov-Smirnov		*		signifikant	
U: U-Test (Mann-Whitney)		**		sehr signifikant	
H: H-Test (Kruskal-Wallis)		***		höchst signifikant	

Die Zusammenstellung zeigt, dass bei allen Auswertungen bei mindestens einem der beiden Indikatoren zumindest signifikante Ergebnisse auftreten. Die Erhebungen von WAGNER (2002) auf der östlichen Schwäbischen Alb ergeben deutlich höhere Mittelwerte der Größe zusammenhängender Kalkmagerrasen für die Landesarten. Aufgrund geringer Fallzahlen fällt der Mittelwertvergleich nur signifikant aus. Da die Nicht-Zielarten ähnliche Werte aufweisen wie die Naturraumarten, verringert ihre Berücksichtigung die Signifikanz. Die Auswertung der von G. Hermann (unveröff.) im Landkreis Böblingen erhobenen Daten zeigt dagegen signifikante Zusammenhänge zwischen hohem ZAK-Status und der Größe der Verbindungsfläche, nicht jedoch mit der Größe der Habitatpotenzialflächen. Die Auswertungen der Daten von WAGNER (2002) und G. Hermann (unveröff.) verdeutlichen die Folgen des Landschaftswandels am Beispiel zweier Regionen mit unterschiedlich starkem Nutzungsdruck. Auf der sehr ländlich geprägten östlichen Schwäbischen Alb können noch vgs. große zusammenhängende Kalkmagerrasenflächen mit Nutzung durch Wanderschäfer angetroffen werden, die zum Teil auch ‚rechtzeitig‘ unter Schutz gestellt wurden (z.B. NSG Eselsburger Tal). Es sind daher großflächige Habitate mit sehr kurzrasigen, lückigen Magerrasen erhalten geblieben, die das Überleben von Arten wie *Chazara briseis* und *Hipparchis semele* ermöglichen. Im stärker zersiedelten Landkreis Böblingen sind ähnliche Habitatsituationen seit längerem einem stark fragmentierten Mosaik an kleinen Restflächen gewichen, in denen Beweidung nicht rentabel ist. Das Arteninventar reduziert sich auf Arten, die in solchen kleinteiligen Flächenkonfigurationen durch die Ausbildung von Metapopulationen überleben können. Das Ergebnis unterstreicht die Plausibilität des Indikators ‚Biotopverbund‘.

Die Ergebnisse mit den höchsten Signifikanzen werden bei der Auswertung der Heuschrecken-Datenbank GÖG für den Bereich der Schwäbischen Alb erzielt. Hier treten sowohl hinsichtlich Anspruchstyp- als auch Verbindungsfläche der Kalkmagerrasen deutliche und aufgrund der großen Stichprobenumfänge überwiegend höchst signifikante Mittelwertsunterschiede auf. Die Analyse der Daten zur Brutvogelfauna der Streuobstgebiete ergibt bei Betrachtung der Flächengröße der Streuobstgebiete einen signifikanten Unterschied zwischen Landesarten und den restlichen Arten. Der ebenfalls signifikante Unterschied der Verbindungsfläche ist auf den sehr hohen, jedoch auch plausiblen Wert des Steinkauzes zurückzuführen (s.o.). Ein Einfluss der Größe der Verbindungsfläche auf die weiteren Arten wird nicht angenommen. Die in ihrer räumlichen Präzision und Repräsentativität nicht vergleichbare Auswertung der landesweiten Wildbienenarten lässt nur dann einen signifikanten Unterschied der Anspruchstypfläche pro Messtischblattquadrant erkennen, wenn die eine hier ausgewertete Nicht-Zielart *Lasioglossum nitidiusculum* unberücksichtigt bleibt, da diese sehr ähnliche Werte wie die Naturraumarten bzw. Landesarten Gruppe B aufweist. Es ist anzumerken, dass der Medianwert der Naturraumarten - entgegen der Arbeitshypothese - über dem der Landesarten Gruppe B liegt. Bei Betrachtung der Verbindungsfläche tritt diese Situation nicht mehr auf, weswegen die Signifikanzen höher ausfallen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Landesarten bei fast allen Auswertungen - zumindest hinsichtlich eines der beiden Indikatoren - signifikant bis höchst signifikant höhere Werte im Vergleich zu den Naturraum- und Nicht-Zielarten aufweisen. Dies zeigt, dass für die analysierten Anspruchstypen in den betrachteten Gebieten ein prinzipieller positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Landesarten und der Größe der Habitatpotenzialflächen und/oder der Verbundräume besteht. Unter Berücksichtigung der Hypothesen und Auswahlkriterien der Zielarten gemäß Zielartenkonzept (vgl. Kap. 1.3.2) - insbesondere hinsichtlich Repräsentanzfunktion der Zielarten für weitere Arten - legt dies den Schluss nahe, dass die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ in der Kombination geeignet sind, tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete auszuwählen.

Insbesondere für die Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ und ‚Streuobstgebiete‘ kann nach Experteneinschätzung im Projektteam von einer hohen Repräsentanz der Ergebnisse hinsichtlich der landesweiten Situation ausgegangen werden. Im Fall der Kalkmagerrasen begründet sich dies durch die Herkunft der analysierten tierökologischen Daten aus sehr verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs (vgl. Kap. 2.3). Für die Streuobstgebiete kann die Region mittlerer Neckar, aus der die Brutvogelarten vorwiegend stammen, als repräsentativ für die landesweite Situation betrachtet werden. Die Repräsentanz der Ergebnisse für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ ist aufgrund der geringen Dichte der Wildbienenarten als schlechter einzuschätzen. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere der bearbeiteten aber nicht validierten Anspruchstypen wird nicht angenommen. Ein ähnliches Ergebnis des vorrangigen Vorkommens hochrangiger Zielarten in besonders großen Habitatpotenzialflächen und/oder großen Verbundräumen - bei Berücksichtigung eines Distanzwerts von 500m - kann bspw. für Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken der Silikatmagerrasen und des nährstoffarmen Feuchtgrünlands angenommen werden. Hierzu sind künftige weitere Analysen wünschenswert.

### 3.2.3 Lage tierökologischer ‚hotspots‘ in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung

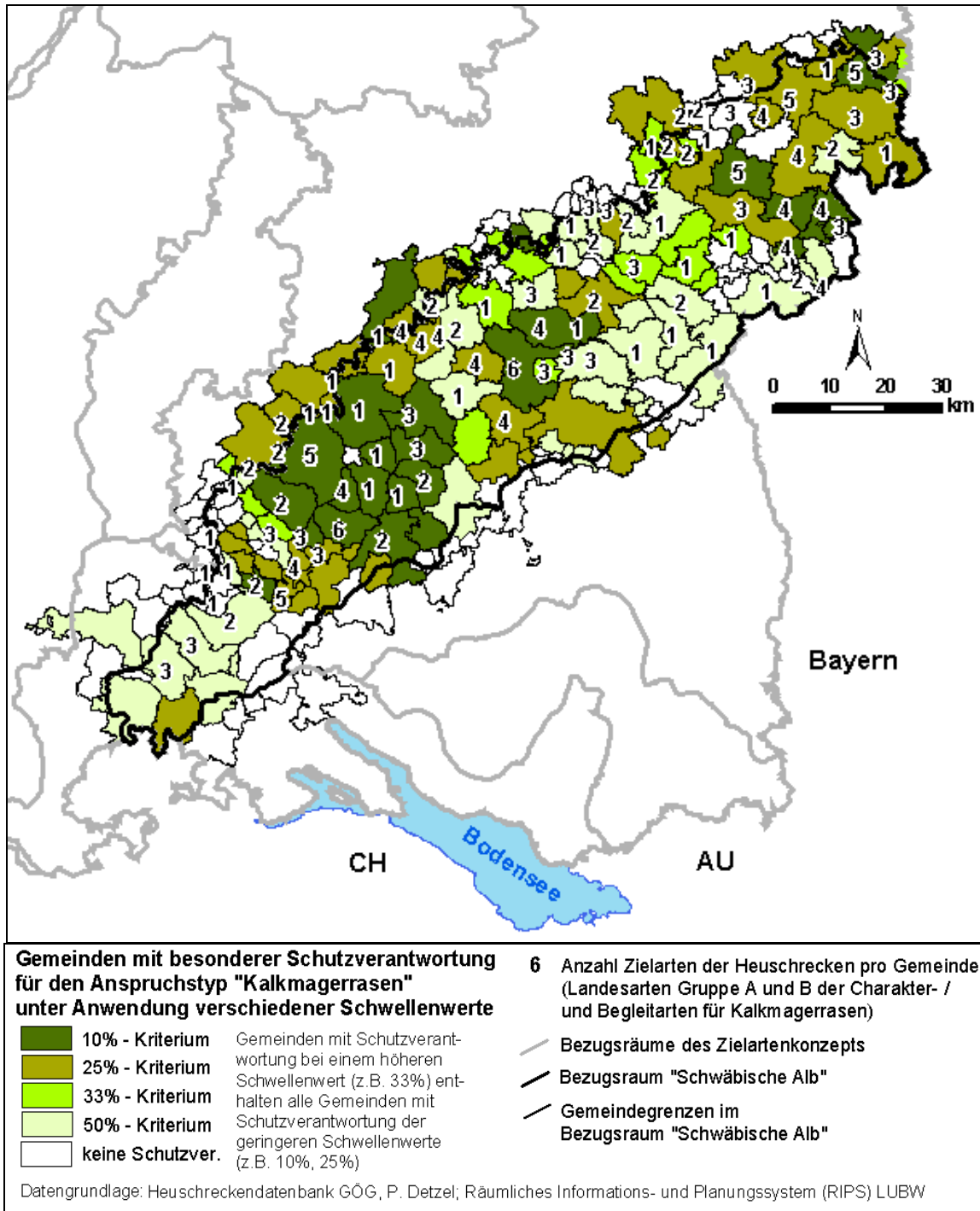
Mit dem hier vorgestellten Validierungsansatz wird die Hypothese geprüft, ob mit der entwickelten Methodik eine systematische Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu Gemeinden mit überdurchschnittlich vielen Nachweisen hochrangiger Zielarten erfolgt. Hierfür wurden verschiedene Schwellenwerte zur Auswahl von Vorranggebieten anhand der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ getestet. Wie in Kap. 2.1.3.4.3 erläutert, wurde als Schwellenwert im Regelfall 25% verwendet. Dies bedeutet, dass als Vorranggebiete eines Anspruchstyps die jeweils größten Habitatpotenzialflächen bzw. Verbundräume verwendet werden, die summiert 25% der landesweiten Summe der Habitatpotenzialflächen bzw. Verbundräume ergeben. Es sei darauf hingewiesen, dass die Auswahl anhand der Größen der Anspruchstypfläche der Habitatpotenzialflächen bzw. der Verbindungsfläche der Verbundräume erfolgte. Für die folgenden Auswertungen wurden vergleichend die Schwellenwerte 10%, 33%, 50% und 100% getestet.

Für diese Auswertungen konnten nur die großräumig vorliegenden Erhebungsdaten der Heuschrecken-Datenbank GÖG, des Wildbienen-Katasters und der Zusammenstellung der Brutvogel-Kartierungen für Streuobstgebiete herangezogen werden, um die Schutzverantwortungszuweisung für eine größere Anzahl von Gemeinden vergleichend analysieren zu können. Im Folgenden werden die Analysen der Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ bzgl. Heuschrecken (Kap. 3.2.3.1), ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ bzgl. Wildbienen (Kap. 3.2.3.2) und ‚Streuobstgebiete‘ bzgl. Brutvögel (Kap. 3.2.3.3) dargestellt und diskutiert.

Für die Validierung wurden zunächst die Nachweise der Zielarten der jeweiligen Artengruppen mit der Gemeindengeometrie überlagert und pro Gemeinde summiert. Dann erfolgte die Analyse der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Gemeinde in Kombination mit der Information, ob bei Anwendung des jeweiligen Schwellenwerts von 10%, 25%, 33%, 50% oder 100% eine Schutzverantwortung vorhanden ist oder nicht. Ziel dieser Auswertungen war es zu prüfen, ob mit den enger gefassten Schwellenwerten zunächst die Gemeinden mit den höchsten Zielartensummen erfasst werden und eine systematische Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Gemeinden mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte erfolgt. Eine solche Regelmäßigkeit würde als Bestätigung der Konsistenz der entwickelten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen interpretiert, da die Möglichkeit einer ‚zufälligen‘ Zuweisung zu Gemeinden mit hohen Zielartensummen entkräftet würde.

#### 3.2.3.1 Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘

Abb. 52 zeigt die Ergebnisse der Schutzverantwortungszuweisung für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ für die Gemeinden mit Anteil am ZAK-Bezugsraum ‚Schwäbische Alb‘ bei vergleichender Anwendung der verschiedenen Schwellenwerte. Überlagert ist die Anzahl der pro Gemeinde nachgewiesenen Landesarten Gruppe A und B aus den Charakter- und Begleitarten für Kalkmagerrasen der Heuschreckenfauna (Quelle: Heuschrecken-Datenbank GÖG). Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung außerhalb des Bezugsraums sind aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt.



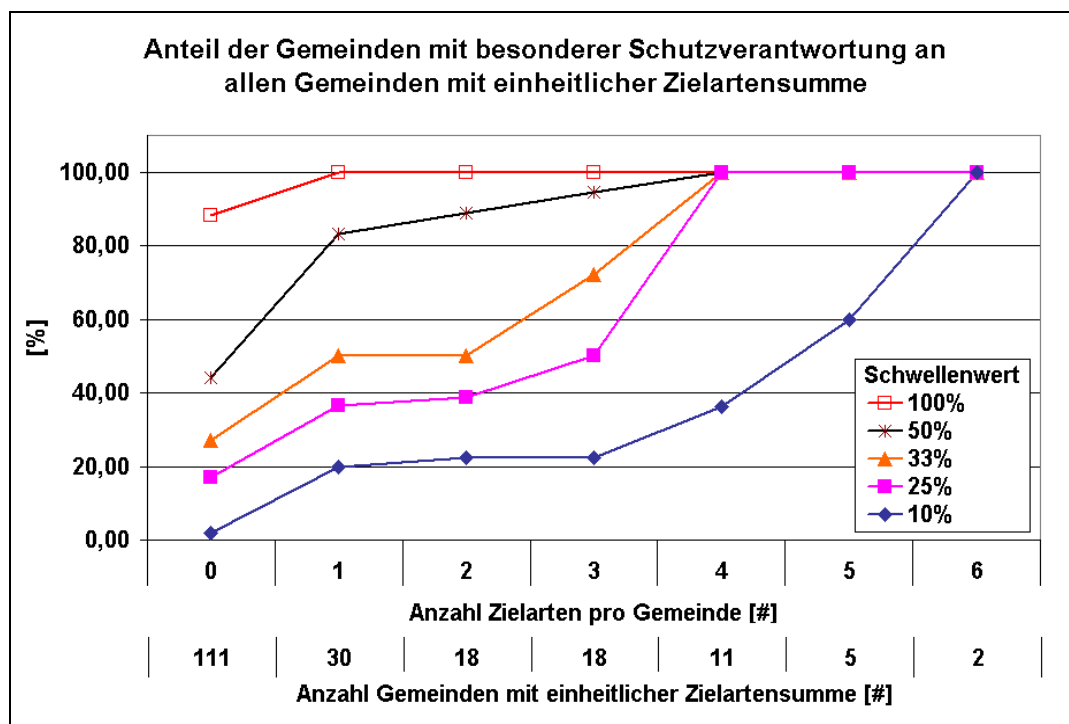
**Abb. 52:** Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung und Anzahl nachgewiesener Zielarten der Heuschrecken pro Gemeinde (Landesarten Gruppe A und B der Charakter- / und Begleitarten für Kalkmagerrasen, Funde ab 1985) (Quelle: Heuschrecken-Datenbank GÖG). Vergleichend dargestellt sind die Schutzverantwortungszuweisungen unter Anwendung verschiedener Schwellenwerte des Auswahlkriteriums bei den Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘. Da die Artangaben nur für den ZAK-Bezugsraum ‚Schwäbische Alb‘ vorliegen, sind die Schutzverantwortungen aus Gründen der Übersichtlichkeit nur für die Gemeinden mit Anteil an diesem Raum dargestellt. In Gemeinden ohne Zahlenangabe sind keine Funde dokumentiert.

Tab. 18 enthält als Zusammenfassung der Abb. 52 die Anzahl der Gemeinden mit und ohne Schutzverantwortung pro Anzahl nachgewiesener Zielarten.

**Tab. 18:** Tabellarische Darstellung der Schutzverantwortungszuweisung in Abb. 49. Dargestellt ist die Anzahl der Gemeinden mit und ohne Schutzverantwortung pro Gemeinden mit einheitlicher Anzahl nachgewiesener Zielarten.

Anzahl Zielarten pro Gemeinde	Anzahl Gemeinden pro Zielartenzahl	Anzahl Gemeinden mit/ohne Schutzverantwortung (SV)							
		10%-Krit.		25-Krit.		33%-Krit.		50%-Krit.	
		mit SV	ohne SV	mit SV	ohne SV	mit SV	ohne SV	mit SV	ohne SV
<b>0 Arten</b>	111	2	109	19	92	30	81	49	62
<b>1 Art</b>	29	6	23	11	18	15	14	25	4
<b>2 Arten</b>	18	4	14	7	11	9	9	16	2
<b>3 Arten</b>	18	4	14	9	9	13	5	17	1
<b>4 Arten</b>	11	4	7	11	0	11	0	11	0
<b>5 Arten</b>	5	3	2	5	0	5	0	5	0
<b>6 Arten</b>	2	2	0	2	0	2	0	2	0
Gem. insg.	194	25	169	64	130	85	109	125	69

Abb. 53 zeigt – basierend auf Tab. 18 - den Anteil von Gemeinden mit und ohne besonderer Schutzverantwortung aus landesweiter Sicht pro Gemeinden mit 0 – 6 nachgewiesenen Zielarten.



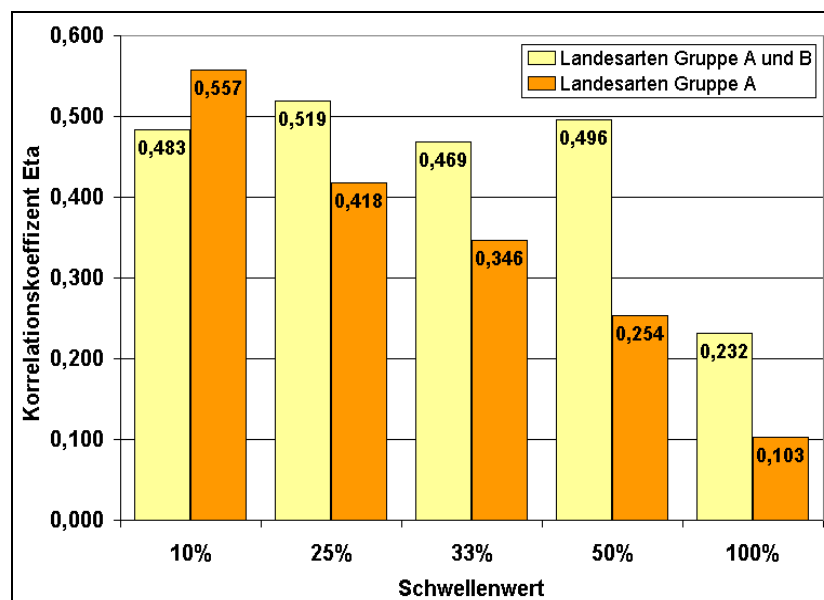
**Abb. 53:** Anteile der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung an allen Gemeinden mit einheitlicher Zielartensumme von 0 – 6 Arten. Die Darstellung basiert auf Tab. 18), ergänzt um die Version der Schutzverantwortungszuweisung mit einem Schwellenwert von 100%. Dieser Wert bedeutet, dass alle Gemeinden mit Anteil am Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ - ohne ein Selektionskriterium - eine Schutzverantwortung zugewiesen bekommen.

Abb. 53 zeigt für alle angewendeten Schwellenwerte eine konsistente Zunahme des Anteils von Gemeinden mit Schutzverantwortung mit steigender Anzahl nachgewiesener Zielarten in der Gemeinde. Dies verdeutlicht, dass über die entwickelte Methodik systematisch (und nicht zufällig) Gemeinden mit hoher Bedeutung für die Heuschreckenfauna erfasst werden. Zudem ermöglicht Abb. 53 eine Plausibilitätsprüfung des 25%-Kriteriums zur Auswahl der Vorranggebiete. Dieser Wert wurde für den überwiegenden Teil der be-



arbeiteten Anspruchstypen verwendet (vgl. Tab. A8-1 in Anhang VIII). Die Anwendung dieses Schwellenwerts führt – wie auch das 33%-Kriterium – zu einer vollständigen Erfassung aller Gemeinden mit sechs, fünf und vier nachgewiesenen Zielarten. Bei Anwendung des 10%-Kriteriums hätten nur die Gemeinden mit sechs Zielarten vollständig eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen bekommen. Das 50%-Kriterium hätte dagegen zu einer überwiegenden Erfassung auch der Gemeinden mit nur einer oder zwei Zielarten geführt. Dieses Ergebnis unterstützt die aus der Gesamtschau der bearbeiteten Anspruchstypen gewonnene Einschätzung, dass mit dem 25%-Kriterium ein plausibler Kompromiss zwischen zu ‚exklusiver‘ und zu ‚inflationärer‘ Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen gefunden wurde.

Die dargestellte Auswertung ermöglicht auch eine statistische Analyse der Effektivität der verglichenen Schwellenwerte. Diese ist dann maximiert, wenn mit möglichst wenig Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung, möglichst viele derjenigen mit hohen Anzahlen nachgewiesener Zielarten erfasst werden. Hierzu zeigt Abb. 54 die Korrelationsergebnisse der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Gemeinde (0-6) mit der Information, ob eine Schutzverantwortung beim jeweiligen Schwellenwert vorhanden ist (1) oder nicht (0) anhand des Koeffizienten Eta (vgl. Kap. 2.2.4). Ein hoher Korrelationskoeffizient kann dabei als hohe Effektivität der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen interpretiert werden. Die Korrelation mit der Summe aus gemeldeten Landesarten der Gruppen A und B zeigt die höchste Effektivität bei der Anwendung des im Projekt verwendeten 25 %-Kriteriums. Das 33 %-Kriterium erzielt eine geringere Effektivität, da dann auch einzelne Gemeinden ohne Zielartenachweis eine Schutzverantwortung zugewiesen bekommen. Erst das 50 %-Kriterium erreicht wieder einen relativ hohen Wert, da bei dieser Auswahl relativ viele der Gemeinden mit drei, zwei und einer gemeldeten Zielart(en) erfasst werden. Bei Berücksichtigung ausschließlich der Nachweise von Landesarten Gruppe A – den höchstrangigen Zielarten des ZAK – ergibt sich die höchste Effektivität bei Anwendung des 10 %-Kriteriums. Bei den weiter gefassten Schwellenwerten zeigt sich ein kontinuierliches Absinken des Koeffizienten. Dies lässt sich als Hinweis darauf deuten, dass diese empfindlichsten Arten – im Fall dieser Auswertung – in noch höherem Maße an die größten und am besten vernetzten Flächen gebunden sind, als die Landesarten Gruppe B.



**Abb. 54:** Korrelation der Zielartensummen pro Gemeinde mit den Schutzverantwortungen (0/1) für die getesteten Schwellenwerte. Vergleichend dargestellt sind die Ergebnisse bei Berücksichtigung der Landesarten Gruppe A und B sowie nur der Landesarten Gruppe A.

Methodische Unschärfen entstehen durch die unterschiedliche Größe der hier als Bezugsräume verwendeten Gemeinden, sowie durch die räumlich variierende Bearbeitungsdichte der zu Grunde liegenden Heuschreckendaten. Größere Gemeinden verfügen al-

lein aufgrund ihrer Ausdehnung mit höherer Wahrscheinlichkeit über Habitate und können damit einerseits mehr nachgewiesene (Ziel-)Arten und andererseits mehr Anteile an den im Rahmen der Methodik ausgewählten Vorranggebieten aufweisen. Dies kann zu einer Scheinkorrelation von Artensummen und Schutzverantwortungszuweisung über die Flächengröße der Gemeinden führen. Bei den betrachteten 194 Gemeinden ist die Korrelation der Gemeindegröße aber sowohl mit der Anzahl gemeldeter Landesarten Gruppe A und B (Spearman  $r_s = 0.490$ ;  $p < 0.01$ ) als auch mit der Anzahl nur der Landesarten Gruppe A (Spearman  $r_s = 0.246$ ;  $p < 0.01$ ) als gering zu bezeichnen (BÜHL & ZÖFEL 2005: 249). Die Korrelation der Schutzverantwortung mit der Flächengröße der Gemeinden erweist sich ebenfalls als gering (Eta: 10%-Krit.: 0.259; 25%-Krit.: 0.361; 33%-Krit.: 0.272; 50%-Krit.: 0.373; 100%-Krit.: 0.213). Diese Werte legen den Schluss nahe, dass der Zusammenhang zwischen Zielartensummen und Schutzverantwortung nicht als Artefakt der Gemeindegröße zu betrachten ist. Vielmehr lassen sich hohe Zielartensummen pro Gemeinde kausal mit dem Vorhandensein überdurchschnittlich großer Kalkmagerrasenflächen bzw. stark vernetzter Habitate erklären, die über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ im Rahmen der Schutzverantwortungszuweisung abgebildet werden können.

### **Diskussion**

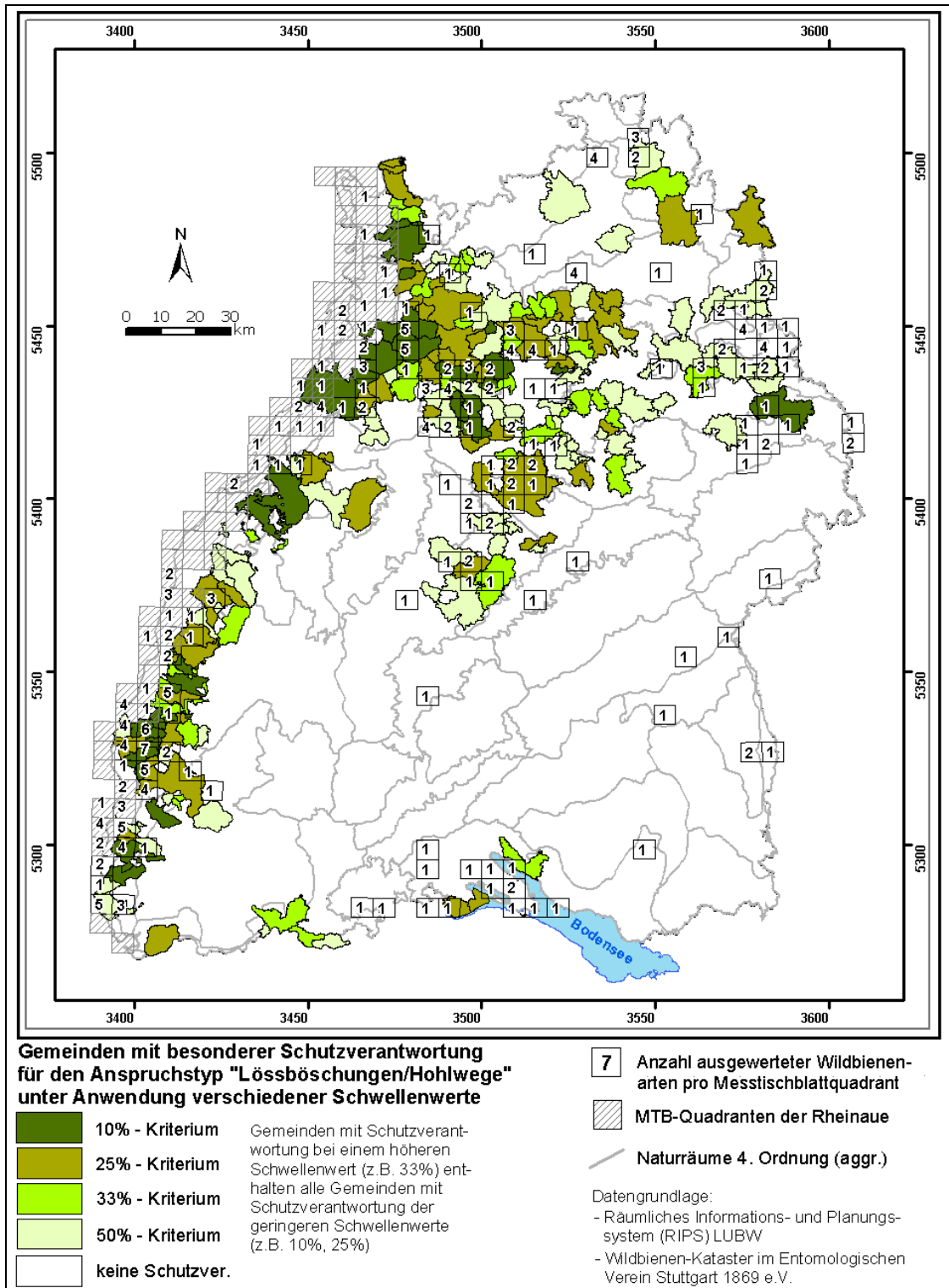
Es zeigt sich, dass die vergleichende Anwendung unterschiedlich strenger Auswahlkriterien in einer konsistenten Erfassung zunächst derjenigen Gemeinden mit den höchsten Zielartensummen und einer sukzessiven Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Gemeinden mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte resultiert. Dies legt den Schluss nahe, dass mit der verwendeten Methodik eine systematische Berücksichtigung von Gemeinden mit hohen Zielartensummen bei der Schutzverantwortungszuweisung erfolgt.

Der im Projekt für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ verwendete Schwellenwert von 25% erweist sich bei Auswertung der Anzahl der Landesarten Gruppe A und B pro Gemeinde als statistisch effektivster Wert, da er die vergleichsweise präziseste Schutzverantwortungszuweisung zu den Gemeinden mit hohen Zielartensummen bewirkt. Die vollständige Abdeckung aller Gemeinden mit vier und mehr Zielarten bei einem Maximalwert von sechs Zielarten bzw. das Auftreten von Gemeinden ohne Schutzverantwortung erst in der unteren Hälfte des auftretenden Spektrums an Zielarten pro Gemeinde wird als sinnvolle absolute Effektivitätsschwelle betrachtet.

Es ist anzumerken, dass die ausgewerteten punktförmigen Artnachweise nicht in systematischem Untersuchungs-Design erhoben wurden, sondern eine langjährige Sammlung von Nachweisen verschiedener Bearbeiter im Rahmen unterschiedlicher Erhebungen darstellen (vgl. Kap. 2.3). Der damit verbundenen Datenheterogenität wurde durch eine größtmögliche Konsolidierung bei der Umsetzung der Fundpunkte in die Gemeindengeometrie begegnet, indem alle Nachweise einer Art ab 1985 pro Gemeinde zur Information ‚in der Gemeinde vorhanden‘ aggregiert wurden. Aufgrund der geringen Systematik der Datenerhebung wurde auf eine Auswertung von Abundanzschätzungen verzichtet.

### **3.2.3.2 Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘**

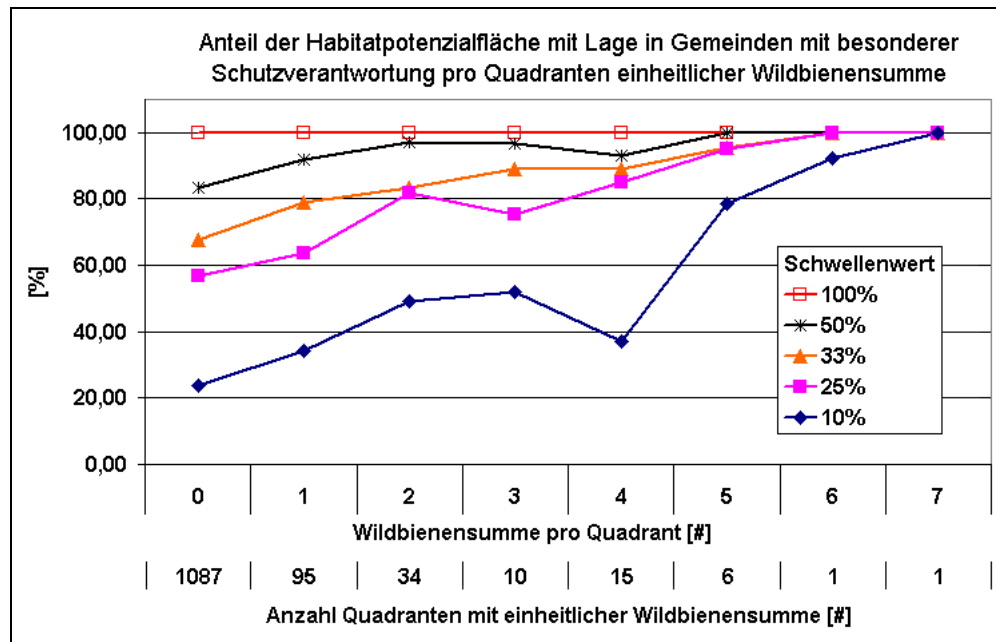
Zur gemeindebezogenen Analyse dieses Anspruchstyps wurden die Verbreitungsdaten zu neun Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Lössböschungen der Wildbienen des Wildbienen-Katasters im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V. herangezogen (vgl. Kap. 2.3). Die Nachweise lagen als Präsenz in Messtischblatt-Quadranten vor. Daher wurde pro Quadrant die Anzahl der nachgewiesenen Arten ermittelt und diese auf die im Quadrant enthaltenen Habitatpotenzialflächen übertragen. Entsprechend wurde die Information, ob für eine Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung besteht, auf die innerhalb der Gemeinde gelegenen Potenzialflächen umgelegt. Zerschnittene Potenzialflächen wurden dem Quadranten bzw. der Gemeinde mit Anteil am überwiegenden Teil der Fläche zugeordnet. In Abb. 55 sind die Summen der pro Quadrant nachgewiesener Arten und die Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung unter Anwendung der vergleichend angewendeten Schwellenwerte von 10%, 25%, 33% und 50% dargestellt.



**Abb. 55:** Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und Anzahl nachgewiesener Charakter- und biotypischer Begleitarten der Wildbienen für diesen Anspruchstyp pro Messtischblatt-Quadrant.

Vergleichend dargestellt sind die Ergebnisse unter Anwendung verschiedener Schwellenwerte des Auswahlkriteriums bei den Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘. Berücksichtigte Arten: *Andrena agilissima*, *Anthophora aestivalis*, *Anthophora retusa*, *Halictus quadricinctus*, *Lasioglossum costulatum*, *Lasioglossum limbellum*, *Lasioglossum niti-diusculum*, *Eucera macroglossa*, *Eucera salicariae*. (Daten: Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.)

Die Umlegung sowohl der Artenzahl pro Quadrant als auch der Information zur Schutzverantwortung der Gemeinden auf die Potenzialflächen ermöglichte die Ermittlung des Anteils der Anspruchstypfläche pro Quadranten mit einheitlicher Artenzahl, die innerhalb von Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung gelegen sind. Abb. 56 zeigt, dass mit zunehmender Anzahl von Arten pro Quadrant in der Tendenz auch der Anteil an Anspruchstypfläche, die in Gemeinden mit Schutzverantwortung liegt, zunimmt. Betrachtet man die Quadranten mit vier oder mehr gemeldeten Arten, wird eine nahezu vollständige Lage der Habitatpotenzialflächen in Gemeinden mit Schutzverantwortung (> 80%) ab dem Schwellenwert von 25% erreicht. Bei Anwendung des 10%-Kriteriums wird erst in den Quadranten mit sechs oder sieben nachgewiesenen Arten eine fast vollständige Lage der Potenzialflächen in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung erreicht.



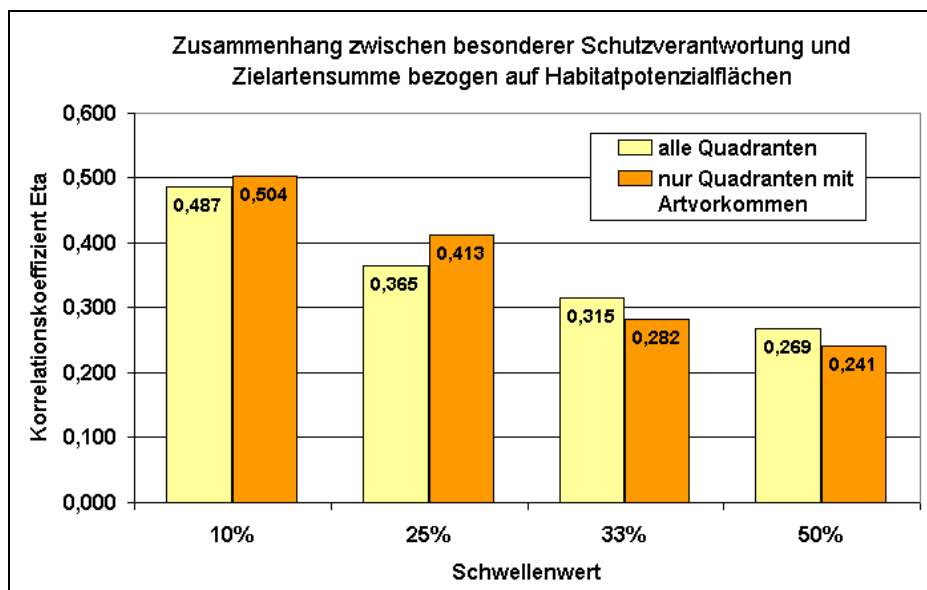
**Abb. 56:** Anteil der Habitatpotenzialfläche des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘, die in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung liegt an der Gesamt-Habitatpotenzialfläche der Quadranten mit einheitlicher Zielartensumme.

Die Resultate verdeutlichen, dass die Koinzidenz von Quadranten mit hohen Artensummen und Gemeinden mit Schutzverantwortung über die verschiedenen Schwellenwerte hinweg systematisch erfolgt. Ausnahmen bestehen bei den Quadranten mit vier gemeldeten Arten, deren Habitatpotenzialfläche bei Anwendung der Schwellenwerte von 10% und 50% in geringerem Maße in Gemeinden mit Schutzverantwortung liegen als die Quadranten mit zwei oder drei Arten. Abb. 55 lässt erkennen, dass die Quadranten im Bereich des Neckarbeckens, des Tauberlandes und Hohenlohe teilweise recht isoliert oder in der Nachbarschaft mit gering besetzten Quadranten liegen. Diese unplausibel anmutende Situation konnte auch durch Rückfragen bei den Datenhaltern nicht geklärt werden. Als mögliche Grund kommt eine überproportionale Bearbeitungsintensität einzelner Quadranten in Betracht. Wie in Kap. 2.3 erläutert, handelt es sich bei den ausgewerteten Wildbienen-Daten um eine unsystematische Zusammenstellung von Erfassungen aus unterschiedlichen Anlässen – teilweise auch aus ehrenamtlichen Erhebungen. Zudem können ältere Art-Nachweise vorliegen, deren Lebensräume zum Zeitpunkt der Biotopkartierung nicht mehr in erfassungswürdigem Zustand vorhanden waren. Da die Biotope über einen Zeitraum von etwa 10 Jahre erfasst wurden, ist dies nicht eindeutig zu klären. Schließlich mussten die Auswertungen mit einem geringfügig unvollständigen Stand der Biotopkartierung durchgeführt werden, sodass auch hier eine Fehlerquelle bestehen kann.

Abb. 56 lässt weiter erkennen, dass - im Vergleich mit der Anwendung des Schwellenwertes von 10% - mit dem im Projekt verwendeten Schwellenwert von 25% ein insgesamt deutlich höherer Anteil der Potenzialfläche, die in Quadranten mit Artnachweisen liegt, auch gleichzeitig in Gemeinden mit Schutzverantwortung gelegen ist. Der Schwel-

lenwert von 33% führt dagegen zu keiner sehr deutlichen Zunahme dieses Anteils. Dies liegt natürlich auch daran, dass die Steigerung des Schwellenwertes von 10% auf 25% das 2,5-fache beträgt, während die Zunahme von 25% auf 33% nur das 1,32-fache darstellt. Hierzu ist anzumerken, dass im Rahmen des Projekts nicht darauf abgezielt wurde, den Schwellenwert zur Auswahl von Vorranggebieten aus den Validierungen abzuleiten, da nur einzelne Anspruchstypen empirisch bearbeitet werden konnten und Umfang und Qualität der verwendeten tierökologischen Daten als sehr heterogen einzustufen sind. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ der Schwellenwert von 25% ein plausibles Bild der Schutzverantwortungszuweisung zu den Gemeinden ergibt, da die Quadranten mit den höchsten Artensummen in hohem Maße abgedeckt werden und eine Erhöhung des Schwellenwerts keine deutliche Verbesserung des Ergebnisses bewirken würde.

Die Ergebnisse der Schutzverantwortungszuweisung unter Verwendung der verschiedenen Schwellenwerte wurden einer statistischen Effizienzprüfung unterzogen. Dafür wurde pro Habitatpotenzialfläche die Lage in einer Gemeinde mit (1) oder ohne (0) Schutzverantwortung mit der Anzahl gemeldeter Wildbienen im jeweiligen Quadrant (0 - 7) unter Verwendung des Koeffizienten Eta (vgl. Kap. 2.2.4) korreliert. Dabei wurden vergleichend zunächst alle Quadranten und dann nur die Quadranten mit Wildbienenorkommen ausgewertet. Diese Differenzierung erfolgte, da die Quadranten ohne Artnachweis – aufgrund der nicht streng systematischen Datenerhebung – sowohl Gebiete mit nachgewiesener Absenz einer Art als auch nicht untersuchte Gebiete darstellen können, in denen die Art möglicherweise vorkommt. Die Auswertung mit Berücksichtigung der Quadranten ohne Artnachweise beruht auf der Annahme, dass es sich um reale Absenzdaten handelt, während die Reduzierung nur auf die Quadranten mit Artnachweisen von deren Unzuverlässigkeit als Absenzinformation ausgeht. Wie Abb. 57 zeigt, ergaben beide Auswertungen ein qualitativ wie quantitativ sehr ähnliches Ergebnis. Es kann gefolgert werden, dass die Unsicherheit bzgl. der Interpretation der Quadranten ohne Artnachweise keinen Einfluss auf die Effektivitätsbetrachtung ausübt.



**Abb. 57:** Korrelation der Lage der Habitatpotenzialflächen in einer Gemeinde mit (1) oder ohne (0) besonderer Schutzverantwortung und der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Messtischblattquadrant (0 - 7), in dem die jeweilige Potenzialfläche liegt. Zerschnittene Potenzialflächen wurden dem Quadranten bzw. der Gemeinde mit Anteil am überwiegenden Teil der Fläche zugeordnet.

Die Korrelation verweist auf das 10%-Kriterium als effizientesten Schwellenwert und ein stetiges Abfallen der Effizienz mit den weiter gefassten Werten. Dies verdeutlicht auch die Steigung der Kurven in Abb. 56. Sie ist umso größer, je stärker Quadranten mit hohen Zielartensummen auf Gemeinden mit Schutzverantwortung, und solche mit niedrigen Zielartensummen auf Gemeinden ohne Schutzverantwortung konzentriert sind.

### **Diskussion**

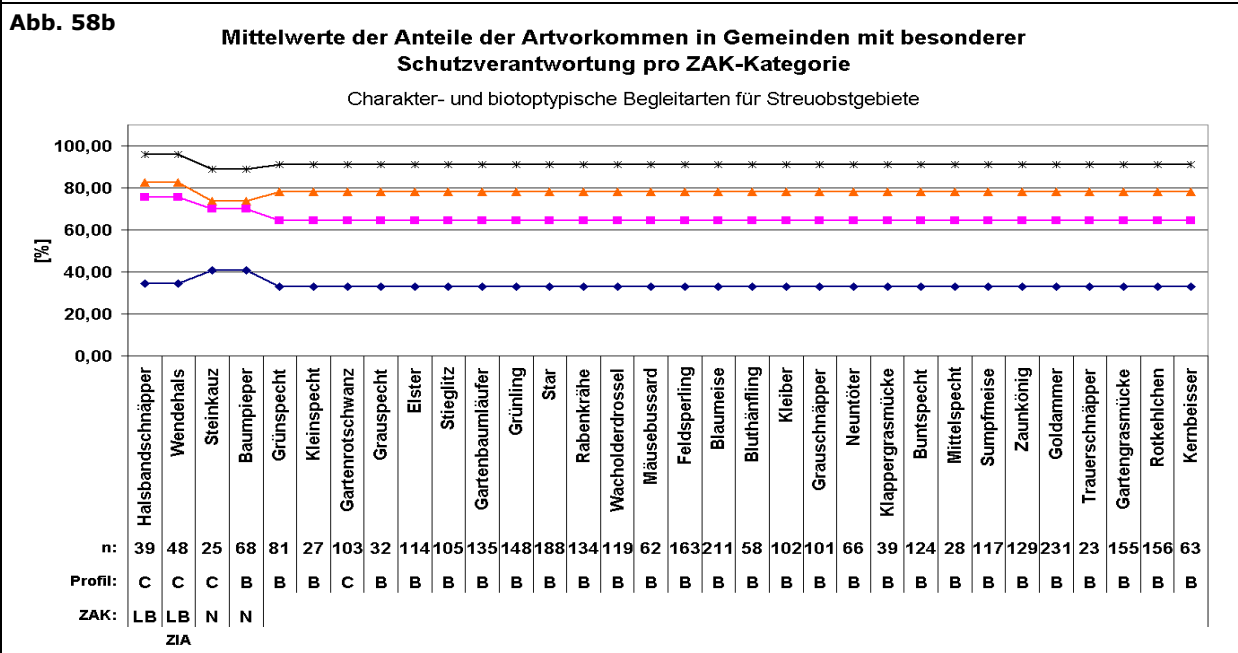
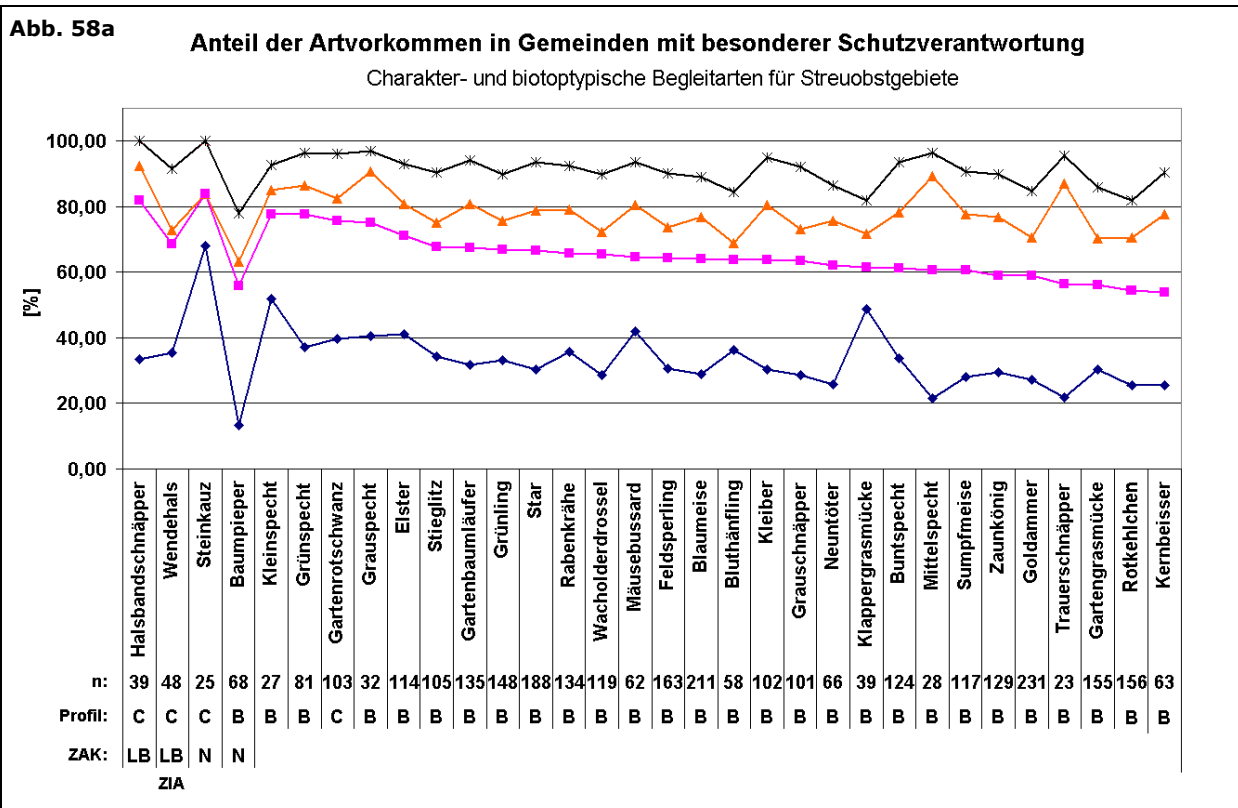
Auch bei diesem Anspruchstyp lässt die vergleichend durchgeführte Schutzverantwortungszuweisung unter Anwendung verschiedener Schwellenwerte – abgesehen von wenigen Ausnahmen – eine systematische Erfassung zunächst derjenigen Habitatpotenzialflächen mit Lage in den Quadranten mit den höchsten Zielartensummen, und einer sukzessiven Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Flächen in Quadranten mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte erkennen. Dies weist darauf hin, dass mit der entwickelten Methodik der Schutzverantwortungszuweisung für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ eine konsistente räumliche Abbildung von besonders bedeutsamen Gebieten für Wildbienen dieses Lebensraumtyps möglich ist.

Die statistische Auswertung der Effektivität der Schwellenwerte ergab das 10%-Kriterium als dasjenige, welches zur vergleichsweise präzisesten Konzentration der Gemeinden mit Schutzverantwortung auf die Quadranten mit hohen Artenzahlen führt. Die Betrachtung der absoluten Werte (vgl. Abb. 56) zeigt jedoch, dass bei diesem Schwellenwert nur die im Quadrant mit der höchsten Artensumme gelegenen Habitatpotenzialflächen auch vollständig in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung liegen. Bei Anwendung des 25%-Kriteriums ist dies auch noch beim Quadrant mit sechs nachgewiesenen Arten der Fall. Bis einschließlich der Quadranten mit vier gemeldeten Arten liegen – im Unterschied zum 10%-Kriterium – noch sehr hohen Anteile der Habitatpotenzialflächen in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung. Daher wurde im Projektteam – wie bereits bei der gemeindebezogenen Auswertung des Anspruchstyps Kalkmagerrasen bzgl. der Heuschrecken – auch hier der Schwellenwert von 25% als plausibelstes Auswahlkriterium erachtet. Ebenfalls übereinstimmend kann festgestellt werden, dass die Erhöhung des Schwellenwertes auf 33% keine deutliche Verbesserung der Koinzidenz von Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung und Quadranten mit hohen Artenzahlen bewirken würde.

#### **3.2.3.3 Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘**

Die Analyse dieses Anspruchstyps basierte auf Präsenz-/Absenz-Daten zu Brutvögeln die für insgesamt 279 in oder im räumlichen Kontext von Streuobstgebieten gelegenen Untersuchungsgebieten vorliegen (vgl. Kap. 2.3). Für die gemeindebezogene Validierung der Schutzverantwortungszuweisung wurden die Untersuchungsgebiete mit den Gemeinden überlagert und für jeden der verglichenen Schwellenwerte des Auswahlkriteriums die Schutzverantwortung einer Gemeinde auf die innerhalb gelegenen Untersuchungsgebiete übertragen. Bei zerschnittenen Untersuchungsgebieten wurde die Lage des überwiegenden Teils berücksichtigt. Dann wurde für jede Art der Anteil der Vorkommen in Untersuchungsgebieten mit Lage in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung für Streuobstgebiete ermittelt (vgl. Abb. 58). Ausgewertet wurden nur Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Streuobstgebiete (vgl. Kap. 2.2.1).

Abb. 58a zeigt bei Betrachtung der Charakterarten für Streuobstgebiete, für die Naturraumart Steinkauz bei allen verglichenen Schwellenwerten, vergleichsweise hohe Anteile der Vorkommen in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung. Die Landesart Gruppe B Halsbandschnäpper erreicht mit Ausnahme der Auswertung des 10%-Kriteriums ebenfalls sehr hohe Werte. Die Landesart Gruppe B und ZIA für Streuobstgebiete Wendehals erreicht im Vergleich mit allen anderen ausgewerteten Arten mittelmäßige Anteile des Vorkommens in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung. Der Gartenrotschwanz – Charakterart ohne ZAK-Status – erzielt bei Anwendung des im Projekt verwendeten 25%-Kriteriums überdurchschnittliche Werte. Die Naturraumart Baumpeiper weist hinsichtlich aller getesteten Schwellenwerte nur sehr geringe Anteile auf, was sich durch die im Vergleich zu den vorgenannten Arten geringe Bindung dieser Begleitart für Streuobstgebiete erklärt. Die Art besiedelt in Baden-Württemberg ein breites Spektrum an offenen und halboffenen Landschaften (HÖLZINGER 1999: 139). Die insgesamt relativ hohen und homogenen Werte innerhalb des Vergleichs der Arten erklären sich durch die ausschließliche Betrachtung von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Streuobstgebiete und der Auswertung von Untersuchungsgebieten in Streuobstgebieten bzw. in deren unmittelbarer Nachbarschaft.



n: Anzahl Untersuchungsgebiete mit Vorkommen der Art  
 Profil: C Charakterart, B biototypische Begleitart für Streuobstgebiete  
 ZAK: ZAK-Kategorien: LB Landesart Gruppe B, N Naturraumart  
 ZIA: ‚Zielorientierte Indikatorart‘

**Schwellenwert**  
 ◆ 10%    ■ 25%  
 ▲ 33%    \* 50%

**Abb. 58:** Anteil der Vorkommen von Charakter- und biototypischen Begleitarten für Streuobstgebiete der Vögel in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung bei Anwendung verschiedener Schwellenwerte zur Auswahl von Vorranggebieten.

Darstellung der Anteile pro Art (Abb. 58a) und des arithmetischen Mittels der Arten einer ZAK-Kategorie (Abb. 58b). Die Auswertung basiert auf Präsenz-/Absenzdaten zu 279 Untersuchungsgebieten (verschiedene Quellen s. Kap. 2.3). Die x-Achsen sind nach absteigendem ZAK-Status und innerhalb dessen nach absteigenden Anteilen gemäß des im Projekt verwendeten Schwellenwertes von 25% sortiert.

In Abb. 58b sind die Mittelwerte der Anteile pro Arten einer ZAK-Kategorie dargestellt. Die Auswertungen des 33%- und des 50%-Kriteriums ergeben für die Landesarten Gruppe B die höchsten Durchschnittswerte. Die Naturraumarten weisen aufgrund der sehr geringen Werte des Baumpiepers die geringsten Durchschnittswerte auf. Die Anwendung des 25%-Kriteriums führt zu einer Abnahme der Durchschnittswerte von den Landesarten Gruppe B zu den Naturraumarten und nochmals zu den Nicht-Zielarten. Das 10%-Kriterium ergibt den höchsten Mittelwert für die Naturraumarten, was am Extremwert des Steinkauzes liegt, und einen geringfügig höheren Durchschnittswert für die Landesarten Gruppe B als für die Nicht-Zielarten.

Vor dem Hintergrund der in Kap. 3.2.2 erläuterten Arbeitshypothese der Validierungen, wonach den Zielarten und insbesondere den Landesarten besondere Ansprüche an Habitatqualitäten wie Flächengröße und Vernetzung zuzuordnen sind, führt die Anwendung des 25%-Kriteriums zum plausibelsten Ergebnis. Das 10%-Kriterium scheint zu eng gefasst zu sein, um die Lage eines überdurchschnittlichen Anteils der Vorkommen des Halsbandschnäppers oder des Wendehals in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung zu bewirken. Das 33%- und das 50%-Kriterium resultieren dagegen in sehr umfangreichen Schutzverantwortungszuweisungen, die auch bei den Nicht-Zielarten bzw. biotoptypischen Begleitarten zu sehr hohen Anteilen führen. Daher scheinen diese beiden Auswertungen eher zu ‚beliebigen‘ Schutzverantwortungszuweisungen zu führen und nicht vorrangig Gemeinden mit Vorkommen hochrangiger Zielarten zu betreffen.

Der Wendehals weist bei keiner der Auswertungen überdurchschnittlich hohe Anteile im Vergleich zu den anderen ausgewerteten Arten auf. Bei Betrachtung des im Projekt verwendeten 25%-Kriteriums liegen 68,75% der Vorkommen in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung. Als ZIA für Streuobstwiesen wäre ein stärker ausgeprägtes Vorkommen in Gemeinden mit Anteil an besonders großen Streuobstgebieten – und damit entsprechender Schutzverantwortung – zu erwarten gewesen. Doch auch die Analysen bzgl. des Indikators ‚Flächengröße‘ in Kap. 3.2.2.2 hatten keine überdurchschnittlichen Flächengrößen der Streuobstgebiete mit Nachweis dieser Art ergeben. Als Gründe für die vergleichsweise geringen Anteile kann zunächst das Habitatschema der Art herangezogen werden. Die Art präferiert hochstämmige Bestände mit großem Bruthöhlenangebot und hoher Nahrungsvielfalt durch extensive Wiesennutzung (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 378). Diese Qualitätsmerkmale müssen nicht unbedingt mit der Flächengröße eines Streuobstgebiets korrelieren. Es kann jedoch angenommen werden, dass in größeren Streuobstgebieten aufgrund der Flächengröße mit höherer Wahrscheinlichkeit Hochstammbestände und Totholz angetroffen werden können. Die Wiesennutzung dagegen kann als unabhängig von der Flächengröße betrachtet werden, da sie meist durch Vorlieben der Bewirtschafter geprägt ist.

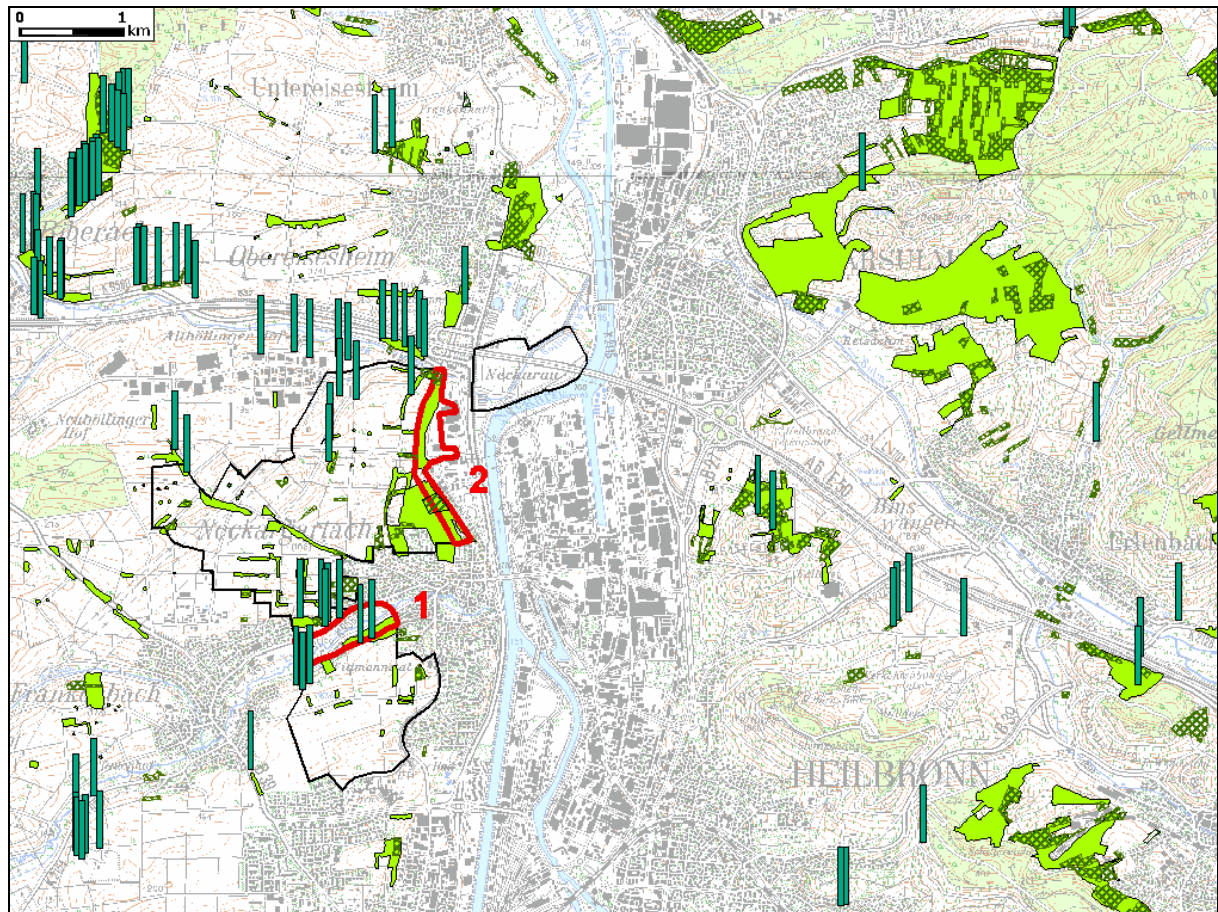
Als weiterer Erklärungsansatz ist der - in unterschiedlichem Ausmaß bestehende - Zeitversatz zwischen Erhebung der tierökologischen Daten und der Erfassung der verwendeten Streuobst-Daten heranzuziehen. Die für den Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ analysierten Brutvogeldata wurden schwerpunktmäßig im Zeitraum 1992 bis 2002 erhoben, während die Abbildung des Anspruchstyps ‚Streuobstgebiete‘ anhand der ATKIS-Daten mit Stand 2005 erfolgte. Von einer Auswertung älterer Streuobst-Daten, die zum Teil in höherem Maße der Verbreitungssituation der Arten entsprochen hätten, wurde abgesehen. Dies erfolgte einerseits, da eine exakte Chronologisierung von Artnachweisen und Streuobst-Daten für die gesamte betrachtete Region des mittleren Neckars im Rahmen des Projekts nicht möglich gewesen wäre. Hier ist anzumerken, dass die Daten des ATKIS gebietsweise laufend aktualisiert werden, sodass die Jahreszahl des Erfassungsstands mehrere Jahre vom tatsächlichen Zeitpunkt der Erfassung abweichen kann (mdl. Mitt. Hr. Welker, LUBW 2006). Zudem wurden die Validierungen mit dem Ziel durchgeführt, eine Einschätzung der auf möglichst aktuellen Daten erarbeiteten realen Projektergebnisse zu erhalten.

Zur exemplarischen Veranschaulichung der Abweichung der Streuobst-Daten unterschiedlicher Zeiträume wurde eine Detailanalyse für das Untersuchungsgebiet ‚Neckargartach‘ (vgl. HERMANN 1997) durchgeführt (vgl. Abb. 59). Das Gebiet wurde ausgewählt, da hier im Jahr 1996 in einer Teilfläche ein Brutnachweis des Wendehals erfolgte und in einer weiteren ein Brutverdacht festgestellt wurde. Jedoch weisen die beiden Teilflächen bei Auswertung der im Projekt verwendeten ATKIS-Daten mit Stand







bei Auswertung der im Projekt verwendeten ATKIS-Daten mit Stand 2005 keine (Teilfläche 1) bzw. minimale Streuobstflächen (Teilfläche 2) auf. Auch im Umfeld von einigen Kilometern sind keine größeren Streuobstbestände vorhanden.



In Abb. 59 ist das Untersuchungsgebiet und hervorgehoben die beiden Teilflächen in Kombination mit verschiedenen Streuobst-Datensätzen dargestellt.



#### Streuobst-Daten

-  ATKIS Objektart ‚Grünland‘ mit Vegetationsmerkmal ‚Streuobst‘: Stand 2005
-  ATKIS Objektart ‚Grünland‘ mit Vegetationsmerkmal ‚Streuobst‘: Stand 2002
-  §32-Biotope mit Eigenschaft ‚mit hochstämmigen Obstbäumen‘: Kartierung 1995
-  Hauptnennung der ‚alten‘ Biotopkartierung Baden-Württemberg: Kartierung 1981-89

#### Untersuchungsgebiet

-  Abgrenzung des Untersuchungsgebiets ‚Neckargartach‘ (Hermann 1997, unveröff.)
-  Abgrenzung der 2 Teilflächen mit Brutnachweis (1) / Brutverdacht (2) Wendehals: Erhebung 1996

**Abb. 59:** Exemplarische Darstellung des Rückgangs der Streuobstgebiete im Raum nordwestlich von Heilbronn anhand landesweiter GIS-Daten. Der Brutnachweis für den Wendehals erfolgte in Teilfläche 1, Brutverdacht bestand in Teilfläche 2. Erläuterung im Text. (Datengrundlage: Hermann (1997), RIPS LUBW).

Es wird deutlich, dass zum Zeitpunkt der Biotopkartierung von 1981-89 (HÖLL & BREUNIG 1995) im Bereich der Teilflächen und auch im nördlichen bis nordöstlichen Umfeld noch erheblich größere Streuobstbestände als in den ATKIS-Daten mit Stand 2002 und 2005 vorhanden waren. Zwischen den beiden Ständen der ATKIS-Daten sind kaum Unterschiede festzustellen. Im Bereich des Untersuchungsgebiets ist in Teilfläche 1 nur ein Streuobstgebiet laut Stand 2002 erkennbar, das zum Stand 2005 nicht mehr als Streuobst erfasst wurde. Die Säulen in Abb. 59 symbolisieren Biotope, die im Rahmen der Biotopkartierung nach §32 NATSCHG mit der Eigenschaft ‚mit hochstämmigen Obstbäumen‘ kartiert wurden. Dies kann die Biotopgruppe ‚Feldgehölze und Feldhecken‘ betreffen, die eigentlichen Streuobstgebiete wurden im Rahmen der Kartierung nicht als Biotoptyp er-

fasst (LFU 2001). Die Kartierung nach §32 NATSCHG erfolgte für das betrachtete Gebiet im Jahr 1995. Insbesondere im Umfeld der Teilfläche 1, in der 1996 ein Brutnachweis des Wendehals erfolgte, ist eine Häufung von Biotopen mit hochstämmigen Obstbäumen zu erkennen.

Die zeitliche Entwicklung der Streuobstbestände im betrachteten Gebiet legt den Schluss nahe, dass zum Zeitpunkt der Erhebungen des Brutnachweises bzw. des Brutverdachts des Wendehalses von einem deutlich größeren Angebot an Streuobstgebieten ausgegangen werden kann, bzw. das Arteninventar der untersuchten Flächen noch eine kurz zuvor bestandene Ausstattung an Lebensräumen widerspiegelt. Demnach scheint der größte Rückgang der Streuobstbestände zwischen Ende der neunziger Jahre und dem Jahr 2002 erfolgt sein. Die Flächeninanspruchnahme der Gemeinde Heilbronn im Bereich der Ortsränder von Neckargartach dürfte hierfür der Grund gewesen sein. Im Hinblick auf die Habitatpräferenzen des Wendehalses kann weiter vermutet werden, dass die im Stand 2005 der ATKIS-Daten dokumentierten Restbestände ehemaliger Streuobstgebiete nicht mehr den Ansprüchen dieser Art genügen. Eine Kontrollerfassung neueren Datums liegt jedoch ebenso wenig vor, wie eine aktuellere Kartierung des Bestands an hochstämmigen Obstbäumen.

### **Diskussion**

Insbesondere für die Zielarten und Charakterarten für Streuobstgebiete Steinkauz und Halsbandschnäpper ergeben sich hohe Anteile von Vorkommen in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung für alle verglichenen Schwellenwerte zur Auswahl der Vorranggebiete. Die ZIA Wendehals weist keine vergleichbaren überdurchschnittlichen Anteile auf, was u.a. mit der Auswertung von tierökologischen und Streuobst-Daten aus unterschiedlichen Zeiträumen erklärt werden kann. Eine Eingrenzung der tierökologischen Daten ausschließlich auf den Zeitraum weniger Jahre vor Fertigstellung der verwendeten ATKIS-Daten hätte zu einem sehr geringen Stichprobenumfang und damit zu geringer Aussagekraft auch hinsichtlich der Analysen der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ geführt. Von einer Verwendung älterer Streuobst-Daten, die ggf. in höherem Maße der Erhebungssituation der älteren Datenquellen entsprochen hätten, wurde abgesehen, da eine exakte Chronologisierung von Art-Nachweisen mit dem Zeitpunkt der Streuobst-Erfassung aufgrund der laufenden Aktualisierung der ATKIS-Daten problematisch ist (s.o.). Zudem war angestrebt eine Einschätzung der mit möglichst aktuellen Geodaten erstellten Projektergebnisse zu erhalten.

Die Betrachtung der durchschnittlichen Anteile der Vorkommen in Gemeinden mit Schutzverantwortung für die Arten einer ZAK-Kategorie legt den Schluss nahe, dass die Anwendung des im Projekt verwendeten Schwellenwerts von 25% am besten geeignet ist, vorrangig Gemeinden mit Vorkommen hochrangiger Zielarten eine besondere Schutzverantwortung zuzuweisen.

### 3.2.4 Empirische Analysen zur Zielartenhypothese

Wie in Kap. 1.3.2 erläutert, definiert das Zielartenkonzept Baden-Württemberg flächendeckend für das gesamte Bundesland regionalisierte Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten. Für die Fauna wurden ca. 1100 Zielarten aus 17 Artengruppen ausgewählt und daraus nochmals, als weitere planungsorientierte Eingrenzung, für die Fauna ca. 150 besonders empfindliche und anspruchsvolle ‚Zielorientierte Indikatorarten‘ (im Folgenden ZIA) ausgewählt. Folgende Kriterien wurden zur Auswahl herangezogen (RECK et al. 1996: A107):

- „Zielarten, die überwiegend nur bei starker Ausdehnung ihrer Vorkommen in Baden-Württemberg wieder langfristig stabile, überlebensfähige Vorkommen haben können
- Zielarten, die die empfindlichste Reaktion auf negative Umweltveränderungen zeigen und durch die die quantitativ und qualitativ größten Ansprüche an die Landschafts- bzw. Biotoptypen vertreten sind
- Zielarten, die nur oder besonders günstig durch Prozessschutz zu erhalten sind
- Schlüsselarten i.S.v. Habitatbildnern“

Die Auswahl erfolgte mit dem Ziel, „...dass durch den Schutz und insbesondere die Ausdehnung [...] der Vorkommen dieser ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ auch die weiteren Arten des betrachteten Landschaftstyps gefördert und dadurch langfristig gesichert werden können.“ (RECK et al. 1996: A107). Die Auswahl basiert weiter auf der Vorstellung, „...dass nie eine Zielart stellvertretend für den Schutz weiterer Arten stehen kann, sondern dass, je nach Landschaftstyp, die Vorkommen eines größeren Kollektivs von Zielorientierten Indikatorarten aus unterschiedlichen Artengruppen gefördert werden müssen, ...“ (RECK et al. 1996: A107-A108). Grundlegende Hypothese (‚Zielartenhypothese‘) ist, „...dass die zwischen den Ansprüchen der verschiedenen ausgewählten Zielorientierten Indikatorarten aufgespannten Übergänge zwangsläufig zur Bildung von ausreichend vielen Habitaten und Ökotonen führen, die dann insgesamt als Lebensraum zur Verfügung stehen.“ (RECK et al. 1996: A108).

Damit stellen die ZIA sog. ‚Schirmarten‘ (*umbrella species*) dar, deren Förderung durch Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen nach KRATOCHWIL & SCHWABE (2001: 626) „die gleichzeitige Erhaltung von großen Teilen der Lebensgemeinschaft“ bewirkt. Mit Schirmarten wird die Idee eines ‚Mitnahmeeffekts‘ bzw. einer Repräsentativität für Zielartenkollektive verbunden. ZEHLIUS-ECKERT (1998: 14) führt dazu aus: „Die Idee ist, dass Schutz-, Kompensations-, Pflege- und Entwicklungsziele und diesen Zielen dienende Maßnahmen, die der Erhaltung und Förderung von Zielarten dienen, auch anderen Arten zugute kommen.“ ROBERGE & ANGELSTAM (2004: 77) definieren ‚Schirmarten‘ (engl. *umbrella species*) als Arten, deren Schutz einer großen Anzahl natürlicherweise koexistierender Arten zu Gute kommt.

Aus Sicht der theoretischen Ökologie betrachtet birgt die Idee der ‚Schirmarten‘ nach HENLE et al. (1999a: 20) das Dilemma, dass einerseits die Zielarten einen möglichst hohen Mitnahmeeffekt für weitere Arten aufweisen sollen, andererseits diesem Wunsch aber die unterschiedliche Einnischung der Arten entgegenwirkt. Gemäß der ökologischen Theorie der Nischensegregation (vgl. NENTWIG et al. 2004) kommen Arten nur unter sehr wenigen, spezifischen Bedingungen überhaupt gemeinsam vor. Aus diesem Grund und da der Naturschutz nach HENLE et al. (1999a: 20) - abgesehen von speziellen Artenhilfsprogrammen - nicht darauf abzielen sollte, eine Art mit hochspezifischem Management eine optimale Einnischung zu ermöglichen, sondern auch andere wertgebende Arten von Maßnahmen profitieren sollen, wurde im ZAK ein repräsentatives Kollektiv an ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ definiert. Hypothese ist, dass die Förderung der unterschiedlich eingenischten ZIA zwangsläufig zu einem ausreichenden Spektrum an Lebensräumen führt, um dauerhaft lebensfähige Populationen der Arten zu erhalten (vgl. WALTER et al. 1998: 15).

Damit ist der im ZAK gewählte Ansatz der Auswahl von Schirmarten als Mehrarten-Ansatz oder ‚*multi-species-approach*‘ zu bezeichnen (vgl. ROBERGE & ANGELSTAM 2004: 83). Nach der Auswertung von 18 wissenschaftlichen Veröffentlichungen zu ‚Schirmarten‘ als Instrument des Naturschutzes bekräftigen ROBERGE & ANGELSTAM (2004) die Kritik von Einzelarten-Ansätzen (z.B. NOSS et al. 1997: 128 ff.). Die Autoren kommen in ihrem Überblicksartikel zu dem Schluss, dass Habitatansprüche von Artengemeinschaften nur über systematisch ausgewählte Schirmarten-Kollektiven repräsentiert werden können.

WALTER et al. (1999: 27) weisen darauf hin, dass die Zielartenhypothese plausibel erscheint und sich auf empirisch gewonnene Erfahrungen stützt, jedoch eine quantitative Überprüfung und die Klärung kausaler Zusammenhänge auf wissenschaftlicher Basis noch erfolgen muss. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten anhand der zusammengetragenen tierökologischen Daten verschiedene Analysen zur Prüfung der Repräsentanz von ZIA für Artengemeinschaften durchgeführt werden, jedoch standen diese Untersuchungen nicht im Vordergrund. Eine fundierte Validierung der Zielartenhypothese würde einen Forschungsansatz basierend auf Zeitreihendaten erfordern. Diese wären mit der Fragestellung zu analysieren, ob durch die gezielte Förderung einer ZIA die Bestände der gewünschten weiteren Arten zwangsläufig mitgefördert werden. Eine weiterer Ansatz wäre die Untersuchung, ob die Schaffung neuer Habitatfläche gemäß den Habitatansprüchen der ZIA eine Besiedlung der weiteren Arten nach sich zieht. Entsprechende Probestellen wären repräsentativ über ganz Baden-Württemberg zu verteilen. Diese Ansätze konnten nicht verfolgt werden.

Die zur Verfügung stehenden Daten erlaubten jedoch Analysen hinsichtlich überdurchschnittlicher Flächenansprüche von ZIA und ihrer Repräsentanz für bestimmte Artenkollektive. Die zu prüfende Hypothese bzgl. der Flächenansprüche ist dabei, dass ZIA besonders große Raumansprüche haben sollten, da bei einer erfolgreichen Förderung dieser Arten die Flächenansprüche weniger anspruchsvoller Arten mit erfüllt werden. Zudem nimmt mit der Größe von Habitaten in der Regel auch die Vielfalt an z.B. Vegetationsstrukturen und/oder standörtlichen Voraussetzungen zu, sodass ein größeres Lebensraumspektrum zur Verfügung steht. Die Hypothese bzgl. Repräsentanz lautet, dass ZIA in Bezug auf die Anzahl ihrer eigenen Vorkommen mit vergleichsweise vielen weiteren Arten gemeinsame Vorkommen (Koexistenzen) aufweisen sollten. Diese Eigenschaft ist dann gegeben, wenn sie ausschließlich bzw. vorwiegend in artenreichen Gebieten vorkommen. Damit indizieren sie Habitatqualitäten, die nur in artenreichen Gebieten vorhanden sind und lassen bei einer erfolgreichen Förderung ebenfalls einen Mitnahmeeffekt für zahlreiche weitere Arten erwarten. Aus Sicht der Naturschutzplanung entspricht das Konzept der ZIA damit dem Wunsch nach einem möglichst effektiven Einsatz der Mittel, indem Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen an den Ansprüchen möglichst weniger repräsentativer Arten ausgerichtet werden, deren Erhalt und Ausdehnung den Schutz der Artenvielfalt insgesamt gewährleisten. Bei der gewählten Vorgehensweise wird das Maß an Koexistenz pro eigenem Vorkommen als ‚Schirmfunktion‘ bzw. ‚Abdeckung‘ der ZIA für weitere Arten interpretiert. Eine effektive ZIA zeichnet sich dann dadurch aus, dass sie mit möglichst wenig Vorkommen in den Untersuchungsgebieten möglichst viele der Arten ‚abdeckt‘, indem sie mit ihnen koexistent ist. Dies unterscheidet sie von ubiquitär verbreiteten Arten, die auch ein hohes Maß an Koexistenzen mit weiteren Arten aufweisen, aber eine weite und unspezifische Verbreitung z.B. auch in Habitaten geringer Qualität aufweisen. Von einer Operationalisierung der Schirmfunktion über die durchschnittliche Artenzahl der Untersuchungsgebiete mit Vorkommen der betrachteten Art wurde abgesehen, da bei dieser Analyse Mehrfachnennungen koexistenter Arten auftreten.

Die Repräsentanz der Arten wurde anhand von Analysen des gemeinsamen Vorkommens durch Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen (Kap. 3.2.4.1) sowie anhand der Analyse charakteristischer ökologischer Gruppen durch multivariate Ordinationsverfahren untersucht (Kap. 3.2.5). In Kap. 3.2.4.2 wird eine auf den Ähnlichkeitsanalysen aufbauende Methodik einer empirisch gestützten regionalen Ergänzung bestehender Kollektive von ZIA bzw. einer rein empirischen Ableitung von ZIA mit möglichst spezifischem Mitnahmeeffekt vorgestellt.

### 3.2.4.1 Analysen von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ zu Flächenanspruch, Koexistenz und Ähnlichkeit des Vorkommens

Analysen zur Zielartenhypothese anhand von Analysen des Flächenanspruchs der ZIA sowie von Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen des Vorkommens wurden für die Artengruppen Tagfalter und Widderchen anhand der Erhebungen von WAGNER (2002), G. Hermann (unveröff.) und zum Teil für S. Hafner (unveröff.) sowie für die Daten zu Brutvögeln in Streuobstgebieten durchgeführt. Zur Erläuterung der tierökologischen Datengrundlagen s. Kap. 2.3.

#### 3.2.4.1.1 Analyse des Flächenanspruchs

Für eine Analyse der Flächenansprüche der ZIA wird nochmals auf die in Kap. 3.2.2 dargestellten Ergebnisse der Prüfung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten Bezug genommen. In Tab. 19 sind die Rangfolgen der Mediane und Mittelwerte zusammengefasst, welche die ZIA bei Auswertung der Anspruchstypfläche (Indikator ‚Flächengröße‘) und der Verbindungsfläche (Indikator ‚Biotopverbund‘) im Vergleich zu den weiteren Arten eingenommen haben.

**Tab. 19:** Rangfolgen von Median- und Mittelwerten der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche der analysierten ‚Zielorientierten Indikatorarten‘.

Datenquelle	Arten insg. <sup>1</sup>	‚Zielorientierte Indikatorart‘ (ZIA)	Indikator Flächengröße <sup>2</sup>		Indikator Biotopverbund <sup>3</sup>	
			Rang Median	Rang Mittelwert	Rang Median	Rang Mittelwert
<b>Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘</b>						
WAGNER (2002)	30	<i>Chazara briseis</i>	1	5	2	2
		<i>Hipparchia semele</i>	2	2	4	21
G. Hermann (unveröff.)	24	<i>Iphiclides podalirius</i>	18	6	7	5
Heuschrecken-DB GÖG	34	<i>Oedipoda germanica</i>	1	2	33	33
		<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	4	3	8	18
		<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	5	7	13	13
		<i>Omocestus haemorrhoidales</i>	7	9	31	31
		<i>Stauroderus scalaris</i>	9	11	4	3
		<i>Podisma pedestris</i>	32	34	5	4
<b>Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘</b>						
diverse Quellen	33	Wendehals	11	6	7	26
<b>Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘</b>						
Wildbienen-Kataster	9	<i>Halictus quadricinctus</i>	2	1	2	2
		<i>Andrena agilissima</i>	8	6	7	6
<sup>1</sup> insgesamt ausgewertete Charakter- und biotoptypische Begleitarten						
<sup>2</sup> Auswertung der Anspruchstypfläche der Habitatpotenzialflächen (vgl. Kap. 3.2.2)						
<sup>3</sup> Auswertung der Verbindungsfläche der ‚potenziellen Verbundräume‘ (vgl. Kap. 3.2.2)						

Die Analysen der Erhebungen von WAGNER (2002) zeigen, dass die beiden im untersuchten Gebiet vorhandenen ZIA für Kalkmagerrasen *Chazara briseis* und *Hipparchia semele*, insbesondere bei Betrachtung des Medians die höchsten Rangfolgen bzgl. des Indikators ‚Flächengröße‘ und sehr hohe Ränge bzgl. des Indikators ‚Biotopverbund‘ aufweisen. Abb. 30 auf Seite 110 verdeutlicht die durchschnittlich höchsten Flächenansprüche und die Streuung der Werte zeigt, dass die beiden Arten keine Vorkommen in vergleichsweise kleinen Kalkmagerrasen aufweisen. Dies bekräftigt ihre Funktion als ZIA für die Entwicklung großflächiger Magerrasengebiete (RECK et al. 1996: C320). Aus autökologischer Sicht kann zur Erklärung der Präferenz großer Flächen die enge Bindung beider Arten an kurzrasige Kalkmagerrasen, durchsetzt mit Felsen, steinigen Hängen oder Geröllrinnen

bzw. offene Kalkschuttfuren (EBERT 1991b: 23, 30) angeführt werden. Dieses Lebensraumspektrum ist insbesondere in beweideten Kalkmagerrasen anzutreffen und die Nutzung findet heute auf der Schwäbischen Alb meist nur noch auf sehr großen Flächen statt.

Die ZIA für Kalkmagerrasen *Iphiclides podalirius* der Erhebungen von G. Hermann (unveröff.) lässt keine Präferenz für überdurchschnittlich großer Habitatpotenzialflächen erkennen (vgl. Abb. 35 auf Seite 116). Jedoch ergeben sich vgs. hohe Rangfolgen bei Auswertung der Verbindungsfläche (vgl. Abb. 36 auf Seite 117). Das bedeutet, dass die Fundorte der Art fast ausschließlich in überdurchschnittlich großen Verbundräumen liegen, d.h. in ausgedehnten Konfigurationen von Flächen, die weniger als 500m Distanz auseinander gelegen sind. Eine Bestätigung der Eignung von *Iphiclides podalirius* als ZIA zur Entwicklung großflächiger Magerrasengebiete (RECK et al. 1996: C319) kann aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden. Wie in Kap. 3.2.2.1.1 bereits diskutiert, liegt jedoch der Schluss nahe, dass für diese Art auch kleinere Flächen Habitate hoher Eignung darstellen können, sofern deren räumliche Nähe den Austausch von Individuen im Rahmen von Metapopulationssituationen begünstigen. Dies bekräftigt auch das zumindest zeitweilige Auftreten der Art in sonnigen Waldlichtungen und Waldrändern mit Schlehen-Weißdorn-Gebüsch, gelegentlich auch an solchen der Autobahnen (EBERT 1991a: 225). Es ist aber auch anzumerken, dass die Art seit 1999<sup>9</sup> nicht mehr im untersuchten Gebiet nachgewiesen werden konnte. Dies kann wiederum als Hinweis gedeutet werden, dass die in den vorliegenden Auswertungen dokumentierten Flächengrößen kein langfristiges Überleben der Populationen von *Iphiclides podalirius* ermöglichten.

Die Analyse der Heuschrecken ergibt für alle ZIA für Kalkmagerrasen mit Ausnahme von *Podisma pedestris* hohe Rangfolgen der Mediane der Flächengröße des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ (vgl. Abb. 40 auf Seite 122). Dies steht im Einklang mit den Maßnahmenvorschlägen zur Entwicklung der Populationen. Im ZAK werden für diese Arten die Entwicklung großflächiger Magerrasengebiete und großflächig verbundener Magerrasengebiete, z.B. durch Einbindung in Wanderschäferei, genannt (RECK et al. 1996: C291). Als ZIA zur Entwicklung insbesondere großflächiger Magerrasengebiete wird *Oedipoda germanica* genannt (RECK et al. 1996: C291). Dies deckt sich in hohem Maße mit dem für diese Art höchsten Medianwert der Anspruchstypfläche. Für *Podisma pedestris* wird keine Schaffung großflächiger Kalkmagerrasen vorgeschlagen, sondern die Entwicklung von Habitaten in der Umgebung von Felsen. Dies deutet – wie bereits in Kap. 3.2.2.1.2 diskutiert – darauf hin, dass für diese Art Habitatqualitäten entscheidend sind, die nicht mit der Flächengröße in Zusammenhang stehen. Als Erklärung kann die Bevorzugung sich stark erhitzender Standorte, wie bspw. Felsen und Geröllhalden, herangezogen werden (DETZEL 1998: 352 f.), da die Kalkmagerrasen entsprechender felsdurchsetzter Steilhänge meist kleinflächig ausgebildet sind.

Bei Betrachtung der Brutvögel der Streuobstgebiete lässt die ZIA Wendehals keine deutliche Präferenz für besonders große Streuobstgebiete im Vergleich z.B. zu Steinkauz oder Halsbandschnäpper erkennen (vgl. Abb. 44 auf Seite 128). Auch eine Bevorzugung großer Verbundräume ist nicht erkennbar (vgl. Abb. 45 auf Seite 129). Sehr deutlich ausgeprägt ist dagegen die in Abb. 69 auf Seite ??? erkennbare Korrespondenz des Wendehals mit dem Anteil von Streuobstbeständen an den ausgewerteten Untersuchungsgebieten. Das kann dahingehend interpretiert werden, dass die Art generell eine sehr enge Bindung an Streuobstgebiete zeigt, allerdings im Vergleich zu Halsbandschnäpper oder Steinkauz nur eine mittlere Präferenz für große Bestände aufweist. An dieser Stelle muss nochmals auf die in Kap. 3.2.3.3 dargestellte und diskutierte Problematik der älteren Brutvogelkartierungen hingewiesen werden. Sie erfolgten teilweise in Zeiträumen, als in den Untersuchungsgebieten bzw. deren direkter Nachbarschaft noch deutlich größere Streuobstgebiete vorhanden waren, als in den ausgewerteten ATKIS-Daten mit Stand 2005 dokumentiert sind.

---

<sup>9</sup> Diese Art ist im Naturraum zwischenzeitlich erloschen. Letztnachweis 1999, seither jährliche Kontrollen (vgl. STEINER et al. 2006)

### 3.2.4.1.2 Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen

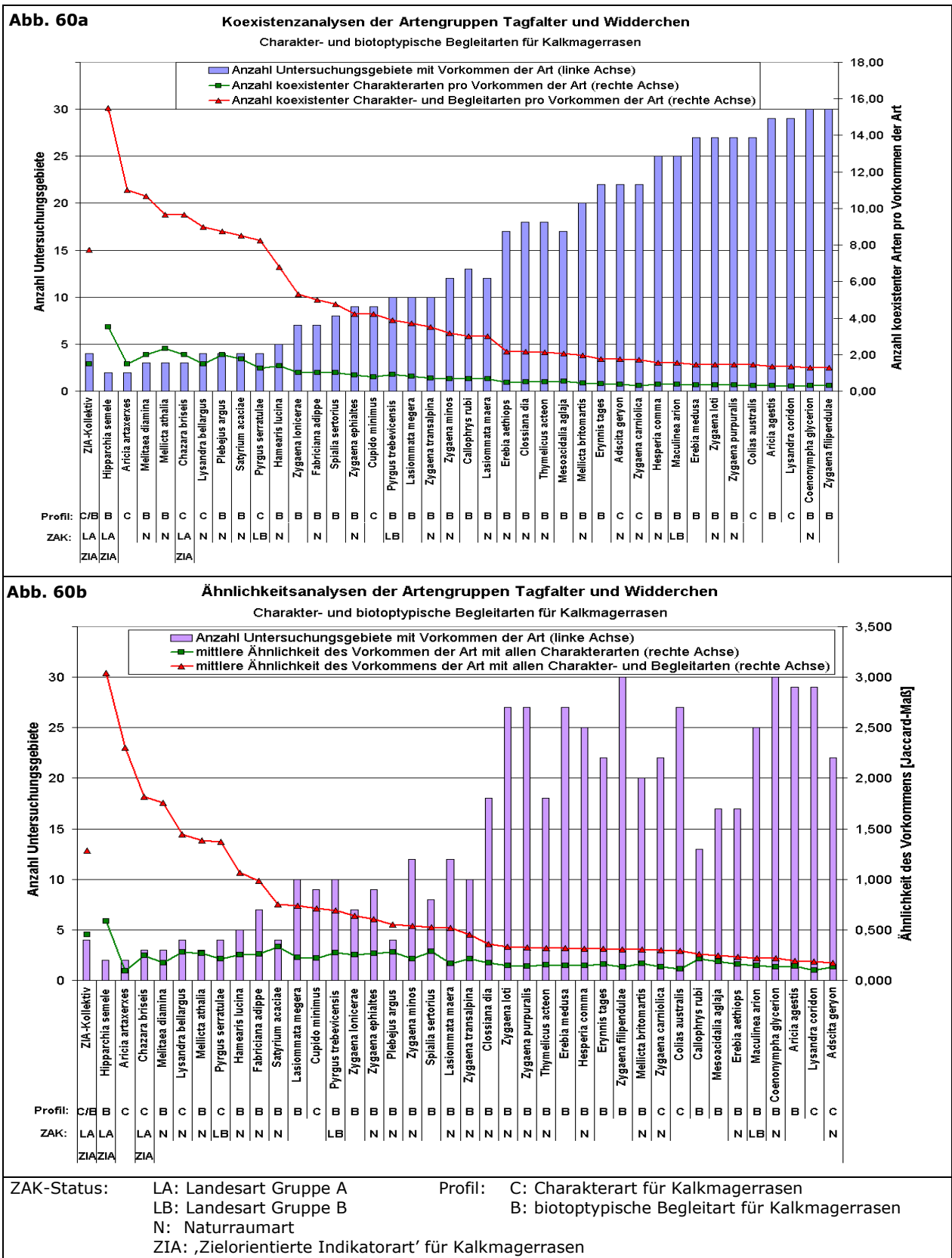
Wie in Kap. 2.2.5 erläutert, wurden Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen vergleichend angewendet, da die Koexistenzanalyse die leichter nachvollziehbare Methode darstellt, obgleich sie den Nachteil aufweist, dass sie nicht die Anzahl der Koexistenzen zweier Arten berücksichtigt, sondern nur die Information ob sie mindestens einmal koexistent sind oder nicht. Bei den Ähnlichkeitsanalysen anhand des Jaccard-Maßes dagegen fließt die Anzahl gemeinsamer Vorkommen über die Ermittlung des Anteils der gemeinsamen an allen Vorkommen sowohl der einen als auch der anderen Art ein. Es liefert damit die präzisere Quantifizierung der Ähnlichkeit, ist allerdings weniger leicht nachvollziehbar, weswegen die Ergebnisse der Koexistenzanalysen parallel als Plausibilitätstest dargestellt werden.

Die folgenden Abbildungen sind entlang der x-Achse von links nach rechts nach absteigenden Koexistenz- bzw. Ähnlichkeitswerten bei Auswertung der Charakter- und Begleitarten sortiert. Zudem werden die Werte bei Betrachtung nur der Charakterarten angegeben. Damit kann die Position einer Art am linken Ende der Achse – im Sinne des Ansatzes der Auswertung – als hoher Rang der Schirmfunktion bzgl. der weiteren in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Charakter- und biotoptypischen Begleitarten interpretiert werden.

#### **Analyse der Erhebungen von WAGNER (2002)**

Abb. 60 zeigt die Ergebnisse der Koexistenz- und der Ähnlichkeitsanalyse für die Erhebungen der Tagfalter und Widderchen von WAGNER (2002) in 30 Untersuchungsgebieten auf der östlichen Schwäbischen Alb. Die Auswertungen wurden für 39 Charakter- und biotoptypische Begleitarten (im Folgenden Begleitarten) für Kalkmagerrasen durchgeführt. Bei der Koexistenzanalyse (Abb. 60a) wurde für jede Art die Anzahl koexistenter Arten in den 30 Untersuchungsgebieten ermittelt und durch die Anzahl von Vorkommen der betrachteten Art dividiert (vgl. Kap. 2.2.5). Dabei wurde in koexistente Charakterarten für Kalkmagerrasen und die Summe koexistenter Charakter- und Begleitarten unterschieden.

Bei Betrachtung der beiden in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen ZIA für Kalkmagerrasen *Hippachia semele* und *Chazara briseis* in Abb. 60a zeigt sich, dass *Hipparchia semele* sowohl mit den meisten Charakterarten als auch mit den meisten Charakter- und Begleitarten – bezogen auf die Häufigkeit ihres Vorkommens – koexistent ist. *Chazara briseis* rangiert bei Betrachtung der Charakter- und Begleitarten zusammen mit *Mellicta athalia* auf Rang vier bzw. fünf. Bei Auswertung der Charakterarten rückt sie, zusammen mit *Melitaea diamina* und *Plebejus argus*, auf Rang drei vor. Die Auswertung der beiden Arten als Kollektiv, indem ihre jeweiligen Vorkommen zur Verbreitung einer ‚künstlichen ZIA‘ kombiniert werden, ergibt ein schlechteres Ergebnis als die separate Auswertung der beiden Arten (s. ‚ZIA-Kollektiv‘ in Abb. 60). Dies erklärt sich damit, dass die Kombination eine geringere Zunahme an koexistenten Arten im Vergleich zur Zunahmen an Vorkommen bewirkt. Da *Hippachia semele* in zwei und *Chazara briseis* in drei Gebieten vorkommt und sie in einem Gebiet koexistent sind, erhöht sich die Anzahl der Vorkommen durch die Kombination auf vier Gebiete. Dies entspricht einer Verdopplung der Vorkommen der ‚künstlichen ZIA‘ im Vergleich zu *Hipparchia semele* und einer Zunahme um ein Drittel im Vergleich zu *Chazara briseis*. Die Zahl koexistenter Charakter- und Begleitarten bleibt im Vergleich zu *Hipparchia semele* jedoch mit 31 Arten konstant, im Vergleich zu *Chazara briseis* erhöht sie sich nur um zwei von 29 auf 31. Daraus kann einerseits gefolgert werden, dass die wenigen Vorkommen der beiden Arten in sehr artenreichen Gebieten auftreten, womit ihre Funktion als ZIA bekräftigt wird. Zudem ist aber auch erkennbar, dass beide Arten außerhalb des einen Gebiets mit dem gemeinsamen Vorkommen mit jeweils ähnlichen Arten koexistent sein müssen, da die kombinierte Auswertung kaum eine Zunahme an koexistenten Arten bewirkt. Dies wiederum zeigt, dass sie sich gegenseitig in ihrer Funktion als ‚Schirmarten‘ wenig ergänzen.



**Abb. 60:** Koexistenzanalyse (Abb. 60a) und Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 60b) für 39 Charakter- und biototypische Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen in 30 Untersuchungsgebieten auf der östlichen Schwäbischen Alb (Daten: WAGNER 2002). „ZIA-Kollektiv“ bezeichnet die Auswertung für die Kombination der Vorkommen der beiden ZIA *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* zu einer Art.



Abb. 60b zeigt die Ergebnisse der Ähnlichkeitsanalysen, welche im Unterschied zu den Koexistenzanalysen die Häufigkeit gemeinsamer Vorkommen berücksichtigt. Wie in Kap. 2.2.5 ausgeführt, wird die Ähnlichkeit des Vorkommens zweier Arten dabei über das Jaccard-Maß ausgedrückt. Das Maß wird in Form einer Kreuztabelle für alle Artenpaare berechnet, die auftretenden Werte pendeln zwischen 0 (keine gemeinsame Vorkommen) und 1 (identisches Verbreitungsbild). Dargestellt ist der Mittelwert des Jaccard-Maßes, der sich für eine betrachtete Art aus der Addition der Jaccard-Werte mit allen anderen Arten und der anschließenden Division durch die Anzahl Vorkommen der betrachteten Art ergibt. Dieser Wert wird im Folgenden als ‚mittlere Ähnlichkeit‘ bezeichnet.

Auch nach dieser Auswertung zeigt *Hipparchia semele* bezogen auf ihre zwei Vorkommen sowohl die höchste Ähnlichkeit mit allen anderen Charakterarten als auch Charakter- und Begleitarten. *Chazara briseis* erreicht bei Betrachtung der Charakter- und Begleitarten Rang drei, bei ausschließlicher Auswertung der Charakterarten dagegen nur Rang 12. Das unterschiedliche Abschneiden der beiden Arten bei Auswertung der Charakterarten begründet sich damit, dass beide Vorkommen von *Hipparchia semele* in sehr artenreichen Gebieten liegen, während zwei der drei Vorkommen von *Chazara briseis* in vergleichsweise artenarmen Gebieten – mit insbesondere wenig Charakterarten – liegen und nur eines – das gemeinsame mit *Hipparchia semele* – in einem sehr artenreichen Gebiet auftritt.

Die Analysen lassen erkennen, dass für beide ZIA – insbesondere für *Hipparchia semele* – vergleichsweise hohe Koexistenzen bzw. Ähnlichkeiten des Vorkommens mit allen weiteren Charakter- und Begleitarten – bezogen auf das eigene Vorkommen – und damit eine sehr spezifische Schirmfunktion beobachtet werden kann. Dies ist Folge des ausschließlichen bis vorwiegenden Vorkommens in sehr artenreichen Kalkmagerrasen. Dies wurde in Kap. 3.2.2.1.1 im Zusammenhang mit der Analyse des Indikators ‚Flächengröße‘ bereits dargestellt. Große Flächen können einerseits aufgrund der Arten-Areal-Beziehung höhere Artenzahlen aufweisen. Damit wird die empirische Feststellung bezeichnet, dass mit zunehmender Flächengröße in der Regel auch die Artenzahl zunimmt (vgl. CONNOR & MCCOY 1979). Andererseits können große Flächen ein breiteres Nahrungsspektrum bieten, da dort – im Fall von Kalkmagerrasen – bspw. trotz intensiver Beweidung ausreichend Habitatstrukturen wie blütenreiche Saumstrukturen zur Verfügung stehen können. Zudem können randsensitive Arten dort ungestörte Kernlebensräume vorfinden.

Die Ergebnisse untermauern die Schirmfunktion der ZIA *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* und legen den Schluss nahe, dass bei einer erfolgreichen Ausdehnung der Vorkommen der beiden Arten ein Mitnahmeeffekt für zahlreiche weitere Charakter- und biotoptypische Begleitarten der Kalkmagerrasen zu erwarten ist. Durch die kombinierte Auswertung der beiden Arten konnten aber auch Hinweise auf eine hohe Ähnlichkeit der jeweils koexistenten Arten und damit eine geringe gegenseitige Ergänzung der Schirmfunktion gefunden werden. Hierzu werden in Kap. 3.2.4.2, im Rahmen der Vorstellung eines Ansatzes zur empirischen Ermittlung ergänzender ZIA aus einem lokalen Artenpool, weitergehende Analysen der Schirmfunktion von *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* dargestellt.

### **Analyse der Erhebungen von G. Hermann (unveröff.)**

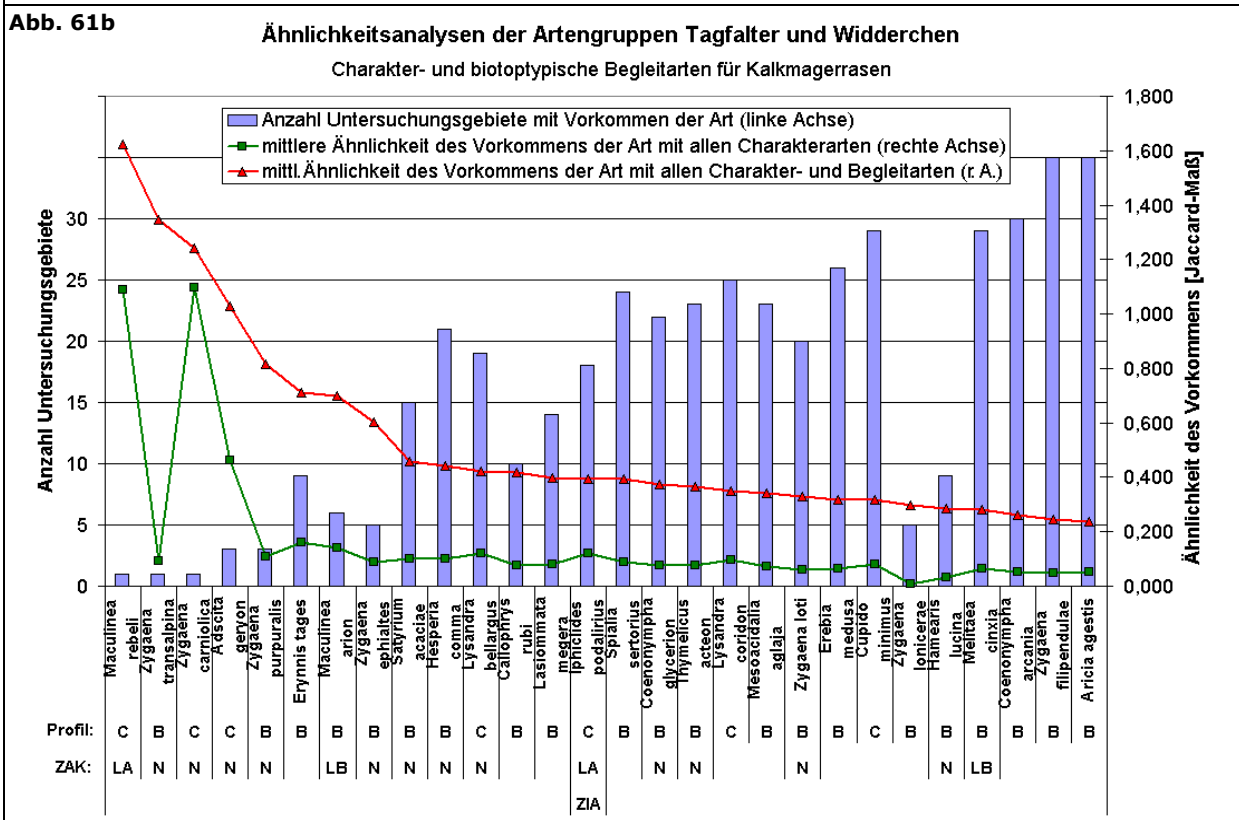
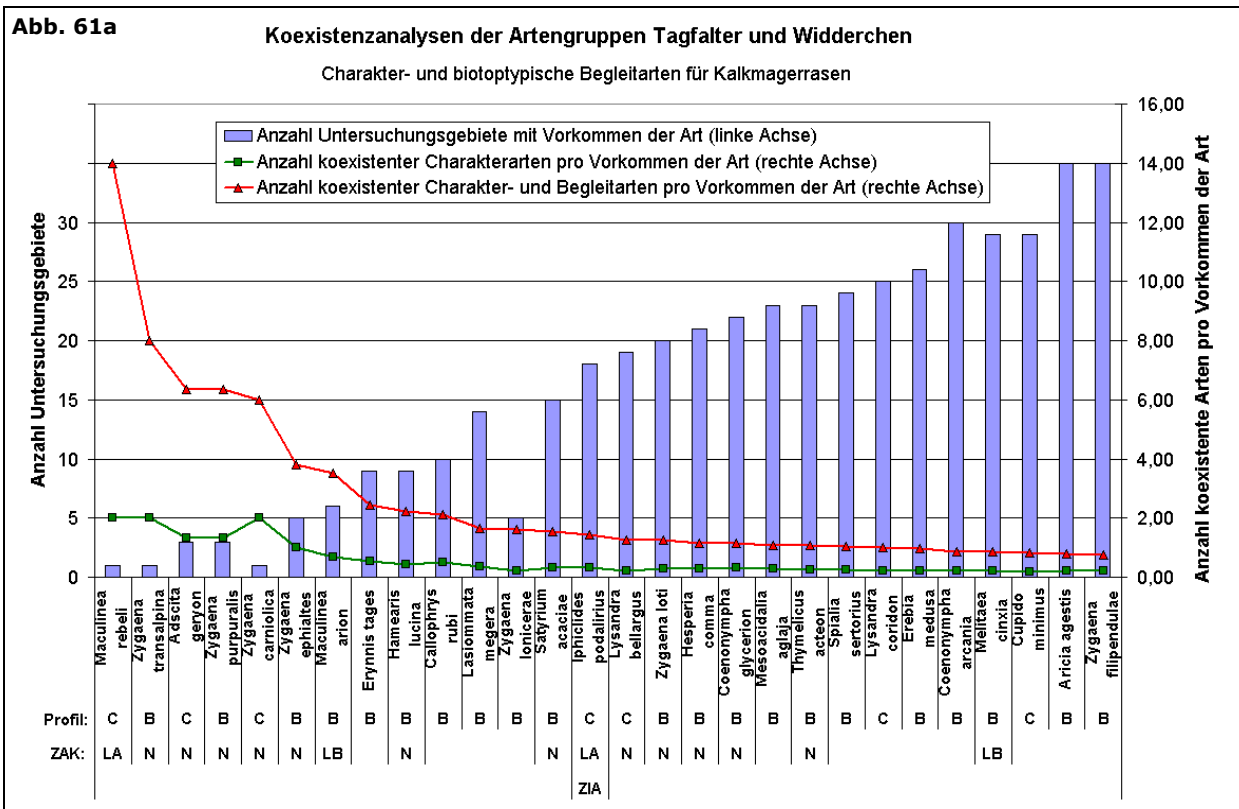
Abb. 61 zeigt die Ergebnisse der Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalyse für 28 Charakter- und Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen der Erhebungen von G. Hermann (unveröff.). Über die Zuordnung der zunächst punktförmigen Erhebungsdaten zu den Flächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ wurden Artengemeinschaften für 83 ‚Untersuchungsgebiete‘ erzeugt. Fundorte die innerhalb eines 100m-Umfelds einer Fläche lagen, wurden ebenfalls der Fläche zugeordnet.

Die Koexistenzanalysen (Abb. 61a) ergeben für die ZIA *Iphiclides podalirius* sowohl bei Betrachtung der Charakterarten als auch der Charakter- und Begleitarten mittelmäßige Werte. Grund hierfür ist die vergleichsweise weite Verbreitung der Art in 18 Flächen. Die Arten mit den höchsten Koexistenzwerten pro eigenem Vorkommen *Maculinea rebeli*, *Zygaena transalpina* und - bei Betrachtung der Charakterarten - *Zygaena carniolica* kommen jeweils nur in einem – jedoch nicht im gleichen - Gebiet vor. Diese Gebiete sind allesamt vergleichsweise artenreich. Insbesondere die Fläche mit Vorkommen der Landesart Gruppe A *Maculinea rebeli* weist mit 26 Charakter- und Begleitarten einen Spitzenplatz auf, wodurch auch der Ausreißerwert bei Betrachtung der Charakter- und Begleitarten entsteht.

Abb. 62b zeigt die Ergebnisse der Ähnlichkeitsanalysen für die Daten von G. Hermann. Die hier berücksichtigte Anzahl gemeinsamer Vorkommen führt bei Betrachtung der Charakter- und Begleitarten zu keiner Veränderung der Stellung von *Iphiclides podalirius*. Die mit Abstand höchsten Ähnlichkeitswerte werden nach wie vor durch *Maculinea arion*, *Zygaena carniolica* und *Zygaena transalpina* erzielt, wobei letztere bei Betrachtung der Charakterarten nur einen mittleren Wert erreicht.

Es zeigt sich, dass die ZIA *Iphiclides podalirius* bei den Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen Ergebnisse im mittleren Wertebereich erzielt. Methodisch betrachtet liegt dies an der weiten Verbreitung der Art im Vergleich zu z.B. *Maculinea rebeli* oder *Zygaena carniolica*, ohne dass gleichermaßen die Anzahl koexistenter Arten zunehmen würde. Die jeweils nur in einem, aber dafür sehr artenreichem Gebiet vorkommenden Arten *Maculinea rebeli*, *Zygaena carniolica*, und bei Betrachtung der Charakter- und Begleitarten auch *Zygaena transalpina*, erreichen daher höhere Werte. Hier ist allerdings anzumerken, dass die Folgerung, eine Art würde vorrangig in artenreichen Gebieten auftreten aus nur einer Beobachtung, wenig aussagekräftig ist, da dieses Vorkommen in hohem Maße zufallsbedingt sein kann. Eine etwas höhere Fallzahl würde den Befund erhärten. Im Fall der Landesart Gruppe A *Maculinea rebeli* erweisen sich die Ergebnisse jedoch als plausibel. Diese Art sucht zur Eiablage ausschließlich den mit kalkreichen Magerrasen vergesellschafteten Kreuz-Enzian auf, wobei kleinere Bestände gemieden werden (EBERT 1991b: 294). Dies lässt sich als Hinweis auf die Präferenz großflächiger Kalkmagerrasen deuten, in denen eine überdurchschnittliche Artenvielfalt erwartet werden kann.

Zur Erklärung der mittleren Ränge der ZIA *Iphiclides podalirius* wird auf die Ergebnisse der Analyse des Flächenanspruchs Bezug genommen (s.o. und Kap. 3.2.2.1.1). Es wurde festgestellt, dass die Art im untersuchten Gebiet kein vorrangiges Vorkommen in überdurchschnittlich großen Kalkmagerrasen erkennen lässt. Dies kann zum einen mit zumindest zeitweiligen Nebenvorkommen in sonnigen Waldlichtungen und an entsprechenden Waldrändern in Zusammenhang gebracht werden (EBERT 1991a: 225). Andererseits ist die Art seit 1999 nicht mehr im Naturraum nachgewiesen (STEINER et al. 2006) woraus gefolgert werden könnte, dass die vorhandenen Habitatqualitäten und/oder -größen keine langfristig überlebensfähigen Populationen der Art ermöglichten. Diese Interpretation würde die Auswahl von *Iphiclides podalirius* als ZIA zur Entwicklung großflächiger Magerasengebiete (RECK et al. 1996: C319) – gewissermaßen im Umkehrschluss – bestätigen. Abschließend ist anzumerken, dass die eingangs beschriebene ‚Erzeugung‘ der analysierten Artengemeinschaften durch Überlagerung der Fundpunkte in die Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps Kalkmagerrasen, zu Unschärfen in der Abgrenzung der Artengemeinschaften im Vergleich zu einer auf Untersuchungsgebiete bezogenen Artenerfassung führt.



ZAK-Status: LA: Landesart Gruppe A  
LB: Landesart Gruppe B  
N: Naturraumart  
ZIA: „Zielorientierte Indikatorart“ für Kalkmagerrasen

Profil: C: Charakterart für Kalkmagerrasen  
B: biotypische Begleitart für Kalkmagerrasen

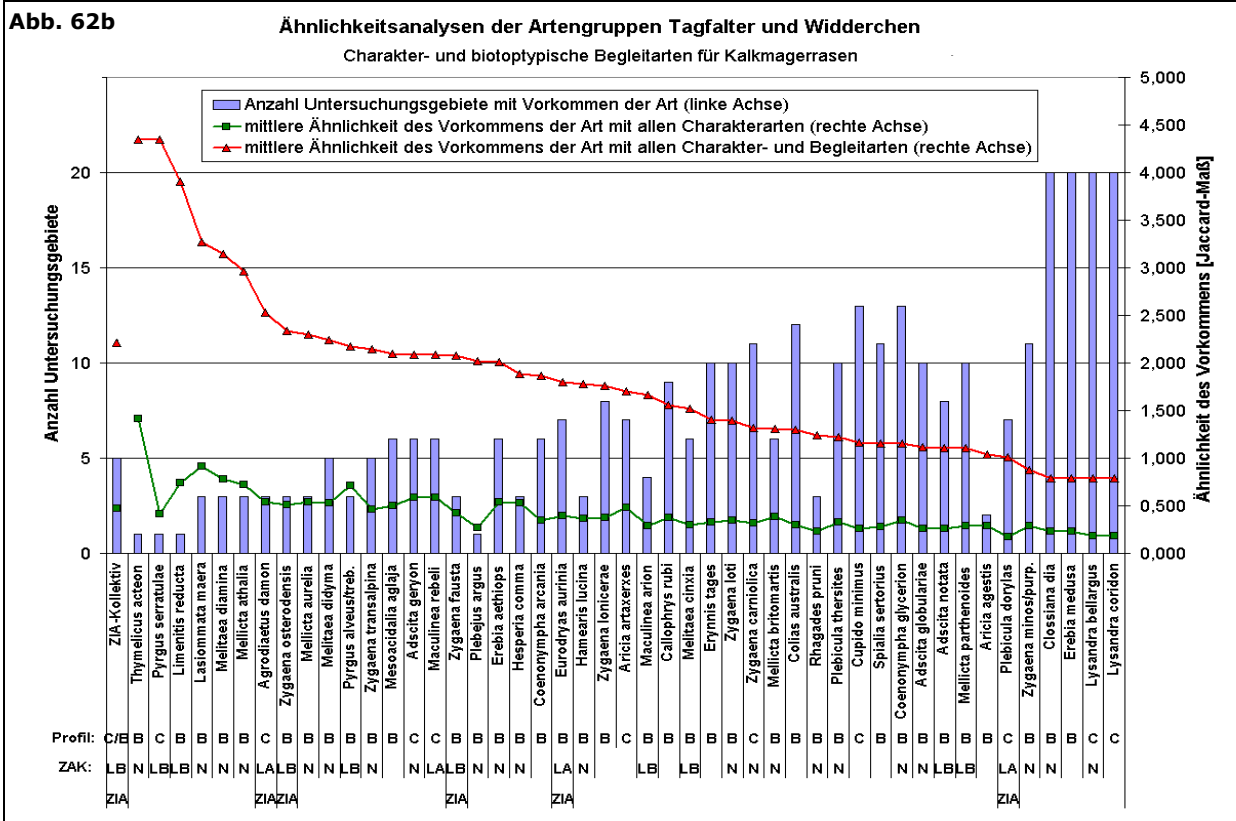
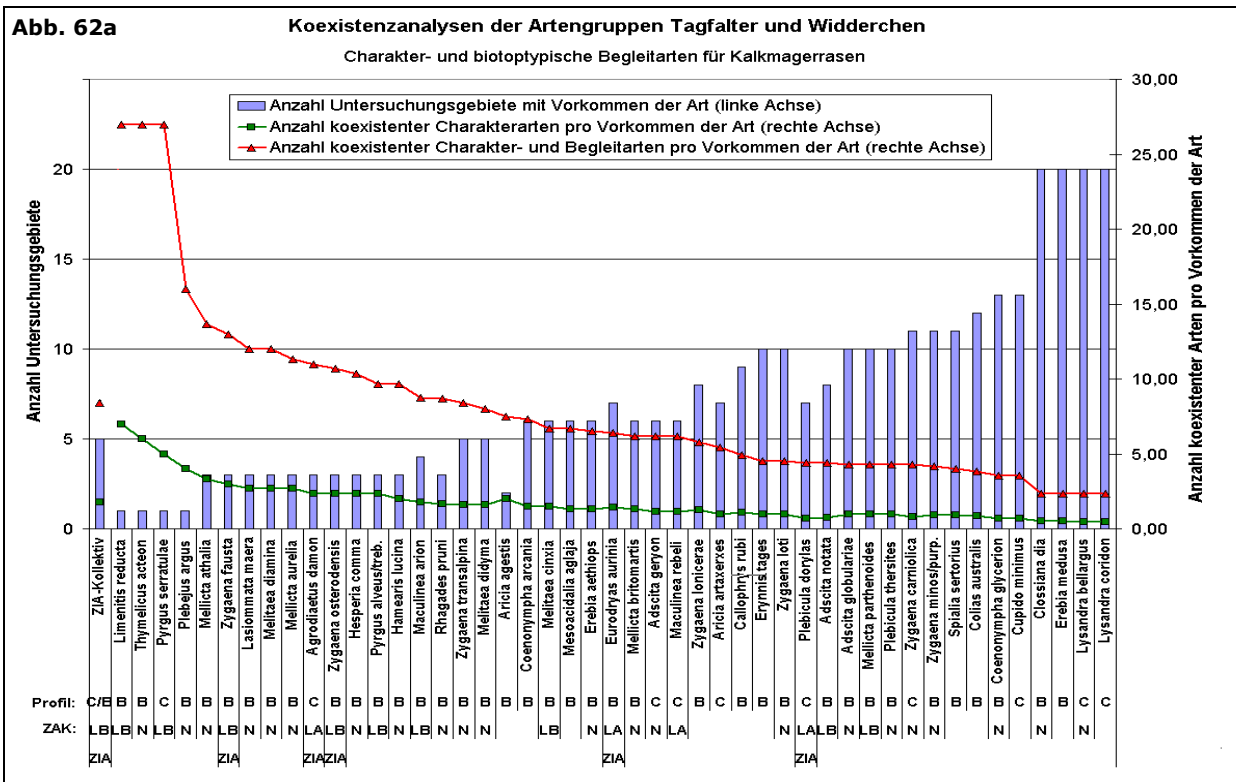
**Abb. 61:** Koexistenzanalyse (Abb. 61a) und Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 61b) für 28 Charakter- und biotypische Begleitarten für Kalkmagerrasen in 83 Untersuchungsgebieten im Landkreis Böblingen (Daten: G. Hermann, unveröff.).

### **Analyse der Erhebungen von G. Hafner (unveröff.)**

Abb. 62 zeigt die Ergebnisse der Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen für 47 Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen in den 20 Untersuchungsgebieten der Erhebungen von S. Hafner (unveröff.). Bei Betrachtung der Koexistenzanalyse (Abb. 62a) treten wiederum die Arten mit nur einem Vorkommen als Spitzengruppe hervor. Auch hier muss die Interpretation vorbehaltlich der geringen Signifikanz aufgrund möglicher zufälliger Vorkommen in artenreichen Gebieten erfolgen. Zumindest für die Landesart Gruppe B *Pyrgus serratulae* ist eine Präferenz großflächiger Kalkmagerrasen jedoch nach Experteneinschätzung des Projektteams bekannt. Lässt man die Arten mit nur einem Vorkommen unberücksichtigt, rücken die hier vorkommenden ZIA für Kalkmagerrasen *Zygaena fausta*, *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* relativ weit in die Spitzengruppe vor. Hierbei ist anzumerken, dass die beiden Widderchenarten nicht explizit ZIA für Kalkmagerrasen darstellen. *Zygaena fausta* ist als ZIA für Steppenheidewälder und sonnige Waldsäume zu betrachten und *Zygaena osterodensis* als ZIA insbesondere für besonnte Waldränder (RECK et al. 1996: C329). Beide Lebensräume treten jedoch in enger Vergesellschaftung mit Kalkmagerrasen auf, weswegen die ZIA mit betrachtet werden.

„ZIA-Kollektiv“ bezeichnet die Ergebnisse der Vereinigung der Vorkommen der beiden ZIA *Zygaena fausta* und *Zygaena osterodensis* zu einer hypothetischen Art. Obgleich diese Kombination die höchsten Werte aller möglichen Kombinationen der hier vorkommenden ZIA erzielte, werden die Werte der beiden einzelnen ZIA nicht übertroffen. Dies liegt an der überproportionalen Zunahme an Vorkommen im Vergleich zur Zunahme an weiteren koexistierenden Arten. Beide Arten sind bei jeweils drei Vorkommen in nur einem Untersuchungsgebiet koexistent. Die Kombination führt zu einer Zunahme der Vorkommen um das 1,7-fache auf fünf Gebiete, während die Anzahl koexistenter Charakter- und Begleitarten nur um das 1,3-fache im Fall von *Zygaena osterodensis* von 32 auf 42 Arten bzw. das 1,08-fache bei *Zygaena fausta* von 39 auf 42 Arten steigt. Dies bedeutet, dass beide Arten in den analysierten Gebieten mit ähnlichen Arten gemeinsam vorkommen, obwohl sie untereinander ein geringes Maß an Koexistenz aufweisen. Dies kann mit ihren Habitatpräferenzen schlüssig erklärt werden. Beide können als deutlich stenöke Arten der Wald-Offenland-Ökotone bzw. der lichten Wälder bezeichnet werden, jedoch sind ihre Präferenzen hinsichtlich standörtlicher Voraussetzungen sehr verschieden. Während *Zygaena fausta* eine deutliche Bindung an warme und extrem trockene Standorte aufweist, bevorzugt *Zygaena osterodensis*, als eine der wenigen Widderchenarten, mäßig-trockene bis frische Standorte (vgl. EBERT 1994: 239, 266). Dies erklärt zum einen das fast komplementäre Verbreitungsbild der beiden Arten, aber auch die Ähnlichkeit der koexistenten Arten, da es sich dabei um Arten der lichten Wälder mit weniger spezifischen Ansprüchen an die standörtlichen Voraussetzungen handelt, die daher in den Nachweisgebieten beider Arten verbreitet sein können.

Die Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 62b) ergibt eine relativ ähnliche Reihung, wobei mit Blick auf die ZIA ein Vorrücken von *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* und ein Zurückfallen von *Zygaena fausta* festgestellt werden kann. Da alle drei Arten gleichermaßen jeweils in drei Untersuchungsgebieten nachgewiesen sind, lässt sich anhand dieser Verschiebung der Rangfolge der Unterschied der Methoden veranschaulichen. Der hohe Rang bei der Koexistenz- und der niedrige bei der Ähnlichkeitsanalyse für *Zygaena fausta* ergibt sich durch eine große Zahl koexistenter Arten (39), wobei tendenziell pro Art nur wenige gemeinsame Vorkommen auftreten. Bei *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* verhält es sich gerade umgekehrt. Trotz der vergleichsweise geringeren Anzahl koexistenter Arten (33 und 32), werden durch die höhere Anzahl gemeinsamer Vorkommen je Art höhere Ähnlichkeitswerte erreicht. Dies könnte als Hinweis darauf gedeutet werden, dass die beiden letztgenannten Arten vorrangig mit selteneren Arten koexistent sind, wodurch sich der Anteil gemeinsamer Vorkommen – das Jaccard-Maß – erhöhen würde. Doch dies ist bei einer erstaunlich ähnlichen durchschnittlichen Häufigkeit der Vorkommen der koexistenten Arten von 8,08 für *Zygaena fausta*, 8,79 für *Agrodiaetus damon* und 8,47 für *Zygaena osterodensis* nicht der Fall. Damit tritt als alleiniger Grund der Rangverschiebung die geringere Anzahl koexistenter Arten bei gleichzeitig höherer Anzahl von Koexistenzen pro Art bei *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* auf.



ZAK-Status: LA: Landesart Gruppe A      Profil: C: Charakterart für Kalkmagerrasen  
 LB: Landesart Gruppe B                      B: biotypische Begleitart für Kalkmagerrasen  
 N: Naturraumart  
 ZIA: „Zielorientierte Indikatorart“

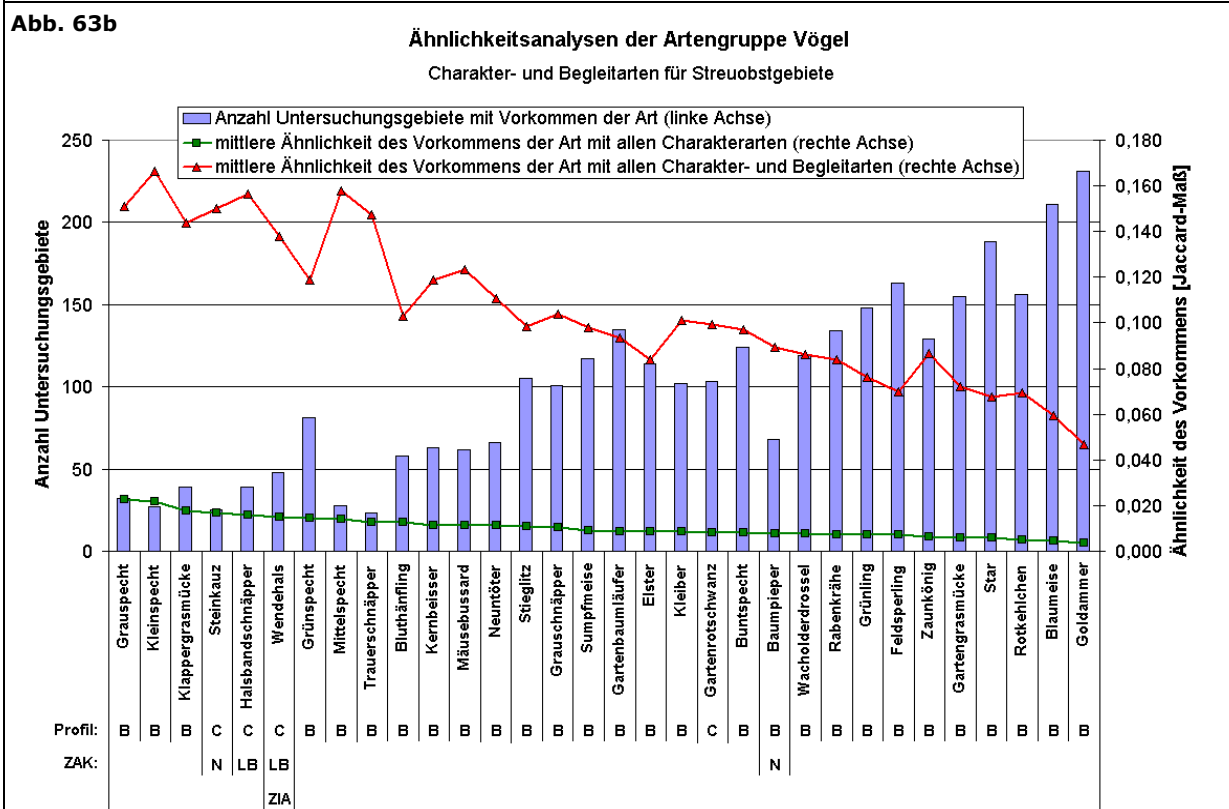
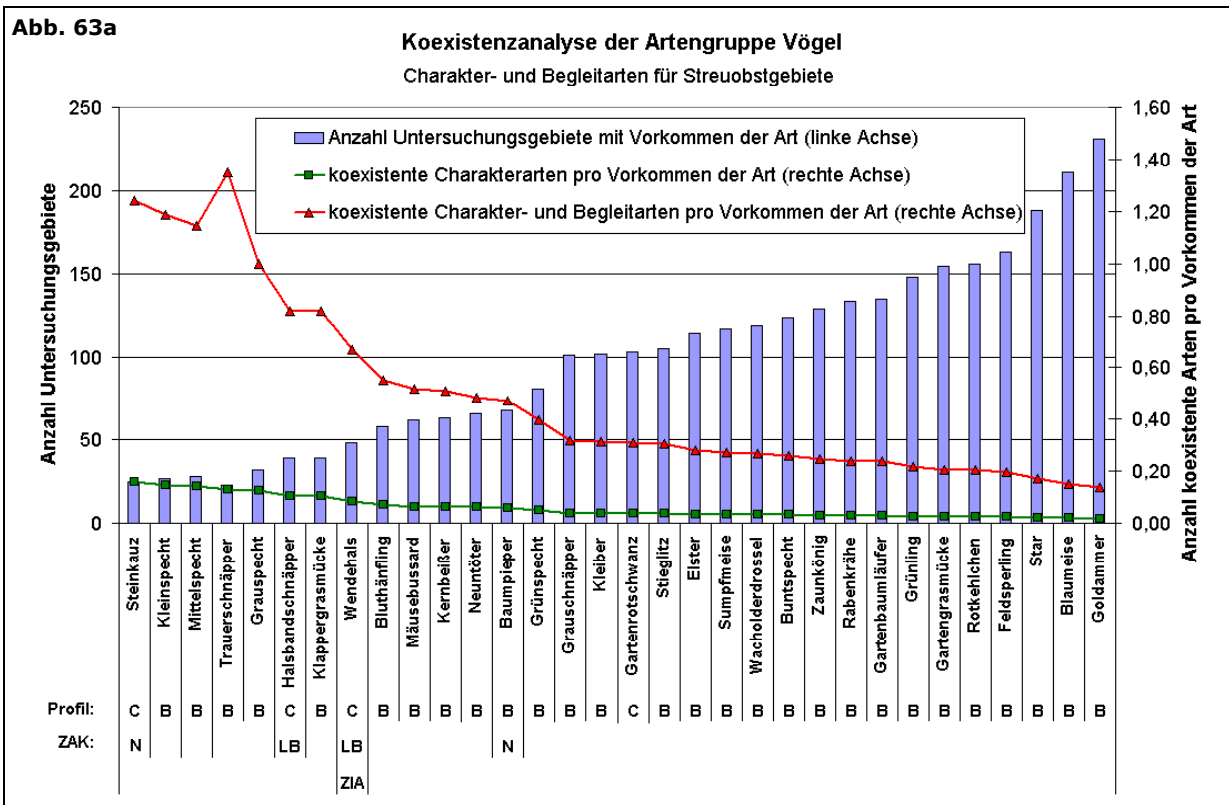
**Abb. 62:** Koexistenzanalyse (Abb. 62a) und Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 62b) für 47 Charakter- und biotypische Begleitarten für Kalkmagerrasen in 20 Untersuchungsgebieten im Raum Baar/Wutach (Daten: S. Hafner, unveröff.). „ZIA-Kollektiv“ bezeichnet die Auswertung der Kombination der Vorkommen der ZIA *Zygaena fausta* und *Zygaena osterodensis* im Sinne einer Art.

Als Erklärung hierfür kann das breitere Lebensraumspektrum von *Zygaena fausta* herangezogen werden. Die Art kommt bevorzugt sowohl in lichten Trockenwäldern als auch in angrenzenden Magerrasen vor (EBERT 1994: 239). Dies kann die Zahl koexistenter Arten im Vergleich zu Arten mit stärkerer Stenökologie wie *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* erhöhen. *Agrodiaetus damon* weist eine deutliche Bindung an offene Kalkmagerasen (EBERT 1991b: 369) und *Zygaena osterodensis* an Waldbiotopen auf (EBERT 1994: 266). Damit und aufgrund der jeweils mehrmaligen Koexistenzen kann die Schirmfunktion dieser beiden ZIA als spezifischer für ein bestimmtes Kollektiv weiterer Arten und als fundierter betrachtet werden als die Schirmfunktion von *Zygaena fausta*. Das erläuterte Beispiel verdeutlicht, dass die Ähnlichkeitsanalysen anhand des Jaccard-Maßes – aufgrund der Berücksichtigung der Anzahl der gemeinsamen Vorkommen pro koexistenter Art – zu aussagekräftigeren Ergebnissen führen als die Koexistenzanalysen.

Die Analyse der Daten von S. Hafner lässt bei der Koexistenzanalyse für *Zygaena fausta* und bei der Ähnlichkeitsanalyse für *Agrodiaetus damon* und *Zygaena osterodensis* eine – wenn auch nicht sehr ausgeprägte – Schirmfunktion der ZIA im Sinne eines ausschließlichen Vorkommens in sehr artenreichen Untersuchungsgebieten erkennen. Dies tritt deutlicher hervor, wenn die Arten mit nur einem Vorkommen, welche die Rangfolgen bei beiden Auswertungen anführen, ausgeblendet werden, weil sie aufgrund des geringen Stichprobenumfangs als wenig aussagekräftig zu betrachten sind. Durch die Kombination der ZIA zu Kollektiven konnte keine Verbesserung der Koexistenz- bzw. Ähnlichkeitswerte festgestellt werden. Die sehr niedrigen Ränge der ZIA *Plebicula dorylas* bei beiden Auswertungen können mit der historischen Verbreitungsgrenze der Art in Zusammenhang gebracht werden. Im nordöstlich gelegenen Teil der Untersuchungsgebiete ist die Art aus Gründen der Besiedelungsgeschichte nicht vertreten, obwohl das Habitatspektrum und entsprechende Raupenfraßpflanzen dort vorhanden wären. Das eingeschränkte Verbreitungsbild führt zu einer Reduzierung der Anzahl koexistenter Arten.

### **Analyse der Brutvogelerhebungen (diverse Quellen, s. Kap. 2.3)**

Abb. 63 zeigt die Ergebnisse der Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalyse von 32 Charakter- und biototypischen Begleitarten für Streuobstgebiete der Vögel in 279 Untersuchungsgebieten. Im Unterschied zu den Darstellungen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen sind diese Abbildungen nach den Ergebnissen bei Auswertung der Charakterarten und nicht nach der Summe aus Charakter- und Begleitarten sortiert, da diese Auswertung eine höhere Rangfolge für den Wendehals - ZIA für Streuobstgebiete - ergab. Aufgrund der hohen Zahl an Untersuchungsgebieten und der relativ weiten Verbreitung auch der seltensten Art, der Steinkauz mit 25 Vorkommen, waren fast alle Arten mit allen anderen mindestens einmal koexistent. Daher ergab sich die Differenzierung der Koexistenzwerte ausschließlich durch die Anzahl Vorkommen der betrachteten Art, die als Nenner bei der Mittelwertserzeugung verwendet wird. Somit drücken hohe Mittelwerte nicht die Kombination von Vorkommen in artenreichen Untersuchungsgebieten bei gleichzeitig geringem Vorkommen der betrachteten Art aus, sondern ausschließlich die Seltenheit der betrachteten Art. Dies verdeutlicht der fast stetige Verlauf der Säulenhöhe in Abb. 63a. Die ZIA Wendehals erscheint bei beiden Auswertungen daher aufgrund des relativ häufigen Vorkommens in 48 Untersuchungsgebieten etwas abgerückt von der Spitzengruppe. Diese jedoch vermittelt bei beiden Auswertungen mit Steinkauz, Kleinspecht, Mittelspecht und Halsbandschnäpper insgesamt ein plausibles Bild der naturschutzfachlich relevanten Charakter- und biototypischen Begleitarten für Streuobstgebiete.



ZAK-Status: LA: Landesart Gruppe A  
 LB: Landesart Gruppe B  
 N: Naturraumart  
 ZIA: „Zielorientierte Indikatorart“  
 Profil: C: Charakterart für Kalkmagerrasen  
 B: biototypische Begleitart für Kalkmagerrasen

**Abb. 63:** Koexistenzanalyse (Abb. 63a) und Ähnlichkeitsanalyse (Abb. 63b) für 32 Charakter- und biototypische Begleitarten für Streuobstgebiete in 279 Untersuchungsgebieten im Raum Albvorland/Filder (Daten: diverse Quellen vgl. Kap. 2.3).

### Diskussion

Tab. 20 enthält eine Zusammenfassung der Rangfolgen, welche die ZIA in den Koexistenz- bzw. Ähnlichkeitsanalysen erreicht haben. Für die Erhebungen von S. Hafner sind die Ränge mit und ohne Berücksichtigung der Arten mit nur einem Vorkommen dargestellt, da deren Ergebnisse als wenig aussagekräftig zu betrachten sind. Diese Position wird im vorgestellten Analyseansatz als Maß der Schirmfunktion interpretiert, da hohe Ränge aus einer vergleichsweise hohen Zahl koexistenter Arten bei geringerem Vorkommen der betrachteten Art resultieren. Dies ist Folge des spezifischen, vorrangigen Auftretens der einer Art mit hohen Rängen in artenreichen Gebieten, woraus eine Eignung als effektive Stellvertreterart gefolgert werden kann. Von der Förderung dieser Arten, insbesondere durch Ausdehnung der Vorkommen, kann ein Mitnahmeeffekt für eine große Zahl weiterer Arten erwarten werden. Die direkte Auswertung der mittleren Artenzahl der Gebiete mit Vorkommen der betrachteten Art wurde nicht ausgewertet, da bei dieser Vorgehensweise zahlreiche Mehrfachberücksichtigungen auftreten.

**Tab. 20:** Rangfolgen der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ laut Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen.

‚Zielorientierte Indikatorart‘ (ZIA)	Rang laut Koexistenzanalyse (ohne Einzelvorkommen)	Rang laut Ähnlichkeitsanalyse (ohne Einzelvorkommen)	Charakter- und Begleitarten insg. (ohne Einzelvork.)
Erhebungen von WAGNER (2002) zu Tagfaltern und Widderchen			
<i>Hipparchia semele</i>	1	1	39
<i>Chazara briseis</i>	5	3	
Erhebungen von G. Hermann (unveröff.) zu Tagfaltern und Widderchen			
<i>Iphiclides podalirius</i>	14	14	28
Erhebungen von S. Hafner (unveröff.) zu Tagfaltern und Widderchen			
<i>Agrodiaetus damon</i>	10 (6)	7 (4)	47 (43)
<i>Zygaena osterodensis</i> <sup>1</sup>	11 (7)	8 (5)	
<i>Zygaena fausta</i> <sup>2</sup>	6 (2)	16 (13)	
<i>Plebicula dorylas</i>	35 (31)	42 (39)	
Erhebungen zu Brutvögeln in Streuobstgebieten (div. Quellen)			
Wendehals	8	6	32
<sup>1</sup> ZIA für mesophile, sonnige Waldsäume <sup>2</sup> ZIA für Steppenheidewälder, lichte Waldsäume			

Es zeigt sich, dass die ZIA für Kalkmagerrasen *Hipparchia semele*, *Chazara briseis* und *Agrodiaetus damon*, insbesondere bei Betrachtung der Ergebnisse der Ähnlichkeitsanalysen, sehr hohen Ränge erreichen. Für *Iphiclides podalirius* führt die mit 18 Vorkommen relativ weite Verbreitung zu einem mittleren Rang, da die Ähnlichkeitswerte durch die Anzahl eigener Vorkommen dividiert werden. Dies wird im Sinne der durchgeführten Analysen als geringe Spezifität der Verbreitung und damit als wenig effektive Schirmfunktion der Art interpretiert, da andere Arten auftreten, die mit weniger eigenen Vorkommen mit vergleichbar vielen Arten koexistent sind. Entsprechend lässt die Art im untersuchten Gebiet auch keine Präferenz für großflächige Kalkmagerrasen erkennen. Für *Zygaena fausta* wurde festgestellt, dass das relativ breite Habitatspektrum zu Koexistenzen mit vielen Arten, jedoch in jeweils wenig gemeinsamen Untersuchungsgebieten führt. Dies bewirkt einen relativ hohen Rang bei den Koexistenz- und einen nur mittleren bei den Ähnlichkeitsanalysen. Für *Plebicula dorylas* kann die aus Gründen der Besiedelungsgeschichte bestehende Verbreitungsgrenze der Art für eine Erklärung der vergleichsweise geringen Zahl koexistenter Arten herangezogen werden.

Weitere Abweichungen von idealtypischen Platzierungen der ZIA auf den höchsten Rängen entstehen durch sehr hohe Platzierungen von Nicht-ZIA mit nur einem Vorkommen, wenn dieses in einem sehr artenreichen Untersuchungsgebiet liegt. In diesen Fällen ist es aufgrund der Einzelnachweise ungewiss, ob es sich um ein zufälliges Vorkommen in ar-



tenreichen Gebieten handelt, oder ob die Art tatsächlich – im Sinne einer ZIA – entsprechende Habitatqualitäten präferiert. Ein vorrangiges Auftreten in artenreichen Gebieten kann bei einer etwas größeren Zahl an Nachweisen verlässlicher festgestellt werden.

Aus inhaltlicher Sicht ist anzumerken, dass die Auswahl der ZIA mit der Vorstellung erfolgte, dass, je nach Landschaftstyp, die Vorkommen eines größeren Kollektivs von ZIA – auch aus unterschiedlichen Artengruppen – zu fördern sind, um ausreichend viele Habitate und Ökotope zur Sicherung und Förderung des gesamten Artenspektrums des jeweiligen Landschaftstyps zu erreichen (RECK et al. 1996: A107 f.). Die Analyse der ZIA als Kollektive konnte nur jeweils innerhalb einer Artengruppe erfolgen, da keine Erhebungen mehrerer Artengruppen aus denselben Regionen vorlagen (vgl. Kap. 2.3). Die Analyse der Schirmfunktion von artengruppenübergreifenden ZIA-Kollektiven, bspw. durch Kombination der ZIA für Kalkmagerrasen der Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken, konnte daher nicht erfolgen. Wie eingangs angemerkt wird die Analyse der Schirmfunktion von ZIA anhand ihrer momentanen Verbreitungssituation der Intention der ZIA-Auswahl nicht vollständig gerecht. RECK et al. (1996: A107) nennen als eines der Auswahlkriterien, dass es sich bei ZIA um Arten handeln soll die „...überwiegend nur bei starker Ausdehnung ihrer Vorkommen in Baden-Württemberg wieder langfristig stabile, überlebensfähige Vorkommen haben können.“ Dieser dynamische Aspekt des Mitnahmeeffekts einer Ausdehnung der ZIA-Vorkommen für weitere Arten ist nur über Zeitreihenuntersuchungen im Freiland zu analysieren, die im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden konnten. Koexistenzanalysen können daher nur als pragmatische Annäherung an die Prüfung der Zielartenhypothese betrachtet werden.

Die Auswahl der ZIA erfolgte im Rahmen des ZAK auf landesweiter Ebene, lokale Spezifika wurden nicht berücksichtigt. Anhand der Erhebungen von WAGNER (2002) wurde daher weiter untersucht, wie eine bestehende Auswahl von ZIA im Hinblick auf den speziellen Artenpool eines Bearbeitungsgebiets ergänzt werden könnte (Kap. 3.2.4.2). Zudem wurde vergleichend eine Methodik der rein empirischen Ableitung von ZIA getestet (s. Kap. 3.2.4.2).

#### **3.2.4.2 Methodenprüfung einer empirisch gestützte Auswahl von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘**

Ergänzend zu den in Kap. 3.2.4 dargestellten Analysen der Schirmfunktion der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (ZIA) wurde für die Erhebungen von WAGNER (2002) eine Methode der empirisch gestützten Optimierung eines Zielartensystems angewendet. Zudem wurde eine Methode der rein empirischen Ableitung von ZIA aus den Koexistenzverhältnissen der Arten getestet.

##### ***Empirisch gestützte Ergänzung bestehender Kollektive von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘***

Ziel dieser Analysen war es, zunächst die nicht mit den ZIA koexistenten Arten zu ermitteln, um dann eine weitere ZIA auszuwählen, die das bestehende Kollektiv möglichst effektiv ergänzt, sodass eine Koexistenz mit allen Charakter- und biotoptypischen Begleitarten der Erhebungen von WAGNER (2002) erfolgt. Ein solches Vorgehen könnte bspw. verwendet werden, um die aus landesweiter Sicht gewählten ZIA des Zielartenkonzepts im Hinblick auf einen regional vorhandenen Artenpool durch weitere ZIA zu ergänzen, um dadurch den Mitnahmeeffekt zu optimieren. Damit könnten die mit den ZIA verbundenen Schutz- und Entwicklungsprioritäten spezifisch an eine regionale Artenausstattung angepasst werden.

Die gewählte Vorgehensweise basiert auf dem Prinzip der Komplementarität, das im Rahmen von Ansätzen der systematischen Auswahl von Schutzgebieten weite Verbreitung findet. WILLIAMS (1998) vermittelt einen Überblick der Strategien zur Auswahl von Schutzgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Komplementarität (*‚complementarity‘*) (WILLIAMS 1998: 224 ff.). Er bezeichnet damit allgemein das Maß, mit dem in einer bestehenden Gebietsauswahl nicht repräsentierte Attribute durch die Ergänzung eines weiteren Gebiets ergänzt werden. Der Autor führt weiter aus, dass die Strategie der Komplementarität immer dann zur Konfrontation mit der weit verbreiteten Auswahl von Vorranggebieten nach höchster Artenvielfalt (*‚hotspots‘*) führt, wenn ein artenärmeres

Gebiet die Artenausstattung eines bereits gewählten Gebiets in höherem Maße ergänzen würde als ein artenreicheres, das aber viele gemeinsame Arten mit dem bereits gewählten aufweist. Auch MARGULES & PRESSEY (2000) betonen in ihrem Übersichtsartikel zu Ansätzen systematischer Naturschutzplanung die Bedeutung des Komplementaritätsprinzips. Sie stellen verschiedene Operationalisierungen des Prinzips vor, u.a. in Form eines Ähnlichkeitsindex der Artenausstattung, basierend auf der Anzahl koexistenter bzw. nicht koexistenter Arten der betrachteten Gebiete. ALTMOOS (2003) wendet vergleichend verschiedene Selektionsregeln zur Auswahl von Gebietssystemen für den Tierartenschutz in der Bergbaufolgelandschaft von Leipzig an. Er verwendet das Kriterium Komplementarität im Sinne der Auswahl einer „...Fläche mit der geringsten Ähnlichkeit in der Artenausstattung zu gewählten Flächen“ (ALTMOOS 2003: 249). Der Autor weist darauf hin, dass die Umsetzung wertgebender Kriterien in Auswahlalgorithmen und deren iterative Anwendung zur Ermittlung von Vorranggebieten für den Naturschutz im deutschsprachigen Raum noch ungewohnt ist (ALTMOOS 2003: 249).

Im Folgenden wird das Komplementaritätsprinzip nicht auf eine Gebietsauswahl sondern auf die Ergänzung eines bestehenden Kollektivs an ZIA angewendet. Ziel ist es aus den zu diesem Kollektiv komplementär verbreiteten Arten eine möglichst effektive weitere ZIA auszuwählen, damit das ergänzte ZIA-Kollektiv eine Abdeckung bzw. Schirmfunktion für das gesamte Spektrum der im Gebiet vorkommenden Charakter- und biotoptypischen Begleitarten aufweist.

In Abb. 64 ist das Ähnlichkeitsmaß des Vorkommens der ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele*, sowie die Kombination der Vorkommen der beiden Arten zu einer ‚künstlichen ZIA‘, für alle weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) dargestellt. Als Ähnlichkeitsmaß wurde wie im vorangegangenen Kapitel die Methode nach Jaccard verwendet. Der Wert von 1 tritt bei identischer Verbreitung auf, der Wert von 0 bei Arten, mit denen die betrachtete Art in keinem Untersuchungsgebiet gemeinsam vorkommt (vgl. Kap. 2.2.5).

Der Vergleich der Abb. 64a und 64b lässt eine hohe Ähnlichkeit der beiden Arten untereinander und eine relativ hohe Ähnlichkeit der Reihung der weiteren Arten entlang der x-Achse erkennen. Da die beiden Arten sehr gering verbreitet sind und in einem Gebiet koexistent sind, entspricht dies bereits 50% der zwei Vorkommen von *Hipparchia semele* und 33% der drei Vorkommen von *Chazara briseis*. Aus inhaltlicher Sicht ist die hohe Ähnlichkeit plausibel, da Siedlungsschwerpunkt beider Arten großflächige, kurzrasige, felsdurchsetzte und in der Regel intensiv beweidete Kalkmagerrasen darstellen (vgl. EBERT 1991: 23, 30).

Bemerkenswert ist, dass die beiden ZIA nicht nur hohe bis mittlere Ähnlichkeiten für weitere Zielarten, die ebenfalls auf kurzrasige Kalkmagerrasen angewiesen sind wie *Lysandra bellargus*, *Maculinea arion*, *Hesperia comma*, *Cupido minimus*, *Adscita geryon* und *Lysandra coridon* aufweisen. Koexistenzen sind auch mit Arten mit Siedlungsschwerpunkten in höherwüchsigen, weniger intensiv genutzten, zum Teil versaumten Bereichen wie *Zygaena minos*, *Zygaena loti* und *Zygaena lonicerae*, *Erebia aethiops* und *Clossiana dia* festzustellen. Dies kann mit den sehr hohen Flächenansprüchen beider ZIA erklärt werden. In sehr großen Flächen können, auch bei intensiver Beweidung, meist noch ausreichend blütenreiche Saumstrukturen zur Verfügung stehen.

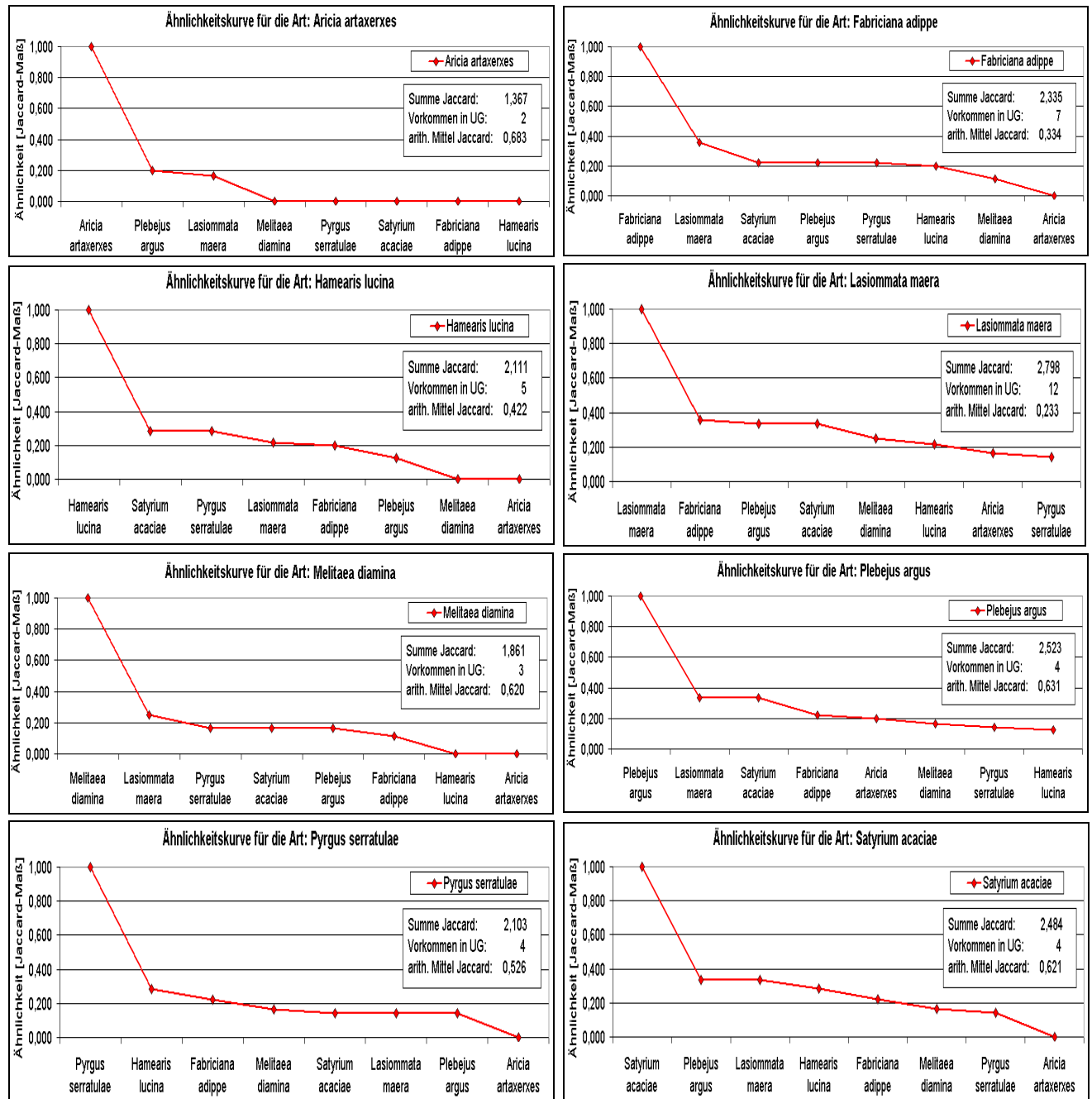


Abb. 64c zeigt die Ähnlichkeitswerte für alle weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten, nach Kombination der Vorkommen der beiden ZIA zu einer ‚künstlichen ZIA‘. Mit dieser Kombination erfolgt eine Annäherung an den Ansatz der Zielartenhypothese des ZAK, der von einem ‚*multi-species-approach*‘ ausgeht. Danach erfolgte die Auswahl der ZIA vor dem Hintergrund, dass sie als *Kollektiv* geeignet sind, die Funktionsfähigkeit der Landschaft für die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu repräsentieren (vgl. Kap. 3.2.4). Abb. 64c zeigt, dass auch bei Auswertung der ZIA als Kollektiv mit folgenden acht Arten keine Koexistenzen auftreten: *Aricia artaxerxes*, *Fabriciana adippe*, *Hamearis lucina*, *Lasiommata maera*, *Melitaea diamina*, *Plebejus argus*, *Pyrgus serratulae* und *Satyrium acaciae*. Dies entspricht 20,51% aller im Gebiet nachgewiesenen 39 Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen - die Liste umfasst mit *Pyrgus serratulae* eine Landesart Gruppe B sowie sechs Naturraumarten. Aus der Analyse des aktuellen Verbreitungsbilds wäre für diese Arten kein Mitnahmeeffekt durch eine Förderung der beiden ZIA zu erwarten. Um Koexistenzen des ZIA-Kollektivs mit allen in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Arten zu erreichen, wäre daher eine weitere ZIA zu wählen. Für eine möglichst spezifische und effektive Ergänzung des Kollektivs sollte diese Art zwei Bedingungen erfüllen:

- (1) die ZIA soll mit möglichst allen nicht abgedeckten Arten koexistent sein, damit das ergänzte Kollektiv der drei ZIA das gesamte Artenspektrum abdeckt
- (2) die ZIA soll möglichst spezifisch sein, d.h. eine möglichst hohe Koexistenz mit den nicht abgedeckten Arten bei wenig Vorkommen aufweisen

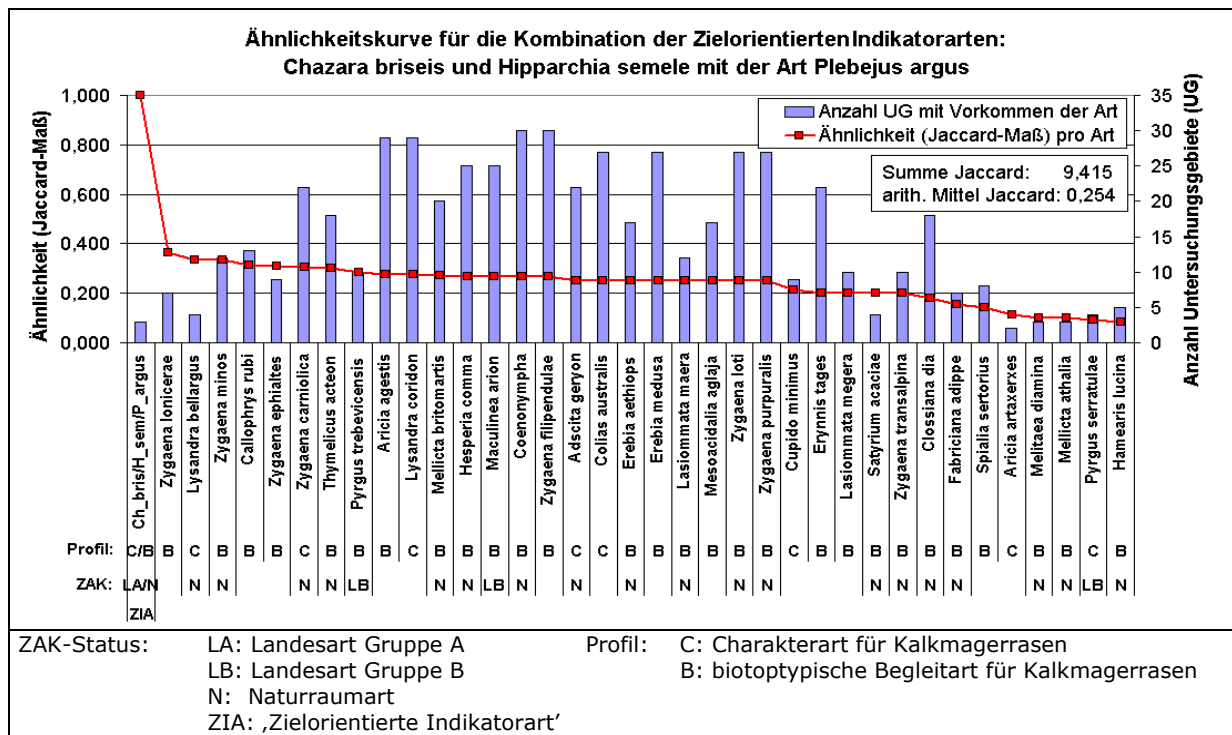
Zur Analyse dieser Kriterien sind in Abb. 65 die Ähnlichkeitskurven der acht durch die ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* nicht abgedeckten Arten dargestellt.

Die Abbildungen zeigen, dass nur die zwei Arten *Plebejus argus* und *Lasiommata maera* Bedingung 1, die Koexistenz mit allen bislang nicht abgedeckten Arten, erfüllen. Alle anderen Arten kommen mit mindestens einer der Arten nicht gemeinsam in einem der Untersuchungsgebiete vor. Der Vergleich dieser zwei Arten zeigt, dass *Plebejus argus* bei nur vier Vorkommen eine Summe des Ähnlichkeitsmaßes von 2,523 - d.h. im Durchschnitt einen Wert von 0,631 - erreicht. *Lasiommata maera* erreicht eine etwas höhere Ähnlichkeitssumme von 2,798, allerdings bei deutlich mehr Vorkommen (12), was zu einem deutlich geringeren Durchschnitt von 0,233 führt. Im Sinne einer empirisch gestützten Ermittlung von Schirmarten kann daraus gefolgert werden, dass *Plebejus argus* das bestehende ZIA-Kollektiv am ‚effektivsten‘ ergänzen würde, um eine vollständige Abdeckung des Artenspektrums der Untersuchungsgebiete über Koexistenzen mit den ZIA zu erreichen.



**Abb. 65:** Ähnlichkeitskurven der acht Arten ohne Koexistenzen mit den ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* in den Untersuchungsgebieten von WAGNER (2002).

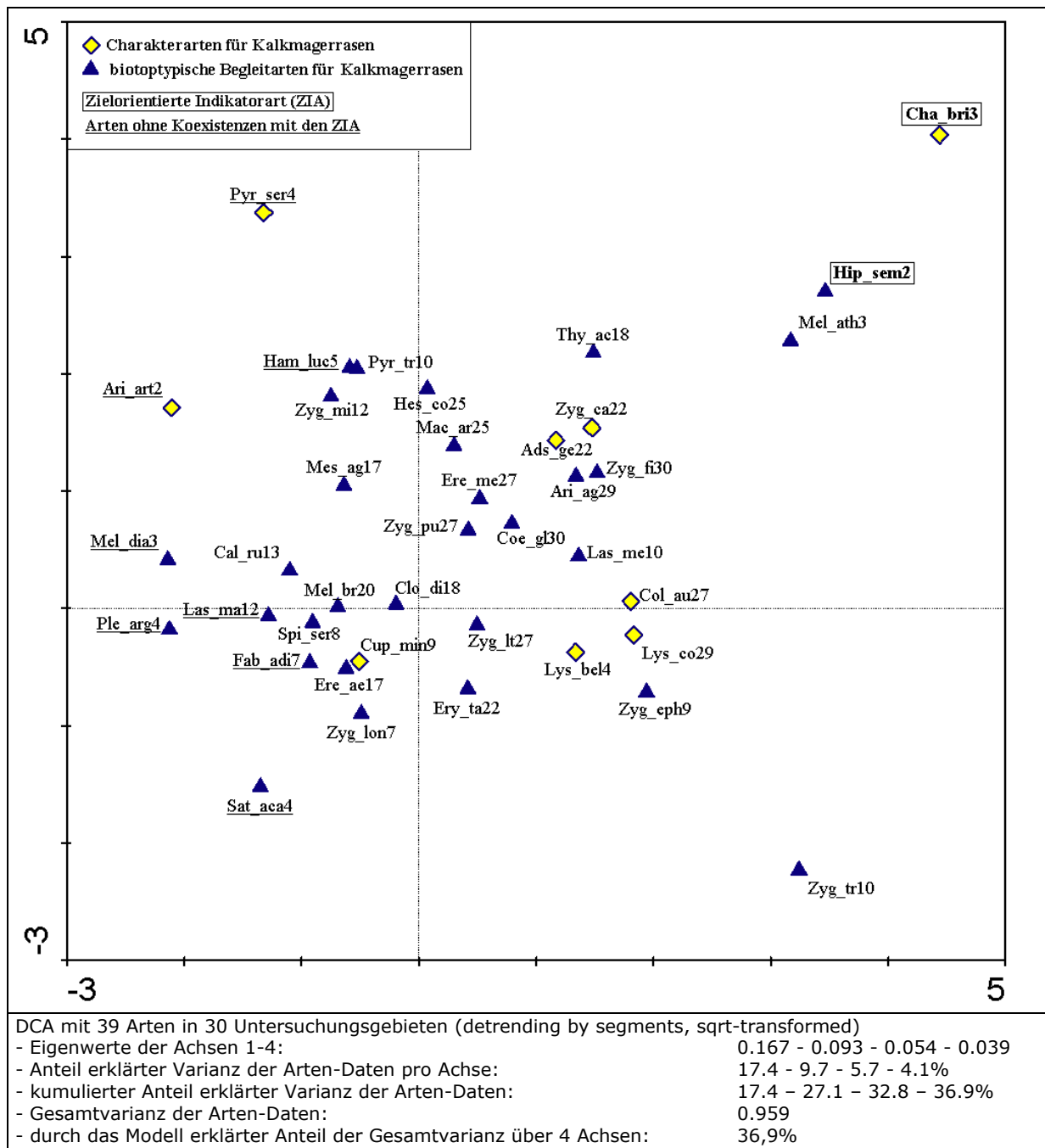
Abb. 66 zeigt die Ähnlichkeitswerte für eine ‚künstliche ZIA‘, die aus der Kombination der Vorkommen von *Chazara briseis*, *Hipparchia semele* und *Plebejus argus* ermittelt wurde. Der Vergleich mit der Ähnlichkeitskurve des ZIA-Kollektivs *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* (s. Abb. 64) zeigt, dass jetzt die komplette Abdeckung aller in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Charakter- und biotoptypischen Begleitarten erreicht wird. Das ergänzte ZIA-Kollektiv erzielt einen durchschnittliches Jaccard-Maß von 0,254 und liegt damit deutlich höher als der Wert des ursprünglichen Kollektivs mit 0,128. Dies kann als spezifischere Ähnlichkeit des ergänzten Kollektivs mit allen weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten der Untersuchungsgebiete, als es beim ursprünglichen Kollektiv der Fall war, interpretiert werden.



**Abb. 66:** Ähnlichkeitskurve für die Kombination der Vorkommen der ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* mit *Plebejus argus* zu einer ‚künstlichen ZIA‘.

Dieses Ergebnis kann durch eine indirekte Korrespondenzanalyse und als grafische Darstellung in einem Ordinationsdiagramm veranschaulicht werden. Die Methodik wird in Kap. 2.2.6 und im Zusammenhang mit den Korrespondenzanalysen in Kap. 3.2.5 ausführlich erläutert. Zur Interpretation der Abb. 67 sei an dieser Stelle nur der Hinweis gegeben, dass bei diesem Verfahren die Ähnlichkeit der Verbreitungssituation der Arten in den ausgewerteten Untersuchungsgebieten grafisch in einem Ordinationsdiagramm dargestellt wird. Ein ähnliches Verbreitungsbild resultiert in einer Anordnung in räumlicher Nähe. Arten mit identischer Verbreitung werden direkt übereinander platziert und Arten ohne gemeinsame Koexistenzen werden an den diametral entgegen gesetzten Enden des Diagramms angeordnet. Die x-Achse und die y-Achse repräsentieren die beiden Achsen mit dem größten und zweitgrößten Erklärungsanteil, den das zu Grunde liegende Verfahren in der Punktwolke der Arten-Daten erzeugen konnte. Die Interpretation der Achsen im Sinne von Umweltgradienten, welche die Artenverbreitung - und damit die Anordnung im Ordinationsdiagramm - maßgeblich beeinflussen, bleibt dem Anwender überlassen (vgl. Kap. 2.2.6).

Abb. 67 lässt zunächst keine sehr ausgeprägte Trennung von Artengruppierungen erkennen, es resultiert im Wesentlichen eine Punktwolke um den Ursprung. Sehr häufig vorkommende - und damit in den Untersuchungsgebieten unspezifisch verbreitete - Arten sind tendenziell in Nähe des Ursprungs angeordnet und weniger häufige eher peripher. Die Zahl hinter dem Art-Kürzel bezeichnet die Anzahl der Untersuchungsgebiete mit Nachweis der Art. Die Anordnung der weniger häufigen, randlich angeordneten Arten repräsentiert das Maß ihres gemeinsamen Vorkommens in den Untersuchungsgebieten. Es wird deutlich, dass die beiden ZIA *Chazara briseis* (Cha\_bri3) und *Hipparchia semele* (Hip\_sem2) ein sehr ähnliches Verbreitungsbild untereinander aufweisen. Die diametral zu den beiden angeordneten Arten vermitteln einen Eindruck der Arten, die wenig - bzw. unterstrichen markiert - keine Koexistenzen mit den ZIA aufweisen.



**Abb. 67:** Ordinationsdiagramm einer indirekten Korrespondenzanalyse der Charakter- und biototypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen (Daten: WAGNER 2002). Zur Erläuterung der Namens Kürzel s. Tab. A6-1 in Anhang VI, die Zahl hinter dem Namens Kürzel bezeichnet die Anzahl von Untersuchungsgebieten mit Nachweis der Art. Eine ausführliche Erläuterung der Kennwerte folgt in Kap. 3.2.5.

Erkennbar ist eine Häufung der Charakterarten für Kalkmagerrasen im rechten Teil des Diagramms - mit Ausnahme von *Pyrgus serratalae* (Pyr\_ser4), *Cupido minimus* (Cup\_min9) und *Aricia artaxerxes* (Ari\_art2) - während die Begleitarten vorwiegend im linken Teil des Diagramms angeordnet sind. Unter Berücksichtigung der relativ schwachen Auftrennung kann die erste CA-Achse (x-Achse) als Gradient von links mit Arten der Wald-Offenland-Ökotone wie *Fabriciana adippe* (Fab\_adi7), *Melitaea diamina* (Mel\_dia3) (EBERT 1991a: 427 ff., 510) sowie *Lasiommata maera* (Las\_ma12) und *Hamearis lucina* (Ham\_luc5) (EBERT 1991b: 133, 150) nach rechts zu Arten der höherwüchsigen, versaumten Kalkmagerrasen, wie *Satyrium acaciae* (Sat\_aca4) (EBERT 1991b: 177) oder *Zygaena lonicerae* (Zyg\_lon7) (EBERT 1994: 325) und weiter zu Arten der kurzrasigen,

intensiv beweideten Kalkmagerrasen wie *Hipparchia semele*, *Chazara briseis* (EBERT 1991b: 23, 30) oder *Zygaena carniolica* (Zyg\_ca22) (EBERT 1994: 251) interpretiert werden. Dieser Gradient wird in Kap. 3.2.5.2 weiter analysiert.

Damit kann für den überwiegenden Teil der Arten ohne Koexistenzen mit den beiden ZIA die Bevorzugung von walddahen Lebensräumen bzw. versauerten Magerrasen im Gegensatz zur Bindung der ZIA an kurzrasige, intensiv beweidete Kalkmagerrasen als Erklärung herangezogen werden. Für *Aricia artaxerexes* und *Pyrgus serratulae*, beides wie die ZIA Charakterarten für Kalkmagerrasen, kann als Ursache die geringe Verbreitung und bspw. die unterschiedliche Verbreitung von Raupenfraßpflanzen herangezogen werden. Für *Plebejus argus* (Ple\_arg4), die Art die sich anhand der Ähnlichkeitsanalysen als effektivste Ergänzung der ZIA ergeben hat, werden von EBERT (1991b: 317) für die Populationen, die Trockenstandorte bevorzugen, Halbtrockenrasen (u.a. Wacholderheiden) und Quellhorizonte an Trockenhängen sowie mit einem Verweis auf ZINNERT (1966) trockene Böschungen und Wegränder im Bereich der Fettwiesen der Ebene genannt.

Damit ergibt sich kein sehr spezifisches Habitatprofil dieser Art, was aber gerade als Grund für die hohe Ähnlichkeit mit den nicht koexistenten Arten interpretiert werden kann. Da diese nicht alle einer bestimmten Habitatpräferenz zuzuordnen sind und da die Koexistenz mit möglichst allen der nicht mit den ZIA koexistenten Arten die Grundbedingung für die Auswahl einer ergänzenden Art war, erscheint die Selektion einer Art mit relativ unspezifischem Habitatprofil plausibel. Bei hoher Stenökologie wäre eine Koexistenz mit den unterschiedlich eingemischten, nicht abgedeckten Arten weniger wahrscheinlich.

Die Analyse der Kennwerte zeigt, dass die Trennwirkung der Auswertung als eher schwach einzuordnen ist. Die Eigenwerte messen den Erklärungsanteil der ersten vier durch die Korrespondenzanalyse ermittelten Achsen (CA-Achsen) mit Werten zwischen 0 und 1. Diese Werte sind immer im Zusammenhang mit der Gesamtvarianz zu sehen, daher werden pro Achse die prozentualen Anteile (separat und kumuliert) der erklärten Varianz der Arten-Daten angegeben: Im vorliegenden Fall erklärt die erste CA-Achse mit einem Eigenwert von 0,167 einen Anteil von 17,4% der Gesamtvarianz von 0,959 und alle vier CA-Achsen zusammen 36,9% der Gesamtvarianz des Datensatzes. Nach JONGMAN et al. (1995: 102) bedeuten Eigenwerte über 0,5, dass die Arten durch die zugehörige Achse gut getrennt werden. Demnach hätte das vorliegende Ergebnis nur schwache Aussagekraft. PALMER stuft bei einer Gesamtvarianz von 2,725 einen Eigenwert von 0,3 (11,0%) noch als relativ starken Gradienten ein. Danach wäre der vorliegende durch die erste CA-Achse erklärte Anteil der Varianz mit 17,4% ein durchaus akzeptables Ergebnis. TER BRAAK & ŠMILAUER (2002: 123) weisen im Zusammenhang mit einer erklärten prozentualen Varianz über alle vier Achsen (EI4) von 49,8% (im vorliegenden Beispiel EI4=36,9%) darauf hin, dass diese Prozentwerte bei Korrespondenzanalysen oft niedrig ausfallen, da den dabei simultan analysierten Verbreitungsdaten von Artengemeinschaften (nicht Einzelarten) ein hohes Maß an stochastischem ‚Rauschen‘ eigen ist. Sie führen weiter aus, dass auch Ordinationen mit geringen Erklärungsanteilen dennoch informativ sein können. Ebenso weist GAUCH (1982: 244) darauf hin, dass die empirische Analyse von Artengemeinschaften nicht die ‚klassischen‘ mathematischen Anforderungen an statistische Tests erfüllen können. Er führt weiter aus, dass dennoch - - auch bei geringer statistischer Güte der Auswertungen - im Sinne explorativer Statistik Hinweise auf relevante Umweltfaktoren und ökologische Gruppen von Arten mit ähnlicher Reaktion auf Habitatfaktoren erhalten werden können. Vermutete Zusammenhänge sind dann mit ‚schließender Statistik‘ wie bspw. Korrelationen oder Mittelwertvergleichen weiter zu analysieren (GAUCH 1982: 12 ff.), wie dies in der vorliegenden Arbeit in Bezug auf die Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ durchgeführt wurde (vgl. Kap. 2.2.6).

Die geringe Trennwirkung der durchgeführten Analyse erklärt sich durch die relativ homogene Struktur des Datensatzes. Da ausschließlich Charakter- und biotoptypische Begleitarten der Kalkmagerrasen in Untersuchungsgebieten mit überwiegend hohen Anteilen an Kalkmagerrasen ausgewertet wurden, ist keine sehr deutliche Auftrennung in Artengruppen im Sinne von ökologischen Gruppen zu erwarten. Dennoch untermauert die Korrespondenzanalyse die Ergebnisse der Ähnlichkeitsanalysen anhand des Jaccard-Maßes, wonach die beiden ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* eine untereinander



sehr ähnliche Verbreitungssituation in den Untersuchungsgebieten erkennen lassen. Die diametral zu den ZIA angeordneten Arten vermitteln einen Eindruck der Arten, die keine oder kaum Koexistenzen mit den ZIA aufweisen. Die Position von *Plebejus argus* verdeutlicht die effektive Ergänzung des ZIA-Kollektivs durch die Wahl einer Art mit komplementärem Verbreitungsbild, um eine Abdeckung des Gesamtartenspektrums zu erreichen.

### **Diskussion**

Die Ähnlichkeitsanalysen anhand des Jaccard-Maßes im vorangegangenen Kapitel hatten gezeigt, dass die beiden ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* aufgrund des Vorkommens in wenigen aber überwiegend sehr artenreichen Untersuchungsgebieten eine hohe Zahl an Koexistenzen mit den weiteren nachgewiesenen Charakter- und biotoptypischen Begleitarten in den untersuchten Gebieten aufweisen. Damit sind sie – im Sinne der durchgeführten Auswertung – in hohem Maße als ZIA geeignet. Die weitere Analyse der Koexistenzverhältnisse der beiden Arten in diesem Kapitel ergab, dass sie mit 8 (20,51%) der 39 Charakter- und biotoptypischen Begleitarten nicht gemeinsam vorkommen. Für diese Arten wäre durch eine Förderung der ZIA, die einen Bestandsschutz, nicht aber die Ausdehnung der Vorkommen zur Folge hätte, kein Mitnahmeeffekt zu erwarten. Wie in Kap. 3.2.4 dargestellt, wurden als ZIA jedoch insbesondere Arten ausgewählt, die nur bei starker Ausdehnung der Vorkommen langfristig stabile Populationen entwickeln können. Die Frage, welche Arten von einer Ausdehnung der Vorkommen von *Hipparchia semele* und/oder *Chazara briseis* profitieren würden, muss letztendlich mit anderen Forschungsansätzen wie Zeitreihenuntersuchungen im Freiland beantwortet werden. Aus den vorgestellten Ähnlichkeitsanalysen kann nur gefolgert werden, dass Arten mit deutlich differierendem Habitatprofil, wie jene mit Präferenz walddnaher Bereiche oder versaumter, höherwüchsiger Magerrasen – die auch den überwiegenden Teil der komplementär verbreiteten Arten darstellen – nicht zwangsläufig mitgefördert würden.

Dem kann entgegen gehalten werden, dass in besonders großen Kalkmagerrasen auch bei intensiver Beweidung in der Regel immer noch ausreichend blütenreiche Saumstrukturen – wenn auch keine Waldränder – für Arten mit entsprechender Präferenz zur Verfügung stehen. Damit könnte in großflächigen, räumlich differenziert beweideten Magerrasen ein Mosaik an Teillebensräumen entstehen, das sowohl anspruchsvollen Charakterarten als auch Arten der Säume und höherwüchsigen Magerrasen hohe Habitatqualitäten bieten könnte. Für Arten der Wälder bzw. Waldränder wäre jedoch keine Förderung zu erwarten. Letztlich kann die Orientierung von Entwicklungszielen an den Ansprüchen der am stärksten gefährdeten Arten damit schlüssig begründet werden, dass diesen sonst das Erlöschen bevorsteht. Sollten weniger gefährdete Arten nicht von diesen Maßnahmen profitieren oder gar beeinträchtigt werden, sollte sicher gestellt sein, dass stabile Populationen dieser Arten in anderen Räumen eine prinzipielle Verschlechterung der Bestandssituation verhindern.

Im Zusammenhang mit quantitativen Analysen im Themenfeld ‚Artenvielfalt‘ ist darauf hinzuweisen, dass die Wertung und Zielsetzung im Naturschutz normativ erfolgt und nicht aus Gesetzmäßigkeiten der Ökologie abgeleitet werden kann (PLACHTER 1991: 9). So wird das Schutzziel ‚Artenvielfalt‘ nicht rein quantitativ als Vorkommen vieler Arten im Sinne einer beliebigen Vielzahl betrachtet (PIECHOCKI 2002: 322 ff.). Vielmehr steht der Erhalt einer ‚typischen biologischen Vielfalt‘ (vgl. KÜCHLER-KRISCHUN & PIECHOCKI 2005: 358) im Vordergrund, die durch Erhalt und Förderung von Arten in den Schwerpunktgebieten ihrer Verbreitung angestrebt wird (MAYER et al. 2002: 462). Das Zielartenkonzept (ZAK) definiert und priorisiert für Baden-Württemberg naturräumlich gegliederte Zielvorstellungen für den Artenschutz aus landesweiter Sicht. Zielvorstellung ist es, über den Erhalt und die Entwicklung langfristig überlebensfähiger Populationen, eine Sicherung der biologischen Vielfalt auf Landesebene zu erreichen (vgl. Kap. 1.3.2). Eine entscheidende Operationalisierung der Ziele stellen die mit den ZIA verknüpften Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen dar, da diese ein charakteristisches Kollektiv weitere Arten gleichermaßen fördern sollen. Zielkonflikte auf lokaler Ebene sind dabei unvermeidbar. Die Beeinträchtigung von Arten durch die Förderung jener Arten, die aus landesweiter Sicht als prioritär für einen Naturraum eingeschätzt wurden, muss dann ggf. für das Erreichen übergeordneter Ziele in Kauf genommen werden.

Quantitative Analysen können demnach erst nach erfolgter normativer Festlegung von Naturschutzziele sinnvoll eingesetzt werden. Im analysierten Beispiel der Erhebungen von WAGNER (2002) wäre also zunächst zu klären, ob der Ausdehnung der Vorkommen der beiden ZIA *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* Vorrang eingeräumt werden soll oder ob eine ‚gleichberechtigte‘ Förderung aller im Gebiet nachgewiesenen Charakter- und biotoptypischen Begleitarten im Vordergrund steht. Für eine Optimierung des letzteren Naturschutzziele wäre die durchgeführte Analyse basierend auf dem Komplementaritätsprinzip eine zielführende Methode. Sie unterstützt die Auswahl einer weiteren ZIA, die das bestehende Kollektiv möglichst effektiv ergänzen würde, wenn als Anforderung an das ZIA-Kollektiv die Schirmfunktion für das gesamte Spektrum an vorkommenden Charakter- und biotoptypischen Begleitarten gestellt würde. Wird jedoch der Förderung der beiden hochgradig gefährdeten ZIA Vorrang eingeräumt – auch vor dem Hintergrund, das sie für einen überwiegenden Teil (wenn auch nicht aller) der ebenfalls im Gebiet vorkommenden Charakter- und biotoptypischen Begleitarten einen Mitnahmeeffekt erwarten lassen – sollte keine weitere ZIA nach dem Komplementaritätsprinzip ausgewählt werden.

### **Empirisch gestützte Auswahl ‚Zielorientierter Indikatorarten‘**

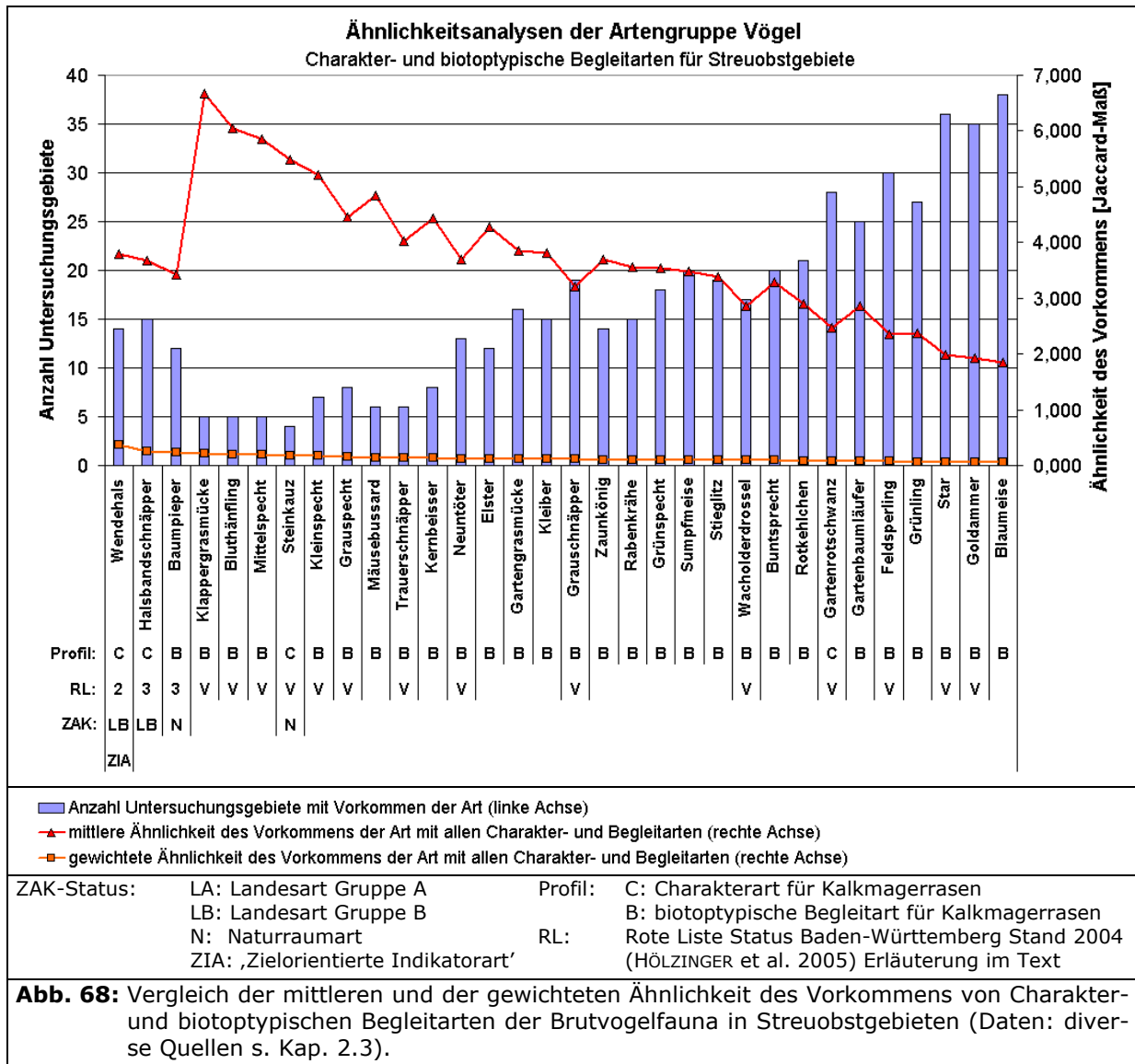
Neben den Analysen für eine möglichst effektive Ergänzung bestehender ZIA-Kollektive wurde eine Methode der rein empirischen Ableitung möglichst effektiver ZIA aus den Ähnlichkeitsverhältnissen der Artenvorkommen getestet. Dies wird exemplarisch an der Auswertung der Brutvogelfauna von Streuobstgebieten dargestellt. Ausgewertet wurden die Koexistenzverhältnisse von 32 Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Streuobstgebiete in 40 Untersuchungsgebieten mit einem Streuobstanteil von über 70% (AT-KIS-Daten Stand 2005).

Die Operationalisierung der Schirmfunktion über die Ermittlung der ‚mittleren Ähnlichkeit‘ des Vorkommens einer Art mit allen weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten wurde beibehalten. Ergänzt wurde eine naturschutzfachliche Gewichtung der Arten, indem – vor der Summierung pro betrachteter Art – die Ähnlichkeitswerte der koexistierenden Arten durch deren jeweiligen Rote-Liste-Status dividiert wurden. Der Rote-Liste-Status drückt den Gefährdungsgrad von Arten aus, folgende Kategorien werden bei der Artengruppe Vögel unterschieden (vgl. HÖLZINGER et al. 2005):

- 0 ausgestorben
- 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- 4 potenziell gefährdet
- 5 schonungsbedürftig
- V Vorwarnliste

Für die Division der Ähnlichkeitswerte wurde der numerische Ausdruck des Rote-Liste-Status verwendet. Für Arten der Vorwarnliste der Wert 6 und für nicht in der Liste enthaltene Arten der Wert 7 eingesetzt. Dies führt dazu, dass bei der Summierung der Ähnlichkeitswerte der weiteren Arten pro betrachteter Art, das Jaccard-Maß von Rote Liste 1 Arten unverändert einfließt, während die Werte der Rote Liste 2 Arten halbiert werden etc. Der Ergebniswert wird im Folgenden als ‚gewichtete Ähnlichkeit‘ bezeichnet. Die Einstufungen erfolgten gemäß der aktuellen Rote Liste der Brutvögel Baden-Württembergs mit Stand 31.12.2004 (HÖLZINGER et al. 2005).

Diese Vorgehensweise führt zu einer exponentiellen Gewichtung anhand des Rote-Liste-Status. Damit steht sie im Einklang mit der Methodik nach HEIDT & PLACHTER (1996), die als Methodenvorschlag für die Ermittlung eines „synoptischen Naturschwertes W“ (HEIDT & PLACHTER 1996: 211) die Umsetzung wertgebender Kriterien wie Seltenheit, Gefährdung, Natürlichkeit etc. in – meist exponentiell skalierte – Wertigkeiten überführen. Als Grund für die exponentielle Umsetzung des Kriterium Gefährdung geben HEIDT & PLACHTER (1996: 219) an, dass „...grundsätzlich angenommen werden [kann], dass der Wert eines gefährdeten Naturelementes nicht linear, sondern exponentiell mit seinem Rangplatz auf einer Roten Liste steigt“.



In Abb. 68 sind vergleichend die Ergebnisse der mittleren und der gewichteten Ähnlichkeit dargestellt. Die x-Achse ist von links nach rechts absteigend nach gewichteter Ähnlichkeit sortiert. Es zeigt sich, dass der Wendehals - ZIA für Streuobstgebiete und Landesart Gruppe B - den höchsten Rang einnimmt, gefolgt von der zweiten vorkommenden Landesart Gruppe B, dem Halsbandschnäpper. Die Betrachtung der mittleren Ähnlichkeit - ohne naturschutzfachliche Gewichtung - ergibt die Klappergrasmücke als Art mit höchstem Rang, gefolgt von Bluthänfling und Mittelspecht. Der Vergleich verdeutlicht, dass erst die Gewichtung anhand des Gefährdungsgrads eine Rangfolge bewirkt, die in hohem Maße der von den Arten erwarteten Schirmfunktion entspricht. Das Ergebnis kann dahingehend interpretiert werden, dass der Wendehals die höchste Ähnlichkeit - pro Anzahl eigener Vorkommen - mit tendenziell gefährdeten Charakter- und biototypischen Begleitarten der Streuobstgebiete aufweist. Damit bekräftigt die Auswertung die Schirmfunktion des Wendehals als ZIA für Streuobstgebiete.

### 3.2.5 Analysen ökologischer Anspruchstypen anhand multivariater Ordinationsverfahren

Wie in Kap. 2.2.6 erläutert wurden Ordinationsverfahren zur Ermittlung charakteristischer Artenkollektive verwendet, die eine hohe Korrespondenz mit den analysierten Lebensraumtypen erkennen lassen. Dies dient der Prüfung, inwieweit den Lebensraumtypen tatsächlich ökologische Anspruchstypen bzw. typische Artenkollektive zugeordnet werden können. Dies stellte eine Grundannahme des Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen dar. Zudem kann ein Eindruck der Schirmfunktion der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ gewonnen werden.

Analysiert wurden die Erhebungen von Brutvögeln in streuobstdominierten Untersuchungsgebieten (diverse Quellen s. Kap. 2.3), die Erfassungen von Tagfaltern und Widderchen in Kalkmagerrasen von WAGNER (2002) und die Nachweise in der Heuschrecken-Datenbank GÖG für den Bereich des Gutsbezirks Münsingen. Hintergrund und Funktionsweise der Verfahren werden ausführlich in Kap. 2.2.6 erläutert, hier werden nur die zur Interpretation der Ordinationsdiagramme und der statistischen Kennwerte nötigen Informationen vermittelt.

Im Folgenden werden kurz die statistischen Kennwerte von Ordinationsverfahren erläutert, die zu den jeweiligen Auswertungen angegeben werden und ihre Original-Bezeichnung in CANOCO<sup>®</sup> genannt (vgl. TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). Die Auswahl bzw. die eigene Berechnung und die deutsche Bezeichnung erfolgt in Anlehnung an RINK (2003).

- **Gesamtvarianz** (*total inertia*)  
Dieser Wert ist ein Maß für die Gesamtvarianz innerhalb der Artendaten. Die Berechnung erfolgt basierend auf der Chi<sup>2</sup>-Statistik aus der Matrix der Präsenz/Absenz- oder Abundanzdaten pro Art und Untersuchungsgebiet.
- **Eigenwerte der Ordinationsachsen** (*eigenvalue*)  
Ordinationsverfahren berechnen Achsen in der als mehrdimensionaler Punktwolke mathematisch abgebildeten Matrix der Artendaten, mit dem Ziel der Maximierung des Erklärungsanteils. Die Eigenwerte stellen das Maß für die erklärte Varianz dar, den eine einzelne Ordinationsachse beitragen kann. Sie quantifizieren die Bedeutung der Achse bzw. die Relevanz des damit beschriebenen Umweltgradienten.
- **Durch die einzelnen Ordinationsachsen erklärter Anteil der Varianz der Arten-Daten** (wird nicht in CANOCO<sup>®</sup> ausgegeben)  
Die Eigenwerte werden im Zusammenhang mit der Gesamtvarianz des Datensatzes interpretiert. Daher wird der Eigenwert jeder Achse als Prozentanteil der Gesamtvarianz ausgedrückt.
- **Durch die Ordinationsachsen erklärter kumulierter Anteil der Varianz der Arten-Daten** (*cumulative percentage variance of species data*)  
Kumulativ aufsummierte Werte der prozentualen erklärten Varianz der Ordinationsachsen. Dieser Wert gibt an, welcher Anteil der Gesamtvarianz allein mit der ersten Ordinationsachse, mit der Kombination aus erster und zweiter Achse etc. erklärt werden kann.
- **Durch das Modell erklärter prozentualer Anteil an der Gesamtvarianz über 4 Achsen**  
Dieser Prozentwert gibt an, welchen Anteil der Gesamtvarianz das Modell bei Berücksichtigung von vier Ordinationsachsen erklären kann. Weitere Achsen werden von CANOCO<sup>®</sup> nicht generiert, da dies in der Regel zu unplausiblen Ergebnissen führt.

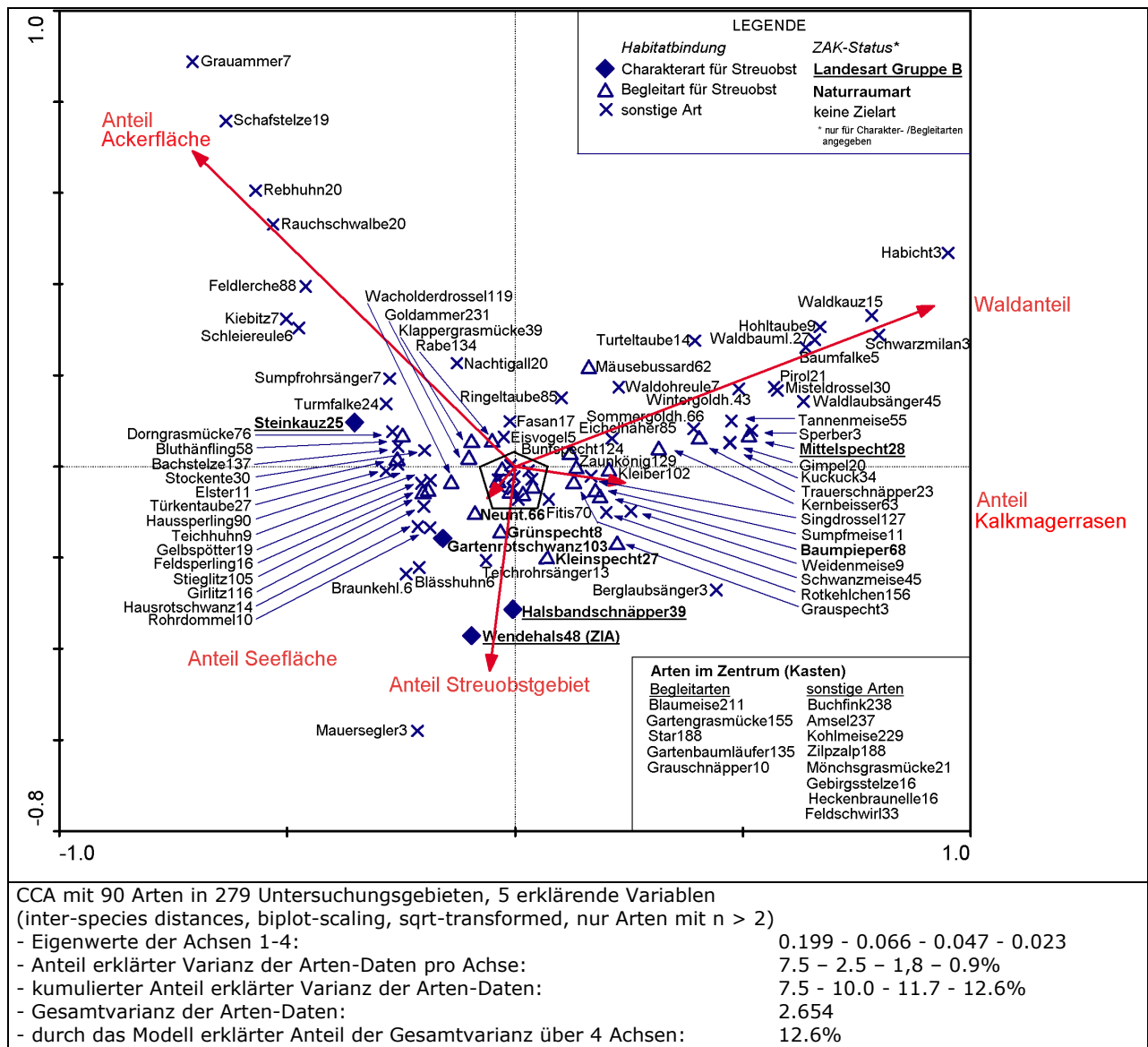
Weitere verwendete Bezeichnungen zur Charakterisierung der Auswertungen sind (vgl. Kap. 2.2.6):

- CA: Korrespondenzanalyse (*correspondence analysis*)
- DCA: Korrespondenzanalyse mit Detrending (*detrended correspondence analysis*)
- CCA: Kanonische Korrespondenzanalyse (*canonical correspondence analysis*)
- *Inter-species-distances*: Gibt an, dass die Auswertung so durchgeführt wurde, dass die Distanzen zwischen den Arten und nicht die zwischen den Untersuchungsgebieten (Option: *inter-sample-distances*) interpretiert werden können. Dies bedeutet, dass zunächst die Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Un-/Ähnlichkeit ihres Arteninventars angeordnet wurden und daraus die Platzierung der einzelnen Arten abgeleitet wird.
- *Biplot-/Hill's scaling*: Bezeichnet zwei Methoden der Ableitung der Platzierungen der Arten aus der Anordnung der Untersuchungsgebiete im Ordinationsdiagramm. *Biplot-Scaling* ist bei der Analyse eher kurzer Gradienten bzw. der Tendenz zu linearer Antwort vorzuziehen, *Hill's scaling* bei längeren Gradienten bzw. unimodaler Antwort (vgl. Kap. 2.2.6).
- *Square-root (sqrt)-transformed*: Gibt an, dass die Artdaten wurzeltransformiert wurden, um den Einfluss dominanter Arten zu dämpfen.

### 3.2.5.1.1 Analysen der Artengruppe Vögel

Abb. 69 zeigt das Ergebnis einer kanonischen Korrespondenzanalyse von Präsenz-/Absenz-Daten zu Brutvögeln in 279 Untersuchungsgebieten im Vorland der Schwäbischen Alb. Das Verfahren ordnet - die aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellten - Untersuchungsgebiete anhand ihrer Ausprägung bezüglich der erklärenden Variablen (Habitatfaktoren) so an, dass eine Ähnlichkeit in der Habitatausstattung mit einer räumlichen Nähe untereinander und hinsichtlich der als Vektoren dargestellten Variablen in der Grafik korrespondiert. Die Arten werden dann, in Anlehnung an das Konzept der ökologischen Nische, bei Präsenz-/Absenz-Daten in den geometrischen Schwerpunkt der Untersuchungsgebiete in denen sie vorkommen, platziert. Bei der Analyse von Abundanzdaten würde die Platzierung in Richtung der Untersuchungsgebiete mit den höheren Abundanzdaten verschoben. Es resultiert eine grafische Visualisierung der Ähnlichkeit der Verbreitung der Arten in den Untersuchungsgebieten und ihrer Korrespondenz mit den verwendeten erklärenden Variablen. Pro Untersuchungsgebiet wurden die Flächenanteile von Acker, Wald, Kalkmagerrasen, Streuobstgebiet und Wasserfläche (See) verwendet. Arten mit identischem Vorkommen in den Untersuchungsgebieten würden direkt aufeinander abgebildet. Eine deutliche Platzierung in Richtung eines Variablen-Vektors beruht auf einem hohen Anteil dieses Habitatfaktors in den Untersuchungsgebieten mit Vorkommen der Art.

Abb. 69 zeigt, dass der Wendehals, als ZIA für traditionell bewirtschaftete Streuobstwiesen ausgewählt, auch die höchste Korrespondenz mit dem Streuobstanteil am Untersuchungsgebiet zeigt - die Anordnung des Mauerseglers muss mit 3 Vorkommen aus statistischen Gründen als unsicher betrachtet werden. Auch die Anordnung der weiteren für Streuobst charakteristischen Landesarten - Halsbandschnäpper und Steinkauz - lassen im Fall des Halsbandschnäppers seine deutlich ausgeprägte Präferenz für Streuobstgebiete und für den Steinkauz die Bevorzugung von Streuobst-/Ackerkomplexen erkennen. Die Auswertung unterstreicht die spezifischen Habitatansprüche der ZIA Wendehals und seine Einordnung im ZAK Baden-Württemberg. Anhand der nahe bei dieser Art angeordneten Arten wird ein Eindruck des in den betrachteten Gebieten typischen assoziierten Artenkollektivs vermittelt, für das angenommen werden kann, dass es bei einer Förderung dieser ZIA profitieren würde.



**Abb. 69:** Ordinationsdiagramm einer kanonischen Korrespondenzanalyse von Brutvogelarten unter Verwendung der Flächenanteile von Acker, Wald, Kalkmagerrasen, Streuobst und Wasserfläche am Untersuchungsgebiet. Die Zahl hinter dem Namen bezeichnet die Anzahl der Untersuchungsgebiete mit Vorkommen der Art.

Die Analyse der Kennwerte zeigt, dass die Trennwirkung der Auswertung als eher schwach einzuordnen ist. Die Eigenwerte messen den Erklärungsanteil der ersten vier durch die Korrespondenzanalyse ermittelten Achsen (CA-Achsen) mit Werten zwischen 0 und 1. Diese Werte sind immer im Zusammenhang mit der Gesamtvarianz zu sehen, daher werden pro Achse die prozentualen Anteile (einzeln und kumuliert) der erklärten Variabilität in den biotischen Daten angegeben: Im vorliegenden Fall erklärt die erste CA-Achse mit einem Eigenwert von 0,199 einen Anteil von 7,5% der Gesamtvarianz von 2,654 und alle vier CA-Achsen zusammen 12,6% der Gesamtvarianz des Datensatzes. Wie im vorangegangenen Kapitel bereits angeführt, bedeuten Eigenwerte über 0,5 nach JONGMAN et al. (1995: 102), dass die Arten durch die zugehörige Achse gut getrennt werden. Demnach hätte das vorliegende Ergebnis nur schwache Aussagekraft. PALMER stuft bei einer Gesamtvarianz von 2,725 einen Eigenwert von 0,3 (11,0%) noch als relativ starken Gradienten bzw. Erklärungsanteil der Achse ein. Danach könnte der vorliegende durch die erste CA-Achse erklärte Anteil der Variabilität mit 7,5% als akzeptables Ergebnis interpretiert werden. TER BRAAK & ŠMILAUER (2002: 123) weisen im Zusammenhang einer erklärten prozentualen Variabilität über alle vier Achsen (EI4) von 49,8% (im vorliegenden Beispiel EI4=12,6%) darauf hin, dass diese Prozentwerte bei Korrespondenz-

analysen oft niedrig ausfallen, da den dabei simultan analysierten Verbreitungsdaten von Artengemeinschaften (nicht Einzelarten) ein hohes Maß an stochastischem ‚Rauschen‘ eigen ist. Sie führen weiter aus, dass auch Ordinationen mit geringen Erklärungsanteilen dennoch informativ sein können. GAUCH (1982: 244) weist ebenfalls darauf hin, dass die empirische Analyse von *Artengemeinschaften* aufgrund der inherenten Datenheterogenitäten nicht die ‚klassischen‘ mathematischen Anforderungen an statistische Tests erfüllen können aber dennoch ökologisch interpretierbare Ergebnisse liefern, da im Sinne explorativer Statistik Hinweise auf relevante Umweltfaktoren bzw. ökologische Gruppen von Arten mit ähnlicher Reaktion auf Umweltgradienten gewonnen werden können.

Das breite Spektrum an berücksichtigten Arten und die große Zahl an Untersuchungsgebieten erklärt das hohe Maß an stochastischem Rauschen. Die ausgewerteten Gebiete unterscheiden sich deutlich sowohl in ihrer Größe als auch im Streuobstanteil. Insbesondere Gebiete mit geringerem Streuobstanteil können sehr unterschiedliche weitere Vegetationskomplexe und ein entsprechend heterogenes Arteninventar aufweisen. Die dargestellte Analyse hatte zum Ziel, die Korrespondenz der Arten mit wenigen Lebensraumtypen mit hohem Erklärungsgehalt aufzuzeigen, um insbesondere ein für Streuobstgebiete charakteristisches Artenkollektiv zu ermitteln. Eine Vielzahl von weiteren Habitatfaktoren wie weitere vorhandene Lebensraumtypen, unterschiedliche Habitatqualitäten, umliegende Nutzungen wie Wald oder Störquellen wie verkehrsreiche Straßen wurden in der dargestellten Auswertung nicht berücksichtigt. Dennoch ergeben die verwendeten Lebensraumtypen in der visuellen Analyse des Ordinationsdiagramms ein sehr plausibles Bild der Korrespondenz von Arten und Lebensraumtypen.

### 3.2.5.1.2 Analysen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen

Analysen der Artengruppen Tagfalter und Widderchen wurden anhand der Daten von WAGNER (2002) durchgeführt. Ziel der Auswertung war die Prüfung der Schirmfunktion der ZIA für Kalkmagerrasen *Hipparchia semele* und *Chazara briseis*. Damit verbunden war die Analyse, welche Arten innerhalb der Charakter- und Begleitarten für Kalkmagerrasen die höchste Korrespondenz mit den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps „Kalkmagerrasen“ erkennen lassen und damit als in hohem Maße charakteristisches Artenkollektiv für diesen Anspruchstyp betrachtet werden können. Um stochastisches Rauschen zu reduzieren und übersichtliche Ordinationsdiagramme zu erhalten, wurden ausschließlich Charakter- und biotoptypische Begleitarten für Kalkmagerrasen ausgewertet. Im Hinblick auf die charakteristischen Lebensraumtypen im Bereich der Untersuchungsgebiete von Wagner (2002), wurden die analysierten Arten durch die Experten des Projektteams in die drei Kategorien ‚Arten der Kalkmagerrasen‘, ‚Arten der versauerten/verbuschten Kalkmagerrasen‘ und ‚Arten der Wald-Offenland-Ökotone‘ eingeteilt. Von der Analyse ausgeschlossen wurden die Arten *Aricia artaxerxes* (2 Vorkommen) und *Mellicta athalia* (3 Vorkommen), die aufgrund ihrer geringen Zahl an Vorkommen eine starke Tendenz zu Ausreißerergebnissen zeigten. Dies ist bei der Anwendung von Ordinationsverfahren gängige Praxis (vgl. Kap. 2.2.6). Die ebenfalls nur in zwei Untersuchungsgebieten vorkommende Art *Hipparchia semele* wurde jedoch beibehalten, da sie als ZIA im Mittelpunkt der Auswertungen stand. Die Ergebnisse werden unter entsprechendem Vorbehalt interpretiert.

Abb. 70a zeigt das Ergebnis der indirekten Ordination der 37 ausgewerteten Arten anhand einer Korrespondenzanalyse (*detrended correspondence analysis* DCA). Bei dieser Form der Ordination werden keine erklärenden Variablen verwendet. Das Verfahren visualisiert die interne Struktur der Arten-Daten, indem die als mehrdimensionale Punktwolke mathematisch beschreibbaren (Un-)Ähnlichkeiten der Artvorkommen in ein zweidimensionales Ordinationsdiagramm projiziert werden. Ziel ist die Abbildung der Ähnlichkeit der Artvorkommen in einer interpretierbaren Form (vgl. Kap. 2.2.6). Nahe beieinander platzierte Arten weisen ein ähnliches Verbreitungsbild auf und umgekehrt. Die erste Ordinationsachse (CA-Achse), welche die größte Varianz in den Arten-Daten erklärt, wird auf der x-Achse des Diagramms abgebildet, die zweite Ordinationsachse mit dem nächstgeringeren Erklärungsanteil auf der y-Achse. Ziel der Interpretation ist die Zuordnung von zumindest einem Gradienten zur ersten CA-Achse (x-Achse), der – möglicherweise in

Kombination mit einem zweiten Gradienten entlang der y-Achse - die Anordnung der Arten plausibel erklärt.

Die Anordnung der Arten in Abb. 70a lässt eine Häufung der Kalkmagerrasenarten im oberen rechten Quadranten erkennen. Die extremste Platzierung weisen dabei die beiden ZIA *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* auf. Die Arten der verbuschten Magerrasen streuen um das Zentrum mit einem Überwiegen in der – diagonal betrachtet - linken unteren Hälfte des Diagramms. Die Arten der Wald-Offenland-Ökotonen sind mit Ausnahme von *Hamearis lucina* alle eng beieinander im linken unteren Quadrant angeordnet. Diese Anordnung lässt vermuten, dass die erste CA-Achse von rechts nach links als Gradient von kurzrasigen Kalkmagerrasen über solche mit Verbuschungstendenzen hin zu waldbeeinflussten Magerrasen interpretiert werden kann.

Zur Prüfung dieser These wurden kanonische Korrespondenzanalysen mit verschiedenen Variablen durchgeführt, welche die Charakteristik der Untersuchungsgebiete hinsichtlich Kalkmagerrasendominanz bzw. Waldbeeinflussung wiedergeben. Als aussagekräftigste Variablen erwiesen sich die Flächengröße der Habitatpotenzialfläche(n) an der (denen) die Untersuchungsgebiete Anteil haben, und der Waldanteil in einem Umfeld um die Untersuchungsgebiete, das durch Erzeugung eines Puffers mit 100m Distanz erzeugt wurde. Die Verwendung der Anteilvariablen für die Waldbeeinflussung erklärt sich durch die sehr unterschiedlich große Pufferfläche, die bei Verwendung der absoluten Flächengröße des Waldes zu verzerrten Ergebnisse führte. Als Datenquelle der Waldfläche wurde das ATKIS-Objekt „Wald, Forst“ (4107) verwendet.

Abb. 70b zeigt das Ergebnis der direkten Ordination unter Verwendung der beiden erläuterten Variablen. Der Vergleich der beiden Auswertungen zeigt, dass sich unter dem Einfluss der beiden Variablen das grobe Muster der Artenanordnungen nicht wesentlich ändert. Viele der Arten-Platzierungen in Abb. 70a, die ohne Einfluss erklärender Variablen entstanden, sind in Abb. 70b an ähnlicher Stelle wieder zu finden. Gewöhnlich vergleicht man die Muster der Anordnungen einer direkten mit der indirekten Ordination, um zu prüfen, ob die relevanten Umweltfaktoren berücksichtigt wurden. Weichen diese nicht wesentlich voneinander ab kann daraus geschlossen werden, dass der Satz an Variablen die interne Struktur der Arten-Daten effizient erklärt (vgl. RINK 2003: 93, 132).

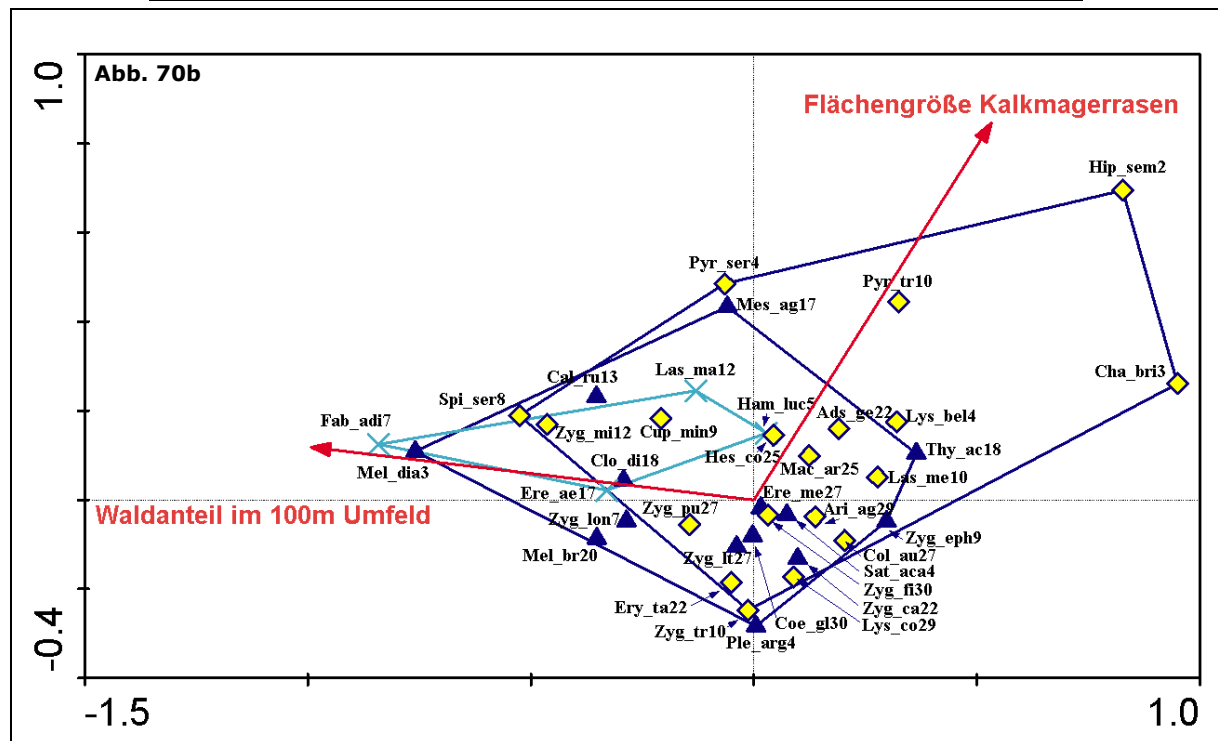
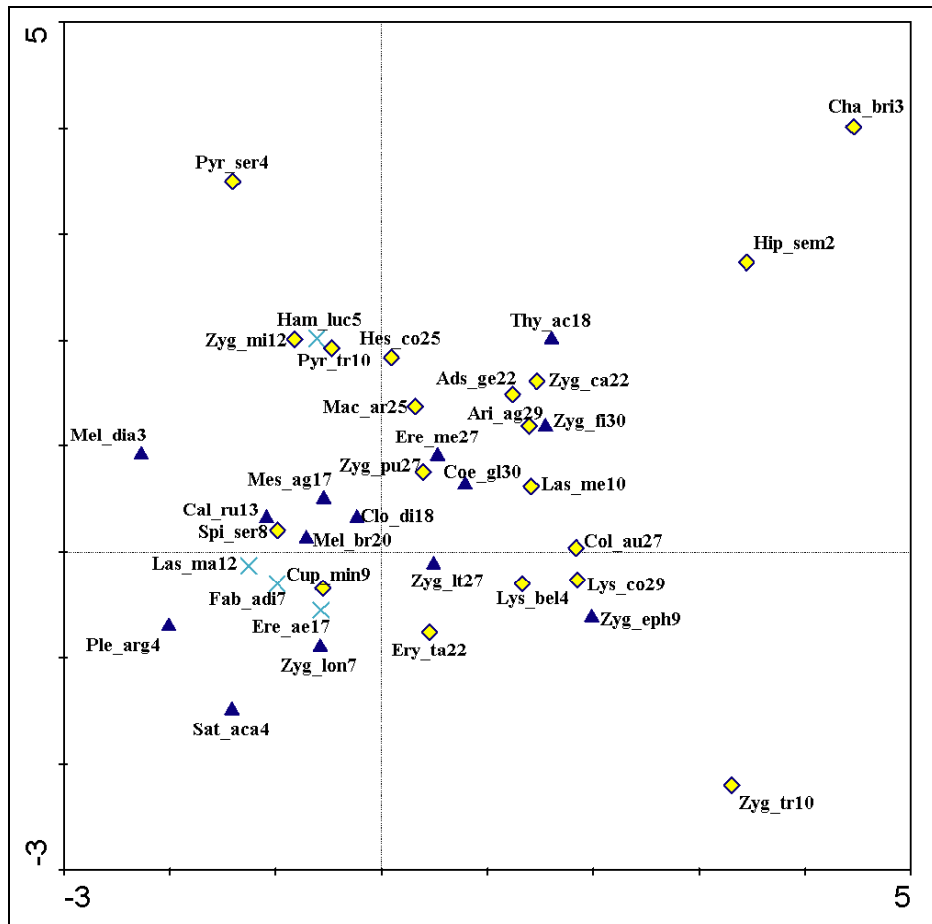
Folgender bereits in Abb.70a erkennbare Gradient zeichnet sich in Abb. 70b ab: Im rechten Teil des Ordinationsdiagramms sind tendenziell Arten mit deutlicher Präferenz für kurzrasige, lückige, felsige, in der Regel beweidete Magerrasen wie *Chazara briseis*, *Pyrgus serratulae* oder *Hipparchia semele* angeordnet, die nach links hin von Arten der versaumten, verbuschten Magerrasen wie *Melitaea diamina*, *Mesoacidalia aglaja* oder *Callophrys rubi* abgelöst werden. Innerhalb der zuletzt genannten Gruppe werden wiederum am linken Rand Arten mit Vorkommensschwerpunkt in Wald-Offenland-Ökotonen wie *Fabriciana adippe*, *Lasiommata maera* oder *Erebia aethiops* platziert.

Eine sehr deutliche Auftrennung der Arten ist nicht zu erkennen. Dies zeigen die relativ großen Überlappungen der Umrisslinien um die Arten, die den drei Anspruchstypen zugeordnet wurden. Auch die Kennwerte der Analyse zeigen, dass mit Eigenwerten der Achsen weit unter 0,5 und einer erklärten prozentualen Varianz der Arten-Daten über beide Achsen von 13,8% kein hoher Erklärungsanteil der Varianz der Art-Daten erzielt wurde. Doch wie bereits in Kap. 2.2.6 erläutert, wird der visuellen Interpretation des Ordinationsdiagramms im Sinne einer explorativen statistischen Analyse auch bei wenig signifikanten Kennwerten Informationsgehalt zugemessen (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002: 123; GAUCH 1982: 12 ff.).

Entsprechend lässt Abb. 70b einen Gradienten von Arten der kurzrasigen Kalkmagerrasen über Arten der versaumten, verbuschten Magerrasen bis hin zu Arten waldbeeinflusster Flächen erkennen. Insbesondere die Anordnung der beiden ZIA für Kalkmagerrasen *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* unterstreicht deren starke Präferenz für großflächige, beweidete Kalkmagerrasen. Benachbart platzierte Arten wie *Pyrgus trebevicensis* (Pyr\_tr10) und *Pyrgus serratulae* (Pyr\_ser4) – beides Landesarten Gruppe B - vermitteln ein Bild der Arten mit ähnlichem Anspruch an großflächige Kalkmagerrasen.



Abb. 70a



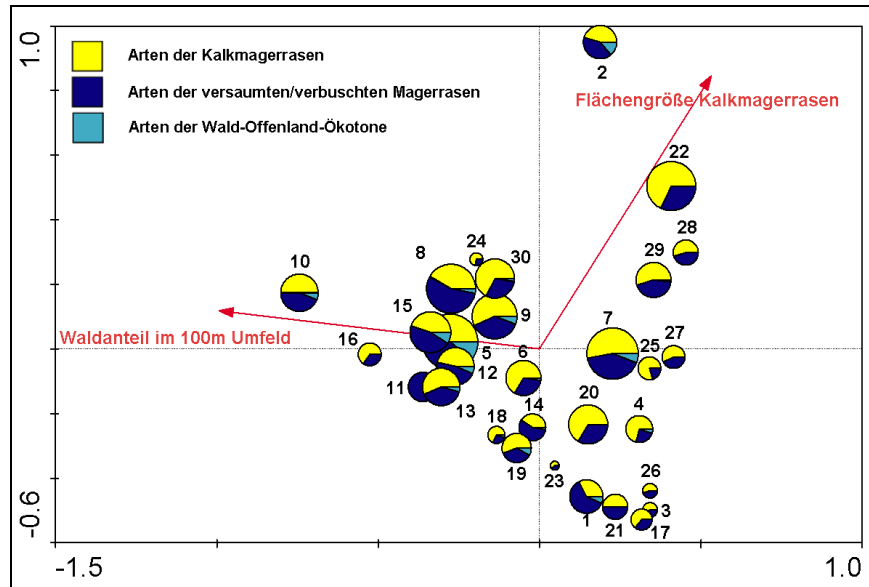
- ◆ Arten der Kalkmagerrasen
- ▲ Arten der versauhten/verbuschten Magerrasen
- × Arten der Wald-Offenland-Ökotope

**Abb. 70:** Vergleich der indirekten (Abb. 70a) mit einer direkten Ordination (Abb. 70b) von Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen (Daten: WAGNER 2002).

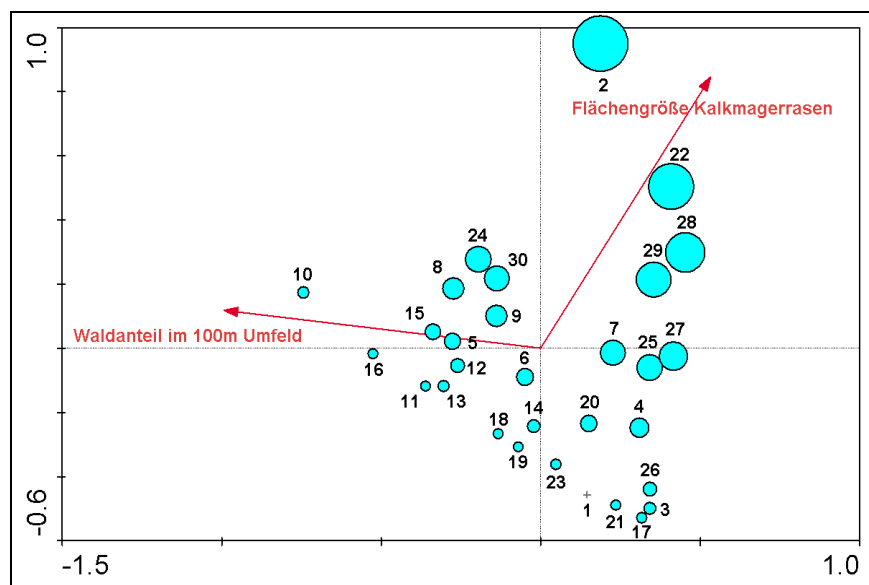
Kennwerte zu Abb. 70a: DCA mit 37 Arten in 30 UG (detrending by segments, sqrt-transformed)	
- Eigenwerte der Achsen 1-4:	0.164 - 0.093 - 0.060 - 0.037
- Anteil erklärter Varianz der Arten-Daten pro Achse:	18.4 - 10.4 - 6.8 - 4.1%
- kumulierter Anteil erklärter Varianz der Arten-Daten:	18.4 - 28.8 - 35.6 - 39.7%
- Gesamtvarianz der Arten-Daten:	0.891
- durch das Modell erklärter Anteil der Gesamtvarianz über 4 Achsen:	39,7%
Kennwerte zur Abb. 70b: CCA mit 37 Arten in 30 UG, 2 erklärende Variablen (inter-species distances, bilpot-scaling, sqrt-transformed)	
- Eigenwerte der Achsen 1-2:	0.082 - 0.041
- Anteil erklärter Varianz der Arten-Daten pro Achse:	9.2 - 4,6%
- kumulierter Anteil e erklärter Varianz der Arten-Daten:	9.2 - 13.8%
- Gesamtvarianz der Arten-Daten:	0.891
- durch das Modell erklärter Anteil der Gesamtvarianz über 4 Achsen:	13,8%

Ein wesentlicher Grund für die schwache Signifikanz der Auswertung ist eine relativ gleichmäßige Verteilung der Arten der drei Anspruchstypen auf die Untersuchungsgebiete. Wie aus Abb. 71a ersichtlich, gibt es nur wenige Gebiete mit deutlich überwiegendem Anteil an Kalkmagerrasenarten (z.B. Nr. 20, 22, 25) oder an Saumarten (z.B. Nr. 8, 11). Arten der Wald-Offenland-Ökotone sind nur in wenigen Untersuchungsgebieten und dort nur in geringen Anteilen vertreten. In Abb. 71b ist ein Dominieren der Kalkmagerrasenarten in Gebieten mit Anteil an großen Kalkmagerrasen erkennbar. Abb. 71c zeigt einen Zusammenhang des Auftretens der Arten der Wald-Offenland-Ökotone in Gebieten mit hohem Waldanteil im Umfeld. Bezüglich der Arten verbuschter Magerrasen ist nur eine schwache Tendenz des Dominierens in waldbeeinflussten Untersuchungsgebieten festzustellen.

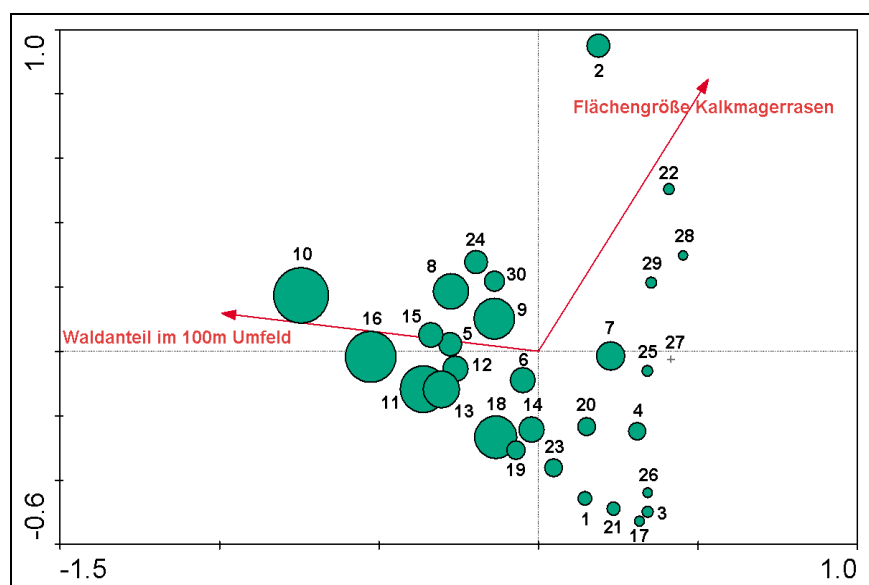
Zusammenfassend betrachtet, lässt sich nur für wenige Gebiete eine deutliche Trennung in kalkmagerrasendominierte oder waldbeeinflusste Flächen erkennen. In diesen Fällen kann ein Überwiegen der Kalkmagerrasenarten bzw. der Arten der Wald-Offenland-Ökotone beobachtet werden. Die Mehrzahl der weniger eindeutig geprägten Gebiete scheint durch Gradienten von Wald-Offenland-Ökotonen bis zu kurzrasigen Trockenrasen geprägt zu sein. Daher bieten diese Gebiete sowohl den Arten der kurzrasigen Kalkmagerrasen als auch der verbuschten Magerrasen eine Lebensgrundlage. Das wenig spezifische Verbreitungsbild der Arten der versaumten/verbuschten Magerrasen kann durch das Vorkommen von Säumen bzw. verbuschten Bereichen in waldbeeinflussten und gerade auch in großflächigen Kalkmagerrasen erklärt werden.



**Abb. 71a:** Kuchendiagramm mit Darstellung der Artenzahl pro Untersuchungsgebiet als Kreisgröße und in Segmenten die Anteile der Anspruchstypen.



**Abb. 71b:** Kreisdiagramm der Variable 'Flächengröße Kalkmagerrasen'. Die Größe der Kreisfläche vermittelt einen optischen Eindruck der Kalkmagerrasenfläche in den Untersuchungsgebieten.



**Abb. 71c:** Kreisdiagramm der Variable 'Waldanteil im 100m Umfeld'. Die Größe der Kreisfläche vermittelt einen optischen Eindruck des Waldanteils im 100m Umfeld der Untersuchungsgebiete.

**Abb. 71:** Diagramme zur weiterführenden Datenexploration der Analyse der Daten von WAGNER (2002). Ziffern bezeichnen die Nummer der Untersuchungsgebiete lt. WAGNER (2002: 4).

### 3.2.5.1.3 Analysen der Artengruppe Heuschrecken

Für diese Analysen wurden die Nachweise der Heuschrecken-Datenbank GÖG ab 1985 für den Bereich des Gutsbezirks Münsingen ausgewertet, da für diesen Raumausschnitt eine flächendeckende Nutzungskartierung mit Differenzierung in 27 Klassen vorliegt (AGL 1993). Ziel der Analyse war neben der Prüfung der Schirmfunktion der hier vorkommenden ZIA für Kalkmagerrasen *Stenobothrus stigmaticus* und *Stauroderus scalaris* die Analyse der Korrespondenz der Arten mit den Klassen der Nutzungskartierung, um daraus ein charakteristisches Artenkollektiv der Kalkmagerrasen zu ermitteln. Die Artnachweise der Heuschreckendatenbank werden als punktförmige Fundorte geführt. Für die folgenden Auswertungen wurde nach Absprache mit dem Betreuer der Datenbank, Prof. Dr. P. Detzel, um jeden Fundort ein Kreis mit einem Radius von 150m erzeugt, um eine Annäherung an eine plausible Habitatfläche zu erhalten.

Die Kreise um die Fundorte wurden mit der Nutzungskartierung überlagert und pro Kreis zwei Sets an erklärenden Variablen ermittelt: Der Anteil einer Nutzungsklasse an der Kreisfläche sowie die gesamte Größe einer zusammenhängenden Fläche einer Nutzungsklasse die von einem Kreis angeschnitten wird. Die Flächenanteile verdeutlichen dann die Situation im Nahbereich bis 150m um den Fundort, während die absoluten Flächengrößen das etwas weitere Umfeld miteinbeziehen. Letztere Werte liefern dann plausiblere Werte als die Flächenanteile, wenn bspw. die gleiche Flächengröße an Wald und Kalkmagerrasen in einem Kreis liegt und damit die gesamte Fläche eines Waldstücks erfasst ist, jedoch nur ein sehr kleiner Teil einer Magerrasenfläche, die sich weit über den Kreis hinaus fortsetzt. Die Nutzungen ‚Sportplatz‘, ‚Garten‘ und ‚mit Rindern beweidetes Grünland‘ wurden nicht berücksichtigt, da keiner der Kreise um die Fundorte an diesen Klassen Anteil hatte. Die Nutzungstypen ‚§32-Grünland (Schafweiden)‘ und ‚§32-Grünland (Schafweiden) besonders wertvoll‘ wurde zu einer Klasse zusammengefasst, da die Bewertung aus floristischer Sicht durchgeführt wurde und sich daher nicht zwangsläufig mit Habitatqualitäten aus Sicht der Heuschrecken deckt. Dies ergab das Set an 23 Nutzungsklassen, mit dem die Vorwärtsselektion durchgeführt wurde (vgl. Anhang. VII).

Neben einer indirekten Ordination der Arten-Daten mittels einer Korrespondenzanalyse (DCA) – ohne Berücksichtigung erklärender Variablen – wurden kanonische Korrespondenzanalysen (CCA) unter Verwendung der Nutzungsklassen durchgeführt. Die Nutzungsklassen wurden sowohl als Anteile am Kreis um die Fundorte als auch als absolute Größen der angeschnittenen Flächen durchgeführt. Zur Auswahl der Variablen wurde das in CANOCO<sup>®</sup> implementierte Verfahren der Vorwärtsselektion (FS, *forward selection*) angewendet (vgl. Kap. 2.2.6). Tab. 21 zeigt die anhand dieses Verfahrens ermittelten Variablen mit der höchsten Relevanz bzw. die in den vorgestellten Modellen verwendeten Variablen. Das vollständige Ergebnis der Vorwärtsselektion vermitteln die Tab. A7-1 und A7-2 in Anhang VII.

Die Sortierung der Variablen erfolgt nach den bedingten Effekten unter Angabe des Koeffizienten LambdaA. Wie in Kap. 2.2.6 erläutert, wird bei der Vorwärtsselektion ausgehend von der Variablen mit dem größten alleinigen Erklärungsgehalt – dem höchsten Wert der Einzeleffekte bzw. Lambda1 – iterativ jeweils eine weitere ermittelt, die in Kombination mit der/den bereits in das Modell integrierten Variablen die größte Verbesserung des Erklärungsanteils bewirkt. Der Erklärungszuwachs einer Variablen wird durch den Koeffizient LambdaA ausgedrückt, die Signifikanz der Variablen beim Eintritt in das Modell durch den über ein Monte-Carlo-Verfahren ermittelten P-Wert. Dargestellt sind die Variablen die einen Einzeleffekt von Lambda1 > 0.01 erzielt haben und mit Ausnahmen der Variable ‚Nadelholzaufforstung‘ auch im endgültigen Modell verwendet wurden. Die genannte Nutzungsklasse wurde eliminiert, da sie bei Auswertung der absoluten Flächengrößen im Ordinationsdiagramm keinen Beitrag zur Anordnung der Arten erkennen ließ. In beiden Auswertungen wurde die Landnutzung ‚Steinbruch‘ hinzugefügt, da diese Variable eine Korrespondenz mit *Tetrix tenuicornis* (tt\_29), einer Art mit entsprechender Lebensraumpräferenz, zeigte (s.u.).

**Tab. 21:** Landnutzungsklassen mit vergleichsweise hoher Bedeutung für die Verbreitung von Heuschreckenarten gemäß dem Verfahren der Vorwärtsselektion (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG, Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie AGL Ulm).

Rang	erklärende Variable	Bedingte Effekte			Einzeleffekte	Inflation factor
		LambdaA	P	F	Lambda1	VIF
Auswertung der Flächengröße der Nutzungsklassen, die von den Kreisen um Fundorte der Arten angeschnitten werden						
1	Nährstoffarmes Grünland (Festuco-Cynosuretum)	0.03	0.030	2.66	0.03	1.2049
2	Biwakierungsfläche Grünland <sup>1</sup>	0.02	0.068	1.94	0.02	1.0106
3	Forstliche Nutzung	0.02	0.072	1.97	0.02	1.0981
4	Militärisches Übungsgelände <sup>2</sup>	0.02	0.060	1.88	0.02	1.0201
5*	<i>Nadelholzaufforstung</i>	<i>0.01</i>	<i>0.180</i>	<i>1.08</i>	<i>0.01</i>	-
6	§32-Grünland (Schafweiden) <sup>3</sup>	0.01	0.402	0.86	0.02	1.2510
...						
17	Steinbruch	0.01	0.416	0.62	0.01	1.0079
Auswertung der Flächenanteil der Nutzungsklassen an den Kreisen um die Fundorte der Arten						
1	Militärisches Übungsgelände	0.15	0.002	14.76	0.15	1.0481
2	§32-Grünland (Schafweiden)	0.04	0.014	3.56	0.04	1.3244
3	Forstliche Nutzung	0.02	0.028	2.36	0.03	1.3654
4	Biwakierungsfläche Grünland	0.02	0.100	1.81	0.02	1.0215
5*	<i>Kürzlich rekultivierte Flächen</i>	<i>0.01</i>	<i>0.172</i>	<i>1.21</i>	<i>0.01</i>	-
6	Nährstoffarmes Grünland (Festuco-Cynosuretum)	0.01	0.200	1.32	0.02	1.2227
...						
11	Steinbruch	0.01	0.236	0.92	0.01	1.0122
Erläuterungen (mdl. Mitt. AGL Ulm 2006)						
<sup>1</sup> mesophiles, mit Hecken umstandenes Grünland mit dichter Grasnarbe (ca. 4-5 mal gemäht) mit Nutzung als Zeltplatz für die übende Truppe						
<sup>2</sup> durch Panzerfahrzeuge und militärische Übungen stark zerfahrene und zerschossene Bereiche geprägt durch großflächige offene Bodenstellen, z.T. ephemere Kleinstgewässer und uneinheitlicher Vegetationszusammensetzung						
<sup>3</sup> Zsf. der Biotoptypen ‚Magerrasen basenreicher Standorte‘, ‚Trockenrasen‘ und ‚Wacholheide‘						

\* Variable wurde im Modell nicht berücksichtigt

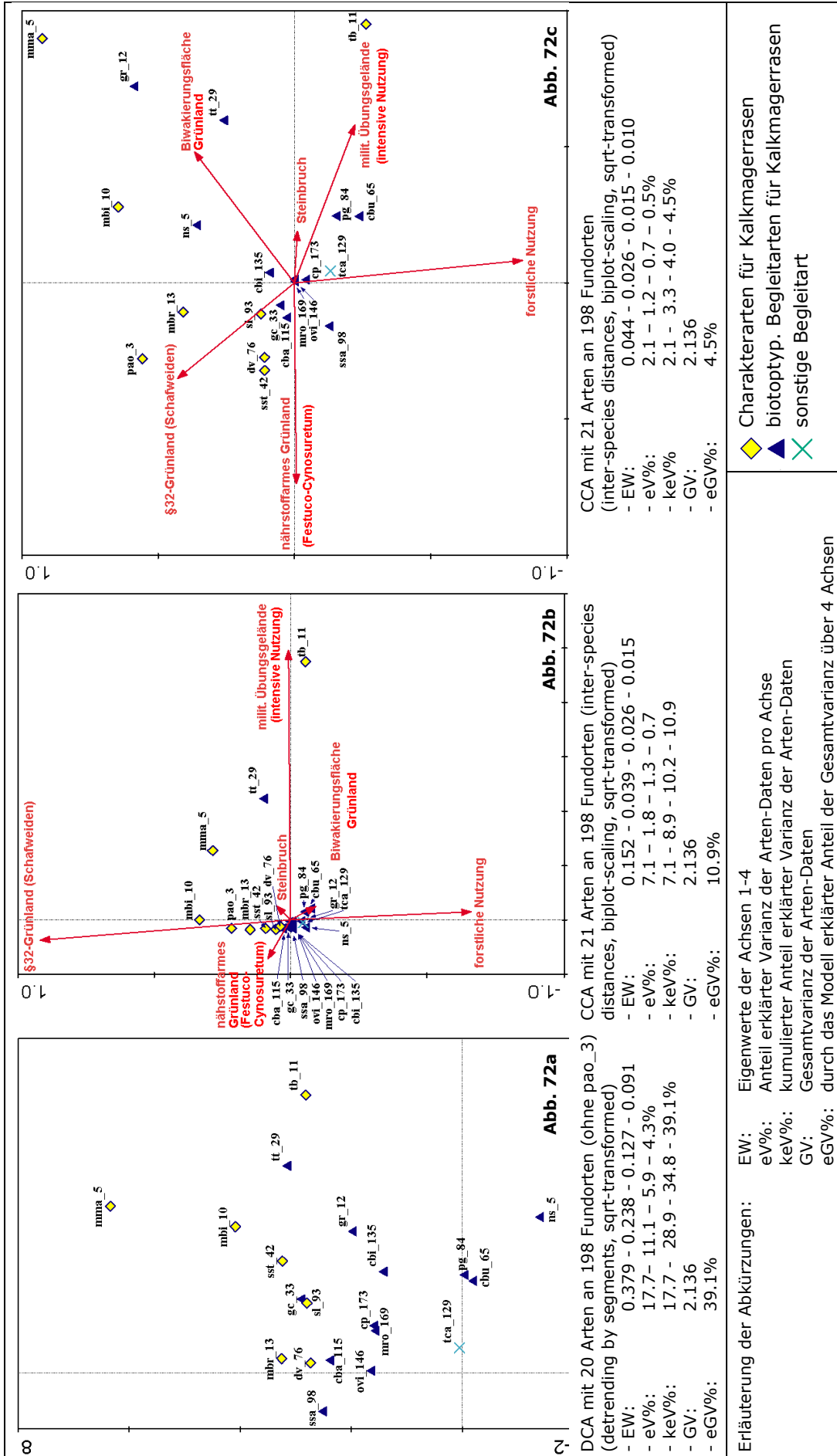
Bei Betrachtung der Auswertung der absoluten Flächengrößen erweist sich das nährstoffarme Grünland als einzige Variable mit einem P-Wert kleiner 0.05, womit sie signifikant auf dem 5%-Signifikanzniveau zur Erklärung des Modells beiträgt. Alle weiteren der relevantesten Variablen erreichen diesen Wert nicht. Weiter zeigt sich, dass das §32-Grünland die einzige der relevanteren Variablen ist, bei der der Einzeleffekt mit Lambda1 = 0.02 höher als der bedingte Effekt mit LambdaA = 0.01 ausfällt. Dies kann mit der im Vergleich zu den anderen Landnutzungen prinzipiell kleinen Flächengröße dieses relativ seltenen Nutzungstyps begründet werden. Dass diese Variable dennoch bei der univaria-

ten Auswertung einen vergleichsweise hohen Eigenwert erhält, ist als Hinweis auf ihre hohe Bedeutung trotz geringer absoluter Werte der Flächengröße zu betrachten.

Diese Vermutung unterstreicht die Auswertung der Flächenanteile der Nutzungsklassen an den Kreisen um die Fundorte der Arten. Hier rangiert das §32-Grünland auf Platz zwei hinter der Nutzungsklasse des militärischen Übungsgeländes. Bei der alleinigen Betrachtung des Umkreises mit 150m Radius - durch die Auswertung der Flächenanteile - erhöht sich damit die Bedeutung des §32-Grünlands zur Erklärung der Artenverbreitung. Die beiden genannten Variablen sowie die Klasse der forstlichen Nutzung können auf dem 5%-Niveau signifikant zum Erklärungsgehalt des Modells beitragen, da ihre P-Werte kleiner als 0.05 sind. Die bei beiden Auswertungen durchgehend nahe dem Wert eins liegenden VIF-Werte zeigen, dass so gut wie keine Multikolaritäten zwischen den Variablen auftreten, d.h. keine der Variablen durch Linearkombinationen der anderen ersetzt werden kann. Insgesamt sind beide Auswertungen jedoch im Hinblick auf die sehr geringen Werte der bedingten bzw. der Einzeleffekte sowie des F-Wertes als statistisch wenig aussagekräftig zu betrachten (vgl. Kap. 2.2.6). Doch wie bereits erläutert, werden Ordinationsverfahren in der Regel als explorative Methoden eingesetzt um Hinweise auf Zusammenhänge zu erhalten und durch die Darstellung in Ordinationsdiagrammen einen visuellen Eindruck multivariater Zusammenhänge zu erhalten, der auch bei wenig signifikanten Kennwerten Aufschluss über mögliche Einflussfaktoren der Artenverbreitung geben kann (vgl. RINK 2003: 132).

Abb. 72 zeigt die Ordinationsdiagramme der indirekten Korrespondenzanalyse (DCA) (Abb. 72a) und der kanonischen Korrespondenzanalysen (CCA) bei Auswertung der Flächenanteile der Nutzungsklassen in den Kreisen um die Fundorte (Abb. 72b), sowie der Auswertung der absoluten Flächengrößen der Nutzungsklassen an denen die Kreise um die Fundorte Anteil haben (Abb. 72c). Bei der indirekten Korrespondenzanalyse wurde die Art *Platycleis albopunctata* (pao\_3) nicht berücksichtigt, da sie aufgrund der geringen Anzahl von drei Vorkommen starke Ausreißertendenzen zeigte.

Die indirekte Korrespondenzanalyse (Abb. 72a) lässt eine klar getrennte Platzierung der Charakterarten für Kalkmagerrasen in der oberen Hälfte des Diagramms und der biotop-typischen Begleitarten bzw. der sonstigen Begleitart in der unteren Hälfte erkennen. Die kanonische Korrespondenzanalyse unter Verwendung der Flächenanteile der Nutzungsklassen (Abb. 72b) ergibt eine prinzipiell ähnliche Aufteilung der Charakter- und Begleitarten. Die Charakterarten zeigen eine deutliche und differenzierte Korrespondenz mit dem Flächenanteil an §32-Grünland, während der Großteil der biotop-typischen Begleitarten kaum Korrespondenzen mit den Variablen erkennen lässt und daher geklumpt im Zentrum des Diagramms angeordnet wird. Einige Ausnahmen sind erkennbar: Als Erklärung für die Platzierung von *Tetrix tenuicornis* (tt\_29) kann die Korrespondenz mit der Nutzungsklasse ‚Steinbruch‘ erklärt werden. Nach DETZEL (1998: 344) kommt die Art bevorzugt in schütter bewachsenen Gebieten vor, wobei Steinbrüche explizit und an erster Stelle genannt werden. Geringfügige jedoch plausible Korrespondenzen mit forstlicher Nutzung lassen *Nemobius sylvestris* (ns\_5), *Tettigonia cantans* (tca\_129) und *Gomphocerippus rufus* (gr\_12) erkennen. Insbesondere *Nemobius sylvestris* – die Waldgrille – gilt nach DETZEL (1998: 306) als typischer Bewohner des Falllaubs mit entsprechenden Habitaten in lichten Wäldern und an Waldrändern. *Tettigonia cantans* weist nach DETZEL (1998: 244) ein relativ breites Habitatspektrum auf, zu dem auch Waldränder gehören und *Gomphocerippus rufus* kommt mit hoher Stetigkeit in versaumenden Lebensräumen, Brachen und an Waldrändern vor (DETZEL 1998: 459). Die Anordnung von *Chorthippus brunneus* (cbu\_65) kann mit der Nutzungsklasse ‚militärisches Übungsgelände‘ in Verbindung gebracht werden. Dies sind für einen Truppenübungsplatz charakteristischen stark zerfahrenen und zerschossenen Bereiche mit teilweise großflächigen offenen Bodenstellen. DETZEL (1998: 494) nennt explizit „...bodenoffene Bereiche in Magerrasen (Trampelstellen, Gangeln, Läger)...“ als charakteristische Habitate der Art, die in Grünland mit geschlossener Narbe kaum anzutreffen ist. Zur Erklärung der ähnlichen Platzierung von *Pholidoptera griseoptera* (pg\_84) - die im Unterschied zu *Chorthippus brunneus* insbesondere in Wiesenbrachen, Staudenfluren, Sträucher, Feldhecken und auch im Wald anzutreffen ist (Detzel 1998: 282) – kann möglicherweise das Nebeneinander dieser Strukturen im militärischen Übungsgelände herangezogen werden.



**Abb. 72:** Ordinationsdiagramme von Korrespondenzanalysen für Heuschrecken im Bereich des Gutsbezirks Münsingen, Schwäbische Alb. Abb. 72a ist die indirekte Ordination der Arten-Daten, Abb. 72b und 72c stellen das Ergebnis indirekter Ordinationen unter Verwendung derselben Nutzungsklassen dar. Für Abb. 72b wurde der Flächenanteil am 150m-Umkreis um den Fundort verwendet und für Abb. 72c die gesamte Flächengröße der zusammenhängenden Nutzungseinheit, die vom Umkreis angeschnitten wird. Erläuterung der Namenskürzel s. Anhang VI, die Zahl hinter dem Kürzel bezeichnet die Anzahl ausgewerteter Fundorte (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG, Arbeitsgem. Landschaftsökologie AGL Ulm.).

Bei Betrachtung der Charakterarten in Abb. 72b lässt sich eine Aufreihung des überwiegenden Teils der Arten entlang des Variablenvektors des §32-Grünlands erkennen, sowie die deutlich davon abweichenden Positionen von *Myrmeleotettix maculatus* (mma\_5) und *Tetrix bipunctata* (tb\_11). Beide Arten lassen bereits bei der indirekten Korrespondenzanalyse – ohne erklärende Variablen – entsprechende Sonderstellungen erkennen (vgl. Abb. 72a). Für *Myrmeleotettix maculatus* ist die Anordnung im Bereich zwischen den Variablenvektoren des §32-Grünlands und des militärischen Übungsgeländes mit intensiver Nutzung plausibel, das sie nach DETZEL (1998: 463 ff.) eine deutliche Präferenz für trockene, vegetationsarme Standorte wie Trockenrasen zeigt. Gedüngte und insbesondere dichtwüchsige Flächen werden gemieden. Solche Standorte können sowohl in natürlicherweise lückigen Magerrasen an Extremstandorten, als auch in anthropogen gestörten Grünlandbereichen auftreten. Die Ausreißerposition in Abb. 72a kann zudem mit der Bevorzugung silikatischer Böden in Verbindung gebracht werden, was die Art von allen anderen analysierten Arten unterscheidet. Auf der Schwäbischen Alb kommt sie vorwiegend auf Dolomitsanden vor (DETZEL 1998: 464). Zudem ist die geringe Fallzahl anzuführen, die Ausreißerverhalten prinzipiell fördert. Die deutliche Korrespondenz von *Tetrix bipunctata* mit der Nutzungsklasse des militärischen Übungsgeländes steht in hohem Einklang mit ihrer Bindung an offene, sonnenbeschene, skelettreiche Bodenstellen (DETZEL 1998: 348), wie sie durch militärische Nutzung zuhauf entstehen. Außerhalb des Truppenübungsplatzes kommt die Art an natürlicherweise vegetationsarmen Standorten wie lückigen Mager- oder Pionierrasen vor.

Die Anordnung der weiteren Charakterarten für Kalkmagerrasen entlang des Variablenvektors des §32-Grünlands in Abb. 72b entspricht der engen Bindung der Arten an diesen Biotoptyp und kann daher insgesamt als plausibel bezeichnet werden. Bei Betrachtung der Auswertung der absoluten Flächengrößen (Abb. 72c) zeigt sich, dass die Charakterarten – mit Ausnahme von *Myrmeleotettix maculatus* (mma\_5) und *Tetrix bipunctata* (tb\_11) – mehrheitlich zwischen den Vektoren der Variablen des §32-Grünlands und des nährstoffarmen Grünlands angeordnet werden. Dies verdeutlicht – wie schon bei der Variablenselektion – den Einfluss der tendenziell größeren Flächen des nicht nach §32 geschützten nährstoffarmen Grünlands im Vergleich zu den qualitativ höherwertigen geschützten Biotopen. Abb. 72b kann daher als Auswertung des Nahbereichs innerhalb von 150m um den Fundort betrachtet werden, während Abb. 72c das weitere Umfeld miteinbezieht, indem die gesamte Flächengröße eines angeschnittenen Nutzungsfläche berücksichtigt wird. Bei Betrachtung der Charakterarten erscheinen beide Auswertungen plausibel, da Abb. 72b die Bevorzugung hochwertiger Kalkmagerrasen verdeutlicht, die in der Regel in ein Umfeld weniger wertvoller Grünlandbereiche eingebettet sind, die daher in Abb. 72c höheres Gewicht erhalten. Möglicherweise können auch Erhebungseffekte der gezielten Suche in den höherwertigen Magerrasen die deutliche Präferenz der §32-Biotope bei Auswertung der Flächenanteile beeinflussen. Die Charakterart *Tetrix bipunctata* (tb\_11) wird bei Auswertung der absoluten Flächengrößen in hoher Übereinstimmung mit der Auswertung der Flächenanteile dem militärischen Übungsgelände zugeordnet (s.o.). *Myrmeleotettix maculatus* (mma\_5) wird dagegen in beiden Auswertungen abweichend platziert, was die Unzuverlässigkeit der Auswertung von Arten mit geringen Stichprobenumfängen verdeutlicht.

Hinsichtlich der beiden im Gebiet nachgewiesenen ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (ZIA) für Kalkmagerrasen *Stenobothrus stigmaticus* (sst\_42) und *Stauroderus scalaris* (ssa\_98), kann für erstere eine plausible Bevorzugung des §32-Grünlands bei Auswertung der Flächenanteile im direkten Habitatumfeld (Abb. 72b) und eine Anordnung zwischen dieser Nutzung und dem nährstoffarmen Grünland bei Betrachtung der absoluten Flächengrößen, die das weitere Umfeld berücksichtigen, festgestellt werden (Abb. 72c). *Stauroderus scalaris* zeigt bei Auswertung der Flächenanteile keine deutliche Korrespondenz mit einer der Nutzungsklassen. Die Analyse der absoluten Flächengrößen ergibt eine Anordnung in der Nähe des nährstoffarmen Grünlands, jedoch keine Korrespondenz mit §32-Grünland. Hier kann die bereits in Kap. 3.2.2.1.2 diskutierte hohe Mobilität der Art, die zusammen mit einer geringen Populationsdichte der Männchen eine starke Abwanderung und zumindest vorübergehende Besiedlung auch pessimaler Habitate wie z.B. Böschungen, Wirtschaftsgrünland oder jungen Fichtenaufforstungen bewirkt (DETZEL 1998: 469), zur Erklärung herangezogen werden. Zudem wurde die Art im Rahmen verschiede-



ner Projekte gezielt untersucht und kann damit im Vergleich zu den anderen Arten überrepräsentiert sein (mdl. Mitt. P. Detzel 2003). Dies kann zu einer vergleichsweise hohen Zahl an Nachweisen – auch wandernder Individuen – außerhalb von Optimalhabitaten geführt haben.

### Diskussion

Für die Charakterarten der Kalkmagerrasen kann eine relativ hohe Übereinstimmung der Anordnung sowohl in der indirekten Korrespondenzanalyse als auch unter Einbezug der erklärenden Variablen in den kanonischen Korrespondenzanalysen festgestellt werden. Nach RINK (2003: 132) kann die Übereinstimmung der Muster der Ordinationsdiagramme als ein Hinweis auf eine gute Erklärung der Varianz der Artendaten durch die verwendeten Variablen betrachtet werden. Für die biotoptypischen Begleitarten treten größere Abweichungen in den Anordnungen auf, weswegen für diese Arten ein geringerer Erklärungsgehalt anzunehmen ist. Insgesamt ergeben sich geringe Gütemaße der Auswertungen, wobei die Verwendung der Flächenanteile der Nutzungsklassen mit einem erklärten Anteil der Gesamtvarianz in den Artendaten mit 10,9% das deutlich bessere Ergebnis darstellt, als die Auswertung der absoluten Flächengrößen mit einem Erklärungsanteil von nur 4,5%. Damit scheint die bei Auswertung der Flächenanteile erfolgte Zweiteilung des Großteils der Arten, in solche mit Korrespondenz mit dem §32-Grünland und der Konzentration des Rests in das Zentrum des Diagramms mit geringen Korrespondenzen, die plausiblere Auswertung darzustellen. Für eine weitere Auftrennung der biotoptypischen Begleitarten scheinen zusätzliche Variablen, welche Habitatfaktoren wie Vegetationsstruktur, standörtliche Bedingungen, Feuchte- und Temperaturverhältnisse u.a.m. beinhalten, essentiell zu sein. Die deutlichere Auftrennung der biotoptypischen Begleitarten bei Auswertung der absoluten Flächengrößen erscheint vor dem Hintergrund des sehr geringen Erklärungsanteils von 4,5% als wenig zuverlässig.

Die hohe Übereinstimmung der Anordnung der Charakterarten für Kalkmagerrasen bei allen drei Auswertungen legt den Schluss nahe, dass mit einem hohen Anteil von §32-Grünland im Bereich bis 150m Distanz um die Fundorte und des Vorkommens von nährstoffarmem Grünland im weiteren Umfeld, relevante Variablen zur Erklärung der Verbreitung gefunden werden konnten. Damit können als charakteristisches (Ziel-)Artenkollektiv im Bereich des Gutsbezirks Münsingen für Magerrasen, die den Erfassungskriterien der §32-Kartierung entsprechen, und für nährstoffarmes Grünland, die im oberen Teil der Tab. 22 aufgeführten Arten - aus dem Pool der analysierten Arten - genannt werden.

**Tab. 22:** Charakteristisches Artenkollektiv der Heuschrecken für Magerrasen im Bereich des Gutsbezirks Münsingen. Zusätzlich angegeben sind die nicht berücksichtigten Zielarten, die zugleich Charakterarten für Kalkmagerrasen sind (Daten: Heuschrecken-DB GÖG).

Art	Kürzel	ZAK-Kategorie
1. Charakteristisches Artenkollektiv gemäß der vorgestellten Analysen des Gutsbezirks Münsingen		
<i>Platycleis albopunctata</i>	(pao_3)	Naturraumart
<i>Metrioptera brachyptera</i>	(mbr_10)	-
<i>Stauroderus stigmaticus</i>	(sst_42),	Landesart Gruppe B, ZIA für Kalkmagerrasen
<i>Stenobothrus lineatus</i>	(sl_93)	Naturraumart
<i>Decticus verrucivorus</i>	(dv_76)	Landesart Gruppe B
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	(mma_5)	Naturraumart (bevorzugt silikat. Magerrasen)
2. Ziel- und gleichzeitig Charakterarten, für die keine Fundorte im Gutsbezirk Münsingen vorlagen		
<i>Arcyptera fusca</i>		Landesart Gruppe A
<i>Oedipoda germanica</i>		Landesart Gruppe A
<i>Podisma pedestris</i>		Landesart Gruppe A
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>		Landesart Gruppe A
<i>Omocestus haemorrhoidales</i>		Landesart Gruppe B
<i>Psophus stridulus</i>		Landesart Gruppe B
<i>Chorthippus mollis</i>		Naturraumart
<i>Oedipoda caerulaescens</i>		Naturraumart

Um die Interpretation zu erleichtern werden im unteren Teil der Tabelle zudem die Zielarten aufgelistet, die ebenfalls als Charakterarten für Kalkmagerrasen eingestuft wurden, aber im untersuchten Gebiet keine Fundorte aufwiesen, sodass für diese Arten keine Aussage erfolgen kann.

Die zweite im untersuchten Gebiet vorkommende ZIA für Kalkmagerrasen *Stauroderus scalaris* (ssa\_98) zeigt keine vergleichbar deutliche Korrespondenz wie die in Tab. 22 dargestellten Arten. Dies wird auf die hohe Mobilität der Männchen, das damit verbundene zeitweise Auftreten außerhalb von Optimalhabitaten und die überdurchschnittliche Bearbeitungsintensität dieser Art zurück geführt (s.o.). Da der Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ über die Biotoptypen abgebildet wurde, die auch in der Nutzungsklasse §32-Grünland der verwendeten Kartierung zusammengefasst wurden, kann gefolgert werden, dass die in Tab. 22 unter 1. aufgelisteten Arten als charakteristisches (Ziel-)Artenkollektiv dieses Anspruchstyp betrachtet werden können.

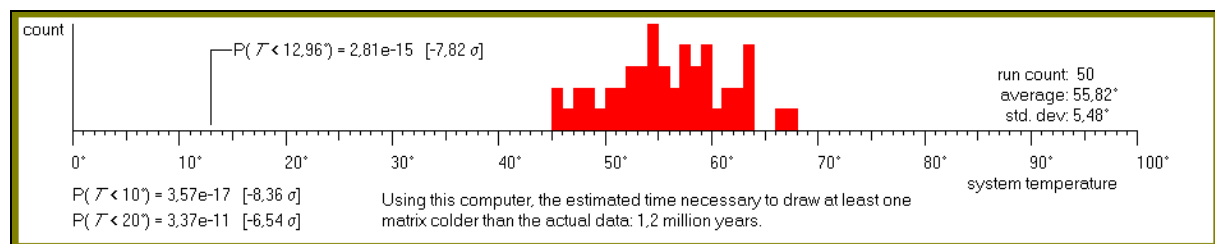
### 3.2.6 Analyse geschachtelter Artengemeinschaften („nestedness“)

Wie in Kap. 2.2.7 erläutert, werden Artengemeinschaften dann als ‚geschachtelt‘ bezeichnet, wenn ein regelhaftes Muster erkennbar ist, in dem die artenärmeren Gemeinschaften mehr oder weniger vollständige Teilmengen der artenreicheren Zönosen darstellen. Ist dies der Fall, werden von verschiedenen Autoren weitergehende Analysen zur Hypothesenformulierung im Hinblick auf dominierende Habitatfaktoren, die Analyse von ‚Ausreißer‘-Arten und -Gebieten, eine Einschätzung der Gefährdung von Arten im jeweiligen Gebiet und die Ableitung von Schutzprioritäten vorgeschlagen.

Diese Analysen wurden anhand der Erhebungen der Tagfalter und Widderchen in 30 Untersuchungsgebieten auf der östlichen Schwäbischen Alb von WAGNER (2002) durchgeführt. Analysiert wurden die neun dort nachgewiesenen Charakterarten für Kalkmagerrasen. Als erklärende Habitatfaktoren wurden die Kennwerte des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ herangezogen, die zur Auswahl der Vorranggebiete im Rahmen der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen verwendet wurden: Die Anspruchstypfläche der Habitatpotenzialflächen (Indikator ‚Flächengröße‘) und die Verbindungsfläche der mit einem Distanzwert von 500m erzeugten ‚potenziellen Verbundräume‘ (Indikator ‚Biotopverbund‘) (vgl. Kap. 2.1.3.4). Es wurde die Auswahl der Charakterarten analysiert, da für diese die Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ in hohem Maße relevante und vorrangige Habitate darstellen. Ergänzt wurde die biotoptypische Begleitart *Hipparchia semele*, da diese als eine der beiden im Gebiet nachgewiesenen Landesarten Gruppe A und ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (ZIA) von besonderem naturschutzfachlichem Interesse ist.

Abb. 74a zeigt die ‚maximal gepackte Matrix‘ (vgl. Kap. 2.2.7) der Präsenz-/Absenzdaten der zehn analysierten Arten in den 30 Untersuchungsgebieten von WAGNER (2002) als Ergebnisgrafik der Anwendung des ‚Nestedness Temperature Calculator‘ (ATMAR & PATTERSON 1993). Die gekrümmte Diagonale („line of perfect order“) markiert die Grenze zwischen dem gefüllten und dem leeren Teil der Matrix für den Idealfall, dass diese Matrix aus zehn Arten und 30 Gebieten eine vollständige Schachtelung aufweisen würde. Erkennbar sind somit für den Realfall der analysierten Matrix die Abweichungen durch Absenzen von Arten („Lücken“) im gefüllten Teil (links der Linie) und Präsenzen („Ausreißer“) im leeren Teil der Matrix (rechts der Linie). Es treten immer gleich viele ‚Lücken‘ wie ‚Ausreißer‘ auf. Die Diagonale ist für Matrixfüllungen unter 50% konkav gekrümmt (die Füllung beträgt hier 41,3%), für Füllungen über 50% konkav gebauht und für eine Füllung von exakt 50% eine Gerade (ATMAR & PATTERSON 1993: 376 f.).

Die analysierte Matrix weist bei einem theoretisch möglichen Wertebereich von 0-100° (vgl. Kap. 2.2.7) eine ‚Temperatur‘ von 12,96° auf. Da dieser Wert neben der Anzahl der ‚Lücken‘ bzw. ‚Ausreißer‘ auch durch die Größe (Anzahl der Spalten und Zeilen), Form (eher quadratisch oder rechteckig) und der Füllung der Matrix beeinflusst wird, kann daraus noch keine eindeutige Bewertung der Schachtelung abgeleitet werden (vgl. PATTERSON & ATMAR 2000: 13). Der ‚Nestedness Temperature Calculator‘ erzeugt zusätzlich über ein Monte-Carlo-Verfahren zufällige Anordnungen der eingegebenen Matrix (Null-Modelle). Dadurch wird ermittelt, mit welcher Wahrscheinlichkeit die beobachtete Anordnung durch eine zufällig generierte Anordnung erzeugt werden kann. Das Ergebnis dieses Signifikanztests ist in Abb. 73 dargestellt.



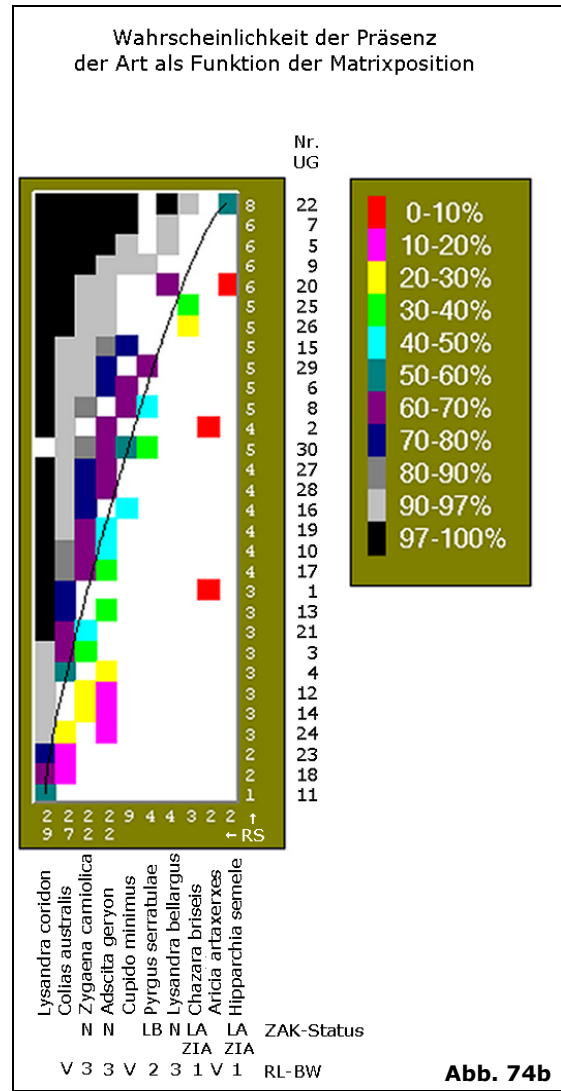
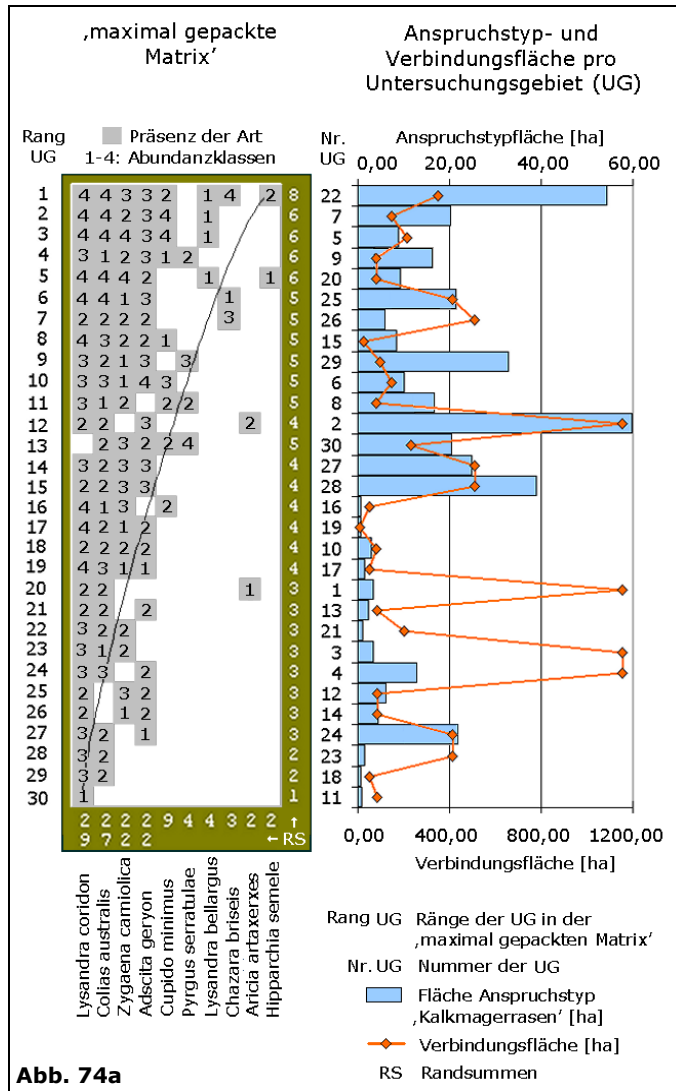
**Abb. 73:** Signifikanztest der durchgeführten Schachtelungsanalyse. Tests auf Normalverteilung des Histogramms: Kolmogorov-Smirnov-Test: 0.200, Shapiro-Wilks: 0.885.

Das Ergebnis ist gemäß PATTERSON & ATMAR (2000: 13 f.) so zu interpretieren, dass bei einer Erzeugung von 50 zufällig generierten Anordnungen der eingegebene Präsenz-/Absenzdaten ein Mittelwert der ‚Temperatur‘ von  $55,82^\circ$  bei einer Standardabweichung von  $5,48^\circ$  resultiert (s. rechter Teil der Abb. 73). Die erzeugte Häufigkeitsverteilung kann als normalverteilt betrachtet werden, da sowohl der Test nach Kolmogorov-Smirnov als auch der nach Shapiro-Wilks Signifikanzwerte von  $p > 0.05$  ergeben (BÜHL & ZÖFEL 2005: 229). Dies wiederum erlaubt die Aussage, dass die Wahrscheinlichkeit, eine Anordnung mit der beobachteten ‚Temperatur‘ von  $12,96^\circ$  durch zufälliges Anordnen zu erhalten, etwa  $10^{-15}$  beträgt (vgl. linker Teil der Abb. 73, bei der Interpretation wird nur die durch den Exponent vermittelte Größenordnung berücksichtigt). Die Wahrscheinlichkeiten durch zufälliges Anordnen der Präsenzen in der eingegebene Matrix ‚Temperaturen‘ von kleiner  $10^\circ$  bzw. kleiner  $20^\circ$  zu erhalten betragen etwa  $10^{-17}$  bzw.  $10^{-11}$ . Es kann daher zusammengefasst werden, dass die deutliche Abweichung der beobachteten ‚Temperatur‘ von  $12,96^\circ$  von der ‚Durchschnittstemperatur‘ zufälliger Anordnungen der Matrix von  $55,82^\circ$  zusammen mit der äußerst geringen Wahrscheinlichkeit, die beobachtete Anordnung der Präsenzen zufällig erzeugen zu können, zeigen, dass die in in Abb. 74 dargestellte Anordnung der Arten in der ‚maximal gepackten Matrix‘ als signifikant geschachtelt bezeichnet werden kann. Dies entspricht auch dem visuellen Eindruck, da relativ wenige ‚Lücken‘ bzw. ‚Ausreißer‘ auftreten. Nach PATTERSON & ATMAR (2000: 11) treten vollständig geschachtelte Artengemeinschaften nur sehr selten auf.

Folgt man der von PATTERSON & ATMAR (1986, 2000) und ATMAR & PATTERSON (1993) postulierten Interpretationslogik, kann nun angenommen werden, dass ein dominierender Habitatfaktor in hohem Maße die Zusammensetzung der Artengemeinschaften steuert. Die Rangfolge der Untersuchungsgebiete in der ‚maximal gepackten Matrix‘ (‚Rang UG‘) wird von oben nach unten als abnehmende Habitateignung der Gebiete für die analysierten Arten betrachtet. Die Reihung der Arten wird von links nach rechts als abnehmende Breite der ökologischen Nische interpretiert. Pro Art werden die Vorkommen nahe an der ‚line of perfect order‘ oder sogar darunter als die am stärksten gefährdeten Populationen interpretiert (s.u.).

Um sich einer Prüfung dieser Hypothesen anzunähern, wurden zunächst die von WAGNER (2002) erhobenen Abundanzklassen in Abb. 74a ergänzt. Für die häufiger verbreiteten Arten *Lysandra coridon*, *Colias australis*, *Zygaena carniolica*, *Adscita geryon* und für *Cupido minimus* kann eine Tendenz des Auftretens der höheren Abundanzen in den Untersuchungsgebieten mit hohen Rängen festgestellt werden. Insbesondere die Vorkommen pro Art unterhalb der ‚line of perfect order‘ weisen, verglichen mit den Abundanzen in den höchstrangigen Gebieten, geringe Werte auf. Bei den gering verbreiteten Arten kann eine entsprechende Tendenz für *Hipparchia semele* und teilweise für *Chazara briseis* festgestellt werden. Letztere weist ihre höchste Abundanz im ranghöchsten Gebiet auf (Nr. 22), jedoch tritt ihre zweithöchste Abundanz – entgegen der postulierten Regel – in einem Gebiet etwas geringeren Ranges (Nr. 26, Rang 7) als dasjenige mit der niedrigsten Abundanz (Nr. 25, Rang 6) auf. *Lysandra bellargus* ist in allen Vorkommen mit gleicher Abundanz vertreten. Die Abundanzen von *Aricia artaxerxes* und *Pyrgus serratulae* stehen nicht im Einklang mit der Rangfolge der Untersuchungsgebiete (s.u.).

Als nächster Schritt wurden als möglicher dominierende Habitatfaktoren zur Erklärung der geschachtelten Artenzusammensetzung der Kennwert des Indikators ‚Flächengröße‘, die Größe des Anspruchstyps Kalkmagerrasen pro Untersuchungsgebiet, dargestellt und analysiert. Die Rangkorrelation nach Spearman-Rho der Ränge der Untersuchungsgebiete mit der Rangfolge der Anspruchstypfläche pro Untersuchungsgebiet ergab einen Wert von  $R_s = 0,563^{**}$ . Dieser Wert ist nach BÜHL & ZÖFEL (2005: 249) als ‚mittlere Korrelation‘ zu bezeichnen. Zur weiteren Analyse wurde die Größe der Verbindungsfläche des Verbundraums in dem das Untersuchungsgebiet liegt ergänzt. Die visuelle Interpretation beider Kennwerte zeigt, dass die Untersuchungsgebiete mit hohen Werten der Anspruchstypfläche vorwiegend in der oberen Hälfte der Ränge der Untersuchungsgebiete in der ‚maximal gepackten Matrix‘ zu finden sind. Das Gebiet mit dem höchsten Rang und gleichzeitig das artenreichste Untersuchungsgebiet, das zudem als einziges die beiden Landesarten Gruppe A und ZIA für Kalkmagerrasen *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* gemeinsam enthält, weist die zweitgrößte Anspruchstypfläche auf. Hierbei handelt es sich um Kalkmagerrasen im Bereich des Naturschutzgebiets ‚Eselsburger Tal‘ (vgl. Abb. 75).



**Abundanzen nach WAGNER (2002)**

- 1 ein Individuum (I.)
- 2 rel. geringe Besiedelungsdichte (2-5 I.)
- 3 durchschnittliche Dichte (6-14 I.)
- 4 überdurchschnittliche Dichte (>= 15 I.)

**ZAK-Status**

- LA Landesart Gruppe A
- LB Landesart Gruppe B
- N Naturraumart
- ZIA ‚Zielorientierte Indikatorart‘ für Kalkmagerrasen

**RL-BW: Rote Liste Ba.-Wü.**

- 1 vom Aussterben bedroht
- 2 stark gefährdet
- 3 gefährdet
- V Vorwarnliste

**Kennwerte:** ‚Temperatur‘: 12,96°, Füllung der Matrix: 41,3%, Korrelation der Ränge der Untersuchungsgebiete gemäß Schachtelungsanalyse und der Ränge der Anspruchstypfläche:  $R_s = 0.563^{**}$

**Abb. 74:** Ergebnisgrafiken der Schachtelungsanalysen der Charakterarten von Tagfaltern und Widderchen der Erhebungen von WAGNER (2002). Abb. 74a zeigt die Anordnung der Präsenz-/Absenzdaten der 10 analysierten Arten in einer ‚maximal gepackten Matrix‘ nach ATMAR & PATTERSON (1993) ergänzt mit den Abundanzenerhebungen nach WAGNER (2002). Ebenfalls dargestellt sind die Größen der Anspruchstyp- und der Verbindungsfläche pro Untersuchungsgebiet. Abb. 74b zeigt dieselbe Matrix in einer Darstellung, die nach PATTERSON & ATMAR (2000) als Stabilität der Population im jeweiligen Untersuchungsgebiet interpretiert wird. Erläuterung s. Text. (Daten: WAGNER 2002, Software: ‚Nestedness Temperature Calculator‘ nach ATMAR & PATTERSON 1993).

Zur größten Kalkmagerrasenfläche, im Bereich des Untersuchungsgebiets Nr. 2 (Rang 12), ist anzumerken, dass es sich dabei um eine der wenigen Flächen im Bereich der Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) handelt, die über die Waldbiotopkartierung erfasst wurden. Diese Kartierung erfolgte in einem kleineren Maßstab (1:10.000) als die Biotopkartierung des Offenlandes (1:5.000). Dies kann zu tendenziell größeren Flächenabgrenzungen der Waldbiotope führen.

Bei Betrachtung der ZIA *Chazara briseis* ist weiter festzustellen, dass das Gebiet Nr. 26 (Rang 7), welches die zweithöchste Abundanz aufweist, zwar eine relativ kleine Anspruchstypfläche, jedoch eine vergleichsweise große Verbindungsfläche aufweist. Dies weist auf eine hohe Vernetzung dieser Fläche mit anderen Kalkmagerrasenflächen innerhalb der Distanz von 500m hin. Das kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass die Population in dieser suboptimalen kleinen Fläche von häufiger Immigration profitiert oder sogar darauf angewiesen ist (*'sink'*-Population, vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Als mögliche *'source'*-Population kommt das ca. 900m entfernt gelegene Gebiet Nr. 22 (vgl. Abb. 75) mit überdurchschnittlicher Abundanz in Betracht. Die beiden Einzelvorkommen von *Chazara briseis* (Gebiet Nr. 25) und *Hipparchia semele* (Gebiet Nr. 20) sind möglicherweise auf dispergierende Individuen aus den *'source'*-Populationen des Gebiets Nr. 22 zurück zu führen. Es befindet sich in einer durchaus bewältigbaren Distanz von ca. 1,5 bzw 2,5 km Luftlinie zu den Gebieten Nr. 20 bzw. 25, jedoch können durch dazwischen gelegene Trittstein-Kalkmagerrasen die Flugdistanzen reduziert werden (vgl. Abb. 75).

Bezüglich der beiden Vorkommen der Art *Aricia artaxerxes* ist anzumerken, dass beide Untersuchungsgebiete (Nr. 1 und 2) im selben, sehr großen Verbundraum gelegen sind (vgl. Abb. 75). Dies steht im Einklang mit der Experteneinschätzung im Projektteam, wonach diese Art als charakteristisch für – auch kleinräumige – Habitats, die jedoch eine hohe Vernetzung aufweisen, betrachtet werden kann. EBERT (1991b: 346) bezeichnet entsprechend, neben Magerrasen und Wacholderheiden auch Saumgesellschaften am Rand von Trockenhängen oder entlang von Feldwegen, als typische Lebensräume dieser Art. Die Landesart Gruppe B *Pyrgus serratulae*, kommt nach Experteneinschätzung im Projektteam vorrangig in größeren zusammenhängenden Kalkmagerrasenflächen vor. Die vier Gebiete mit Vorkommen der Art weisen in Übereinstimmung mit dieser Einschätzung vergleichsweise hohe Werte der Anspruchstypfläche auf. Die beiden Gebiete mit den höchsten Abundanz Nr. 29 und 30 verfügen auch über die höchsten Werte der Anspruchstypfläche, während diese in den beiden Gebieten Nr. 8 und 9, mit den geringeren Abundanz, ebenfalls geringer ausfällt.

Abb. 74b zeigt das Ergebnis einer weiteren Analysefunktion des *'Nestedness Temperature Calculator'*. Die Farben symbolisieren die Wahrscheinlichkeit, mit der die Matrixzellen als Funktion ihrer Position in der Matrix eine Präsenz einer Art aufweisen. Die Werte betragen entlang der *'line of perfect order'* 50% und nehmen nach links oben bis 100% kontinuierlich zu bzw. nach rechts unten bis 0% ab. Nach PATTERSON & ATMAR (2000: 16) kann das Diagramm als Einschätzung der Stabilität der Populationen pro Art in den jeweiligen Gebieten interpretiert werden. Pro Art ist demnach jeweils die Population am stärksten gefährdet, die im untersten bzw. rangniedrigsten Untersuchungsgebiet vorkommt. Allgemeiner formuliert, sind die Populationen an oder unterhalb der *'line of perfect order'* nahe an der Grenze ihrer Überlebensfähigkeit (Atmar & Patterson 1993: 376). Mit Ausnahme von *Chazara briseis*, *Pyrgus serratulae* und *Lysandra coridon* kann in der Tat für alle Arten eine Tendenz zu geringen Abundanz in den jeweils rangniedrigsten Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Nach PATTERSON & ATMAR (2000) wären dies die Populationen, die bei einer weiteren Verschlechterung des dominierenden Habitatfaktors als erste erlöschen würden. Da die Korrelation der Rangfolge der Untersuchungsgebiete mit der Flächengröße der Kalkmagerrasen eine mittlere Korrelation ergab, ist ein deutlicher Einfluss der Flächengröße anzunehmen, jedoch eine monokausale Erklärung der Artenzusammensetzung bzw. der weiteren Gefährdung allein über die Flächengröße abzulehnen. Ein positiver Einfluss der Verbundsituation kann, wie bereits diskutiert, für einzelne Populationen angenommen werden. Insbesondere die beiden Ausreißer-Vorkommen von *Aricia artaxerxes* scheinen in keiner Weise mit der Flächengröße der Kalkmagerrasen, sondern vielmehr mit einer gut ausgeprägten Verbundsituation kleinerer Flächen zusammen zu hängen.

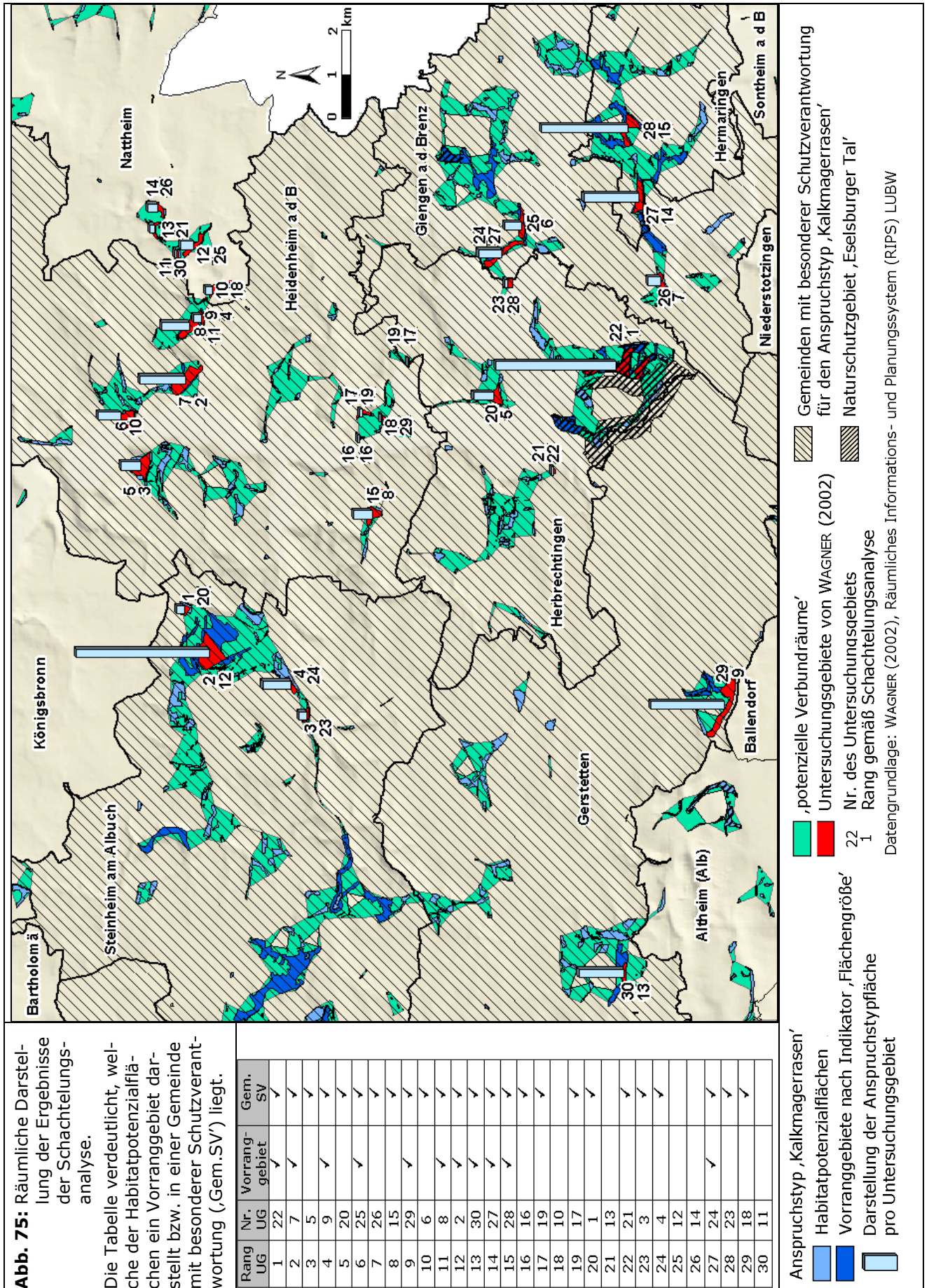
Bei vergleichender Betrachtung der Reihung der Arten und des ZAK- und Rote-Liste Status in Abb. 74b zeigt sich eine Bestätigung der naturschutzfachlichen Einstufungen durch das Ergebnis der Schachtelungsanalysen. Dies wird verdeutlicht, wenn die Art *Aricia artaxerxes* nicht berücksichtigt wird, da ihre Verbreitung offensichtlich nicht durch die Flächengröße der Kalkmagerrasen beeinflusst wird, und zudem die allesamt nur über Einzelfunde nachgewiesene Art *Lysandra bellargus* ausgeklammert wird. Die Position am rechten Rand der Matrix kennzeichnet dann in dieser Reihenfolge *Hipparchia semele*, *Chazara*

*briseis* und *Pyrgus serratulae* als die am stärksten gefährdete Arten des analysierten Kollektivs. Die stabilsten Populationen von *Hipparchia semele* und *Chazara briseis* sollten entsprechend der Matrixposition in Untersuchungsgebiet Nr. 22 bestehen. Dies kann durch die Überlagerung der von WAGNER (2002) erhobenen Abundanzen bestätigt werden. Zudem ist anzumerken, dass sich die Untersuchungsfläche im Naturschutzgebiet ‚Eselsburger Tal‘ befindet. Alle weiteren Vorkommen der beiden Arten wären aufgrund ihrer Matrixposition als gefährdet zu betrachten. Für *Pyrgus serratulae* kann keine vergleichbare Bestätigung der Einschätzung der Populationsgefährdung durch die Überlagerung der Abundanzen erreicht werden. Selbst die Population mit den höchsten Abundanzen in Gebiet Nr. 30 wird durch die Matrixposition als gefährdet eingestuft. Als weitere gefährdete Populationen gemäß Position in der Matrix wären die von *Adscita geryon* in den Gebieten 17, 13, 4, 12, 14 und 24, von *Zygaena carniolica* in den Gebieten 3, 12 und 14 sowie die von *Colias australis* in den Untersuchungsgebieten 24, 23 und 18 zu betrachten.

Wie in Kap. 2.2.7 erläutert werden Analysen geschachtelter Artengemeinschaften als explorative Methode für die Erkennung regelhafter Muster von Zönosen und zur Formulierung von Hypothesen eingesetzt. Die Hypothesenprüfung hat dann mit anderen Methoden wie bspw. Freilandarbeit und/oder schließender Statistik zu erfolgen. Zudem ist anzumerken, dass Schachtelungsanalysen nicht unumstritten sind. Die Kritik bezieht sich auf die ausschließliche Interpretation von Präsenz-/Absenzdaten, aus denen nur bedingt auf die Habitatsignatur geschlossen werden kann (z.B. BALMER 2002). Es wird weiter kritisiert, dass der Effekt des ‚passive sampling‘ bei der Erzeugung der Null-Modelle durch den ‚Nestness Temperature Calculator‘ nur unzureichend berücksichtigt wird (FISCHER & LINDENMAYER (2002)). Wie in Kap. 2.2.7 erläutert, beschreibt der Effekt das stochastische Prinzip, dass seltene Arten – unabhängig von ökologischen Einflussfaktoren – auf großen Untersuchungsflächen immer mit höherer Wahrscheinlichkeit angetroffen werden können, als auf kleineren Flächen. Nach FISCHER & LINDENMAYER (2002: 196 f.) basiert die Erzeugung der Null-Modelle durch den ‚Nestness Temperature Calculator‘ auf der Annahme einer identischen Wahrscheinlichkeit des Vorkommens aller Arten in allen Gebieten der eingegebenen Matrix. Die Autoren führen aus, dass diese Annahme nicht der Realität der sehr unterschiedlich ausgeprägten Häufigkeit von Arten entspricht und daher das von ATMAR & PATTERSON (1993) entwickelte Programm zur Überschätzung der Signifikanz von geschachtelten Artengemeinschaften tendiert.

Abb. 75 zeigt eine räumliche Übersicht der 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) im Bereich der östlichen Schwäbischen Alb (zur Einordnung s. Abb. 20 auf Seite 76). Ergänzt sind die Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘, die ‚potenziellen Verbundräume‘, erzeugt mit einem Distanzwert von 500m wie sie für den Indikator ‚Biotopverbund‘ verwendet wurden, sowie als Schraffur überlagert die Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung für Kalkmagerrasen.

Es zeigt sich – verdeutlicht durch die Tabelle –, dass mit Ausnahme des Gebiets Nr. 24 alle Vorranggebiete aus landesweiter Sicht nach Indikator ‚Flächengröße‘, in Untersuchungsgebieten liegen (bzw. daran Anteil haben), die durch die Schachtelungsanalyse der oberen Hälfte der Ränge zugeordnet wurden. Vorranggebiete nach Indikator ‚Biotopverbund‘ treten im dargestellten Raumausschnitt nicht auf. Zudem zeigt sich, dass alle Untersuchungsgebiete bis auf die Nummern 10, 11, 12, 13 und 14 in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung liegen. Dies erscheint plausibel, da die genannten fünf Gebiete aufgrund ihres relativ geringen Arteninventars an Charakterarten für Kalkmagerrasen durchweg sehr niedrige bis niedrige Ränge bei der Schachtelungsanalyse erzielt haben (vgl. Abb. 74). Es wird aber auch deutlich, dass einzelne Gebiete mit vergleichsweise hoher Artenvielfalt an Charakterarten, wie Nr. 5, 20, 26 oder 15 nicht als Vorranggebiete aus landesweiter Sicht über den Indikator ‚Flächengröße‘ (bzw. auch nicht über den Indikator ‚Biotopverbund‘) ausgewiesen wurden. Wie bereits im Zusammenhang der Verbreitung von *Chazara briseis* diskutiert wurde, weist das Gebiet Nr. 26 jedoch einen hohen Wert der Verbindungsfläche auf. Möglicherweise kann hier das Angebot weiterer Flächen innerhalb einer Distanz von 500m die geringe Flächengröße ausgleichen.





### **Diskussion**

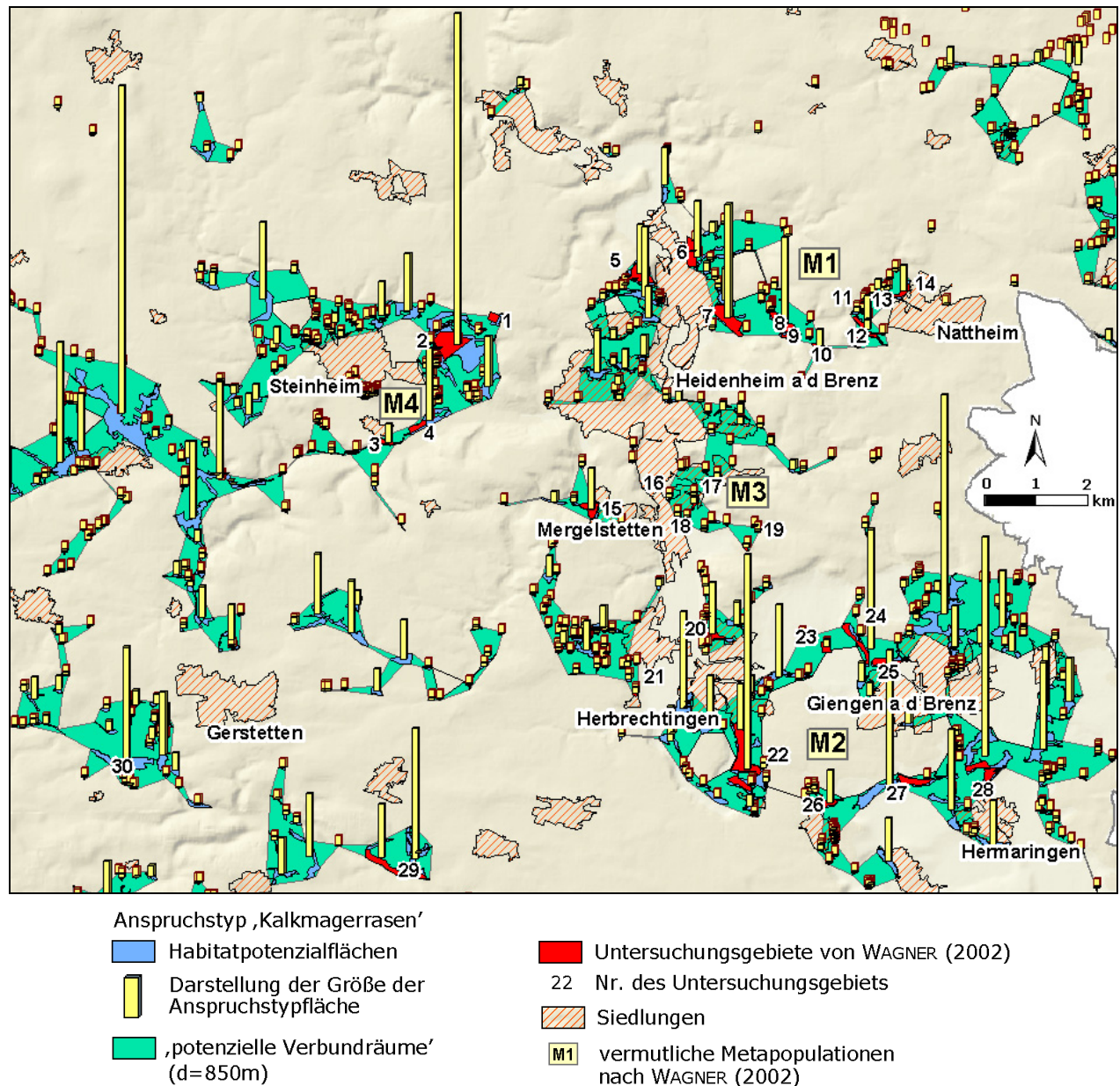
Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Analyse der Charakterarten für Kalkmagerrasen ergänzt um *Hipparchia semele* hinsichtlich der geschachtelten Zusammensetzung der Artengemeinschaften, eine erkennbare Beeinflussung durch die Größe der Habitatpotenzialflächen aufzeigt. Für einzelne Populationen kann ein ergänzender positiver Einfluss durch starke Vernetzung der Habitate angenommen werden. In Kombination mit einer räumlichen Darstellung der Untersuchungsgebiete lassen sich Vermutungen über ‚source-/sink‘-Populationen anstellen. Die Reihung der Untersuchungsgebiete nach Habitateignung für die analysierten Arten in der ‚maximal gepackten Matrix‘ kann – anhand der Analyse der Abundanzen – für die meisten Arten als in groben Zügen plausibel betrachtet werden. Ebenso gibt die Reihung der Arten in der ‚maximal gepackten Matrix‘ – abgesehen von zwei erklärbaren Ausnahmen – deren naturschutzfachliche Einstufung wieder. Damit könnte die Einschätzung der Gefährdung der Populationen durch das Verfahren der Schachtelungsanalyse zumindest als Hinweis auf die Priorisierung von Untersuchungen im Gelände verwendet werden. Hinsichtlich der in Kap. 3.2.4 analysierten Schirmfunktion der ZIA *Chazara briseis* und *Hipparchia semele* verdeutlicht die ‚maximal gepackte Matrix‘ das ausschließliche Vorkommen der beiden Arten in vergleichsweise artenreichen Gebieten.

Die prinzipielle Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten für den Artenschutz wird bestätigt. Es wird jedoch auch aufgezeigt, dass durchaus auch in kleineren Habitaten, die – zumindest mit der durchgeführten Methode der Verbundanalyse – keine starke Vernetzung erkennen lassen, eine hohe Artenvielfalt bestehen kann. Dies wird auf die außergewöhnliche Qualität dieser Habitate durch bspw. besonders geeignete Vegetationsausstattung (großes Angebot an Nahrungspflanzen) und –struktur (z.B. Lückigkeit), angepasste Nutzungen wie Mahd zum richtigen Zeitpunkt sowie standörtliche Bedingungen (z.B. heiße Standorte durch Felsen und Geröll) oder wärmebünstige Süd-Exposition zurück geführt. Diese Habitatfaktoren konnten anhand der im Projekt ausgewerteten landesweiten GIS-Daten nicht näher berücksichtigt werden.

### **Exkurs zur räumlichen Abbildung möglicher Metapopulationsräume**

Wie in Kap. 2.1.3.4.4 erläutert ist der Distanzwert von 500m zur Erzeugung der ‚potenziellen Verbundräume‘ für den Indikator ‚Biotopverbund‘ als sehr gering im Hinblick auf das Dispersionsvermögen vieler Tagfalter- und Widderchenarten zu betrachten. Jedoch erfolgte die Festlegung des Distanzwerts bewusst konservativ und nicht nur im Hinblick auf diese Artengruppe.

WAGNER (2002: 114) skizziert mögliche Metapopulationssituationen im untersuchten Gebiet wie folgt: „Metapopulationen etlicher Arten liegen im Untersuchungsgebiet vermutlich im Lindletal vom Moldenberg bis Nattheim, in der Lonetal-Flächenalb von Herbrechtingen bis Hermarigen, im Südwesten von Mergelstetten (Rappeshalde bis Kunigundenbühl und um Steinheim vor.“ Die genannten Ortschaften und Untersuchungsgebiete erlauben eine grobe Abgrenzung der beschriebenen vier Räume. Diese wurden mit ‚potenziellen Verbundräumen‘ basierend auf den Flächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ unter Anwendung verschiedener Distanzwerte angenähert. Als plausibelste räumliche Abbildung der oben zitierten Beschreibung wahrscheinlicher Metapopulationskonstellationen ergab sich die in Abb. 76 dargestellte Situation bei Anwendung eines Distanzwerts von 850m.



**Abb. 76:** Modellhafte Abbildung plausibler Metapopulationsräume mit ‚potenziellen Verbundräumen‘ bei Anwendung eines Distanzwerts von 850m (Datengrundlage: WAGNER (2002), RIPS LUBW).

Der erste beschriebenen Raum (M1) „...im Lindletal vom Moldenberg... [UG Nr. 7] ...bis Nattheim...“ wird bei Anwendung einer Distanz von 850m deutlich abgebildet und bis zum nicht genannten Gebiet Nr. 6 (‚Kelzberg‘) ausgedehnt. Diese Verlängerung erscheint jedoch plausibel, da sich zwischen Gebiet Nr. 6 und 7 zahlreiche kleine Kalkmagerrasenflächen befinden. Der zweite Raum (M2) „...in der Lonetal-Flächenalb von Herbrechtingen bis Hermarigen...“ tritt als ausgedehnter ringförmiger ‚potenzieller Verbundraum‘ in Erscheinung, wobei die Verbindung zwischen Gebiet Nr. 22 und 26 bei 850m gerade erst zustande kommt. Der dritte Raum (M3) „...im Südwesten von Mergelstetten (Rappeshalde... [Nr. 16] ...bis Kunigundenbühl... [Nr. 19])...“ (gemeint ist wohl im Südosten von Mergelstetten) wird deutlich abgebildet und nördlich in Richtung Heidenheim ausgedehnt. Diese Ausdehnung beruht auf wenigen, kleinflächigen Kalkmagerrasen, daher wäre eine Plausibilität im Gelände zu prüfen. Die Abbildung des vierten genannten Raumes (M4) „...um Steinheim...“ anhand des fast ringförmigen ‚potenziellen Verbundraums‘ erscheint plausibel. Die sehr schmale Verbindung dieses Raumes nach Südwesten hin folgt kleinen Kalkmagerrasenflächen im engen waldfreien Stubental.

Ob diese Verbindung regelmäßig zur Dispersion genutzt wird, wäre eine spannende Fragestellung für Freilanduntersuchungen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die von Wagner (2002: 114) für „etliche Arten“ vermuteten Metapopulationskonstellationen mit der Methode der ‚potenziellen Verbundräume‘ bei Anwendung eines Distanzwerts von 850m plausibel abgegrenzt werden können. Zwischen den vier Räumen bestehen bei diesem Distanzwert noch keine Verbindungen. Typische Wanderungsdistanzen um 800m wurden auch durch GEIBLER-STROBEL (1998) in mehrjährigen Untersuchungen der Metapopulationsstruktur der Tagfalter *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* und für Letztere ebenfalls durch PAULER (1993) festgestellt (vgl. Kap. 3.2.2.1.1). Teilweise entstehen etwas größere Räume die aufgrund des Vorkommens zahlreicher Habitatpotenzialflächen zumeist plausibel erscheinen. Die Darstellung der Größe der Anspruchstypflächen kann als Hinweis auf mögliche ‚source‘-Populationen betrachtet werden wie bspw. die Fläche im Bereich des Untersuchungsgebiets Nr. 2 für den Metapopulationsraum M4.

Es wäre wünschenswert, die Verbundkulissen der ‚potenziellen Verbundräume‘ künftig in Freilanduntersuchungen auf Relevanz hinsichtlich der Abgrenzung art- bzw. anspruchstypspezifischer Metapopulationskonstellationen zu prüfen bzw. zu kalibrieren. Ziel wäre es, anhand des vergleichsweise einfachen Verfahrens die raumzeitliche Dynamik von Arten in entsprechenden Flächenkonfigurationen künftig in Planungen stärker berücksichtigen zu können.



### 3.2.7 Weitergehende Analysen der Methodik der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘

Das in Kap. 2.1.3.4.4 vorgestellte Verfahren zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ wurde im Rahmen des Projekts zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen neu entwickelt. Daher werden im Folgenden über die Anwendung im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ hinaus gehende Aspekte der entwickelten Methodik dargestellt. Kap. 3.2.7.1 erläutert Ansätze zur Validierung der ökologischen Relevanz der ‚potenziellen Verbundräume‘ zur Abgrenzung von Flächenkonstellationen im Kontext der Metapopulationstheorie. In Kap. 3.2.7.2 wird aufbauend auf der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräumen‘ die Ableitung eines integrierendes Maßes der Verbundsituation von Flächen vorgeschlagen.

#### 3.2.7.1 Validierungsansätze der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit variablen Wanderungsdistanzen

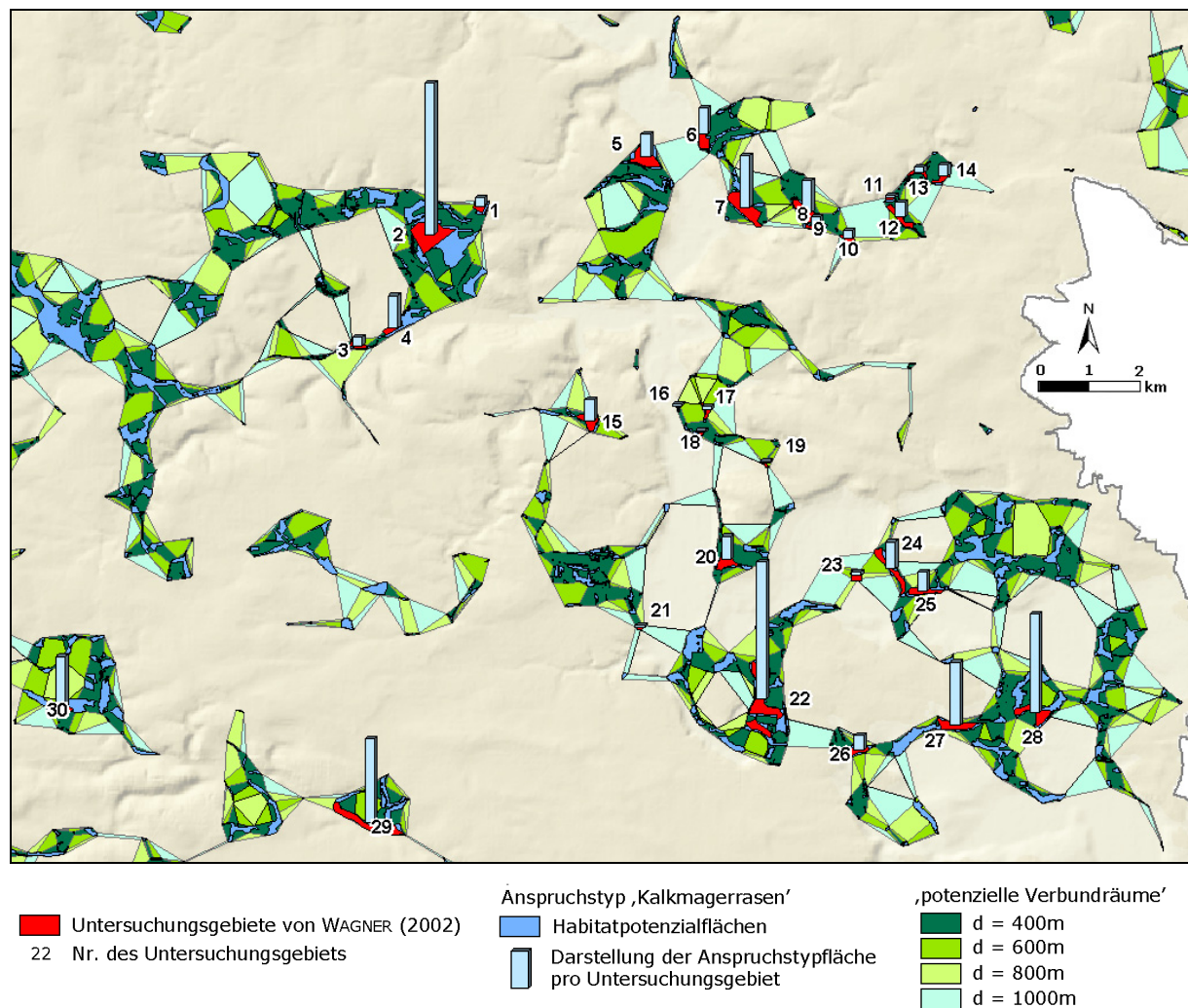
Über die Validierungen der im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ mit einem Distanzwert von 500m erzeugten Verbundräume hinaus (vgl. Kap. 3.2.2), wurden weitere empirische Analysen zu Verbundraumkulissen durchgeführt, die mit einer Reihe verschiedener Distanzwerte erzeugt wurden. Vergleichend ausgewertet wurden dabei Erhebungen zu Tagfalter und Widderchen der Kalkmagerrasen aus drei Erhebungen in unterschiedlichen Regionen Baden-Württembergs. Tab. 23 vermittelt einen Überblick der ausgewerteten Arten und der im Folgenden als ‚Region Ostalb‘, ‚Region Baar‘ und ‚Region Gäue‘ bezeichneten Datenquellen.

**Tab. 23:** Bei der Validierung der ‚potenziellen Verbundräume‘ ausgewertete Charakterarten für Kalkmagerrasen. Angegeben ist die Anzahl der Vorkommen in den drei vergleichend ausgewerteten Untersuchungen. Die punktbezogen vorliegenden Erhebungen von G. Hermann (unveröff.) wurden den Habitatpotenzialflächen, in denen sie liegen, zugeordnet.

Ausgewertete Charakterarten	Vorkommen in ‚Region Ostalb‘	Vorkommen in ‚Region Baar‘	Vorkommen in ‚Region Gäue‘
<i>Adscita geryon</i>	22	6	3
<i>Agrodiaetus damon</i>	-	3	-
<i>Aricia artaxerxes</i>	2	7	-
<i>Chazara briseis</i>	3	-	-
<i>Colias australis</i>	27	-	-
<i>Cupido minimus</i>	9	13	23
<i>Iphiclides podalirius</i>	-	-	12
<i>Lysandra bellargus</i>	4	20	17
<i>Lysandra coridon</i>	29	20	19
<i>Maculinea rebeli</i>	-	6	1
<i>Plebicula dorylas</i>	-	7	-
<i>Pyrgus serratulae</i>	4	1	-
<i>Zygaena carniolica</i>	22	11	1
Datenquelle	Wagner (2002)	S. Hafner (unveröff.)	G. Hermann (unveröff.)
Anzahl der Untersuchungsgebiete (UG)	30	20	83
Lage der UG in Naturräumen Baden-Württembergs	Albuch/Härtsfeld, Lonetal-Flächenalb	Baar; Baaralb, Alb-Wutach-Gebiet	Obere Gäue (Lkr. Böblingen)

Für alle drei Regionen wurden, ausgehend von den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps Kalkmagerrasen, 48 Verbundraumkulissen erzeugt, indem Wanderungsdistanzen von 25 bis 1400m verwendet wurden (25-1000m in 25m-Schritten, 1000 bis 1400m in 50m-Schritten). Abb. 77 verdeutlicht exemplarisch die Verbundraumkulissen

anhand der Untersuchungsregion ‚Ostalb‘ für die Distanzwerte 400m, 600m, 800m und 1000m.



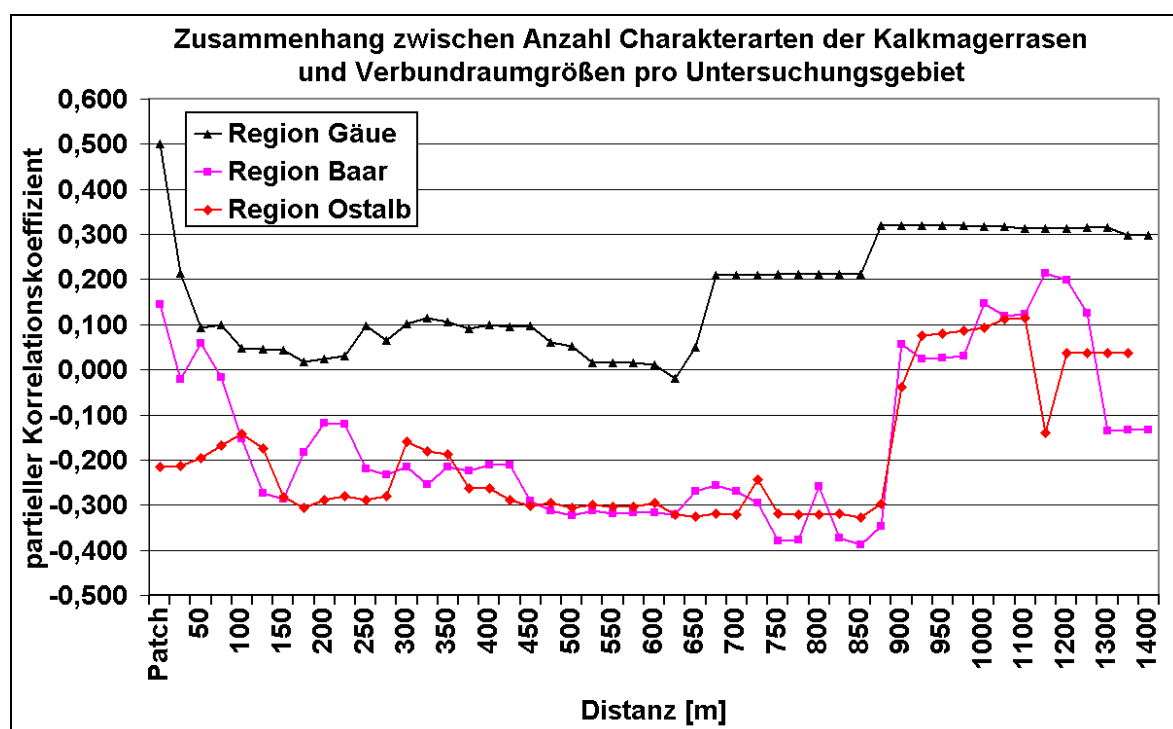
**Abb. 77:** Exemplarische Darstellung von ‚potenziellen Verbundräumen‘ für die ‚Region Ostalb‘ unter Verwendung der Distanzwerte 400m, 600m, 800m und 1000m.

Pro Untersuchungsgebiet wurde für jeden der 48 Distanzwerte die Größe des zugehörigen Verbundraums sowie Anzahl und Flächensumme der enthaltenen Habitatpotenzialflächen als Kennwerte eines Verbundraums ermittelt. Es wurden Korrelationen zwischen der Anzahl Charakterarten für Kalkmagerrasen pro Untersuchungsgebiet und der Kennwerte des Verbundraums, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, berechnet. Dabei wurde berücksichtigt, dass gemäß der Arten-Areal-Kurve Korrelationen zwischen der Artenzahl und der Größe der Untersuchungsgebiete auftreten können. Da zudem Korrelationen zwischen der Größe der Untersuchungsgebiete – bzw. der Habitatpotenzialflächen in denen sie liegen – und den Verbundräumen auftreten können, insbesondere bei Anwendung kleiner Distanzwerte, können Scheinkorrelationen zwischen Artenzahl und Verbundraumgröße über die Größe der Untersuchungsgebiete auftreten. Dem wurde mit der Berechnung ‚partieller Korrelationen‘ begegnet die es ermöglichen, den Einfluss der Größe der Untersuchungsgebiete auf die Korrelation der Artenzahl mit den Verbundraumgrößen zu eliminieren (vgl. BÜHL & ZÖFEL 2005: 325 ff.).

Abb. 78 zeigt die Ergebnisse der Korrelationen der pro Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Anzahl von Charakterarten für Kalkmagerrasen mit den Größen der Verbundräume, in denen die Untersuchungsgebiete bei Anwendung des jeweiligen Distanzwertes liegen. Es sei angemerkt, dass die Auswertungen nicht als fundierte Validierungen betrachtet werden. Die Korrelationskoeffizienten werden nicht als absolute Gütemaße eines Zusammenhangs betrachtet. Vielmehr werden über den Vergleich der Werte über die

angewendeten Distanzen hinweg Hypothesen der ökologischen Bedeutung aufgestellt. Die Auswertungen stellen eine Annäherung an eine Prüfung der tierökologischen Interpretationsfähigkeit der ‚potenziellen Verbundräume‘ dar, die durch Untersuchungen im Gelände zu Mobilität bzw. Metapopulationssituationen fortzuführen sind.

Der Vergleich der Korrelationsergebnisse über die verwendeten Distanzen hinweg lässt einen in groben Zügen ähnlichen Verlauf, insbesondere bei den Regionen Ostalb und Baar, erkennen. Kennzeichnend ist ein Abfallen der Werte bis ca. 150m Distanz, gefolgt von einem leichten Anstieg zwischen ca. 175m bis 450m. Nach einem erneuten Abfall folgen sehr deutliche Anstiege des Korrelationskoeffizienten, der bei den Auswertungen der Region Gäue zunächst ab ca. 650m Distanz einsetzt und zwischen 850m und 875m fortgesetzt wird. Die Koeffizienten der beiden anderen Auswertungen steigen in hoher Übereinstimmung zwischen 875m und 900m stark an. Nach diesem Anstieg ist ein allmähliches Abfallen der Koeffizienten bis zum Distanzwert, bei dem alle Untersuchungsgebiete im gleichen Verbundraum liegen - und keine Korrelation mehr möglich ist - zu beobachten (vgl. Anmerkung bei Abb 78).



**Abb. 78:** Korrelation der Anzahl Charakterarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen pro Untersuchungsgebiet (UG) mit der Größe des Verbundraums in dem das UG liegt. Ausgewertet wurden 48 Verbundraumkulissen, die mit Distanzwerten zwischen 25 und 1400m erzeugt wurden. „Patch“ bezeichnet die Korrelation mit der Größe der zusammenhängenden Habitatpotenzialfläche, in der das UG liegt.

Anmerkung: Bei den UG der Region Ostalb ist ab einem Distanzwert von 1350m keine Korrelation mehr möglich, da alle 30 UG dann im gleichen Verbundraum liegen und somit für die Verbundraumgröße eine Konstante auftritt. Bei den UG der Regionen Baar und Gäue tritt dieser Fall erst bei Distanzwerten von ca. 3,5 bzw. 4 km auf. Die aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellten Korrelationswerte der Regionen Baar und Gäue für Distanzen größer 1400m zeigen einen insgesamt abfallenden Verlauf. Dies liegt daran, dass bei zunehmendem Distanzwert immer weniger - immer größere - Verbundräume entstehen und daher die Varianz der Verbundraumgrößen abnimmt, was zu geringeren Korrelationskoeffizienten führt.

Methodisch betrachtet drückt ein hoher Korrelationskoeffizient aus, dass bei der verwendeten Distanz Untersuchungsgebiete mit hohen Artenzahlen tendenziell in großen Verbundräumen liegen und solche ohne bzw. mit wenig Arten in kleinen Verbundräumen oder sogar in isolierten Einzelflächen. Ein ‚sprunghafter‘ Anstieg des Korrelationskoeffi-

zienten entsteht durch die ‚Aufnahme‘ eines Untersuchungsgebiets mit hohen Artenzahlen in einen großen Verbundraum, das bis dahin isoliert lag oder einem kleinen Verbundraum angehörte.

Die relativ hohe Übereinstimmung der Korrelationsergebnisse der drei Untersuchungen aus verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs gibt Anlass die Hypothese zu formulieren, wonach die Artenzahl der ausgewerteten Untersuchungsgebiete positiv mit dem Vorhandensein potenzieller Habitats korreliert, die mit Wanderungsdistanzen von etwa 700m bis 1200m erreicht werden können. Im Sinne dieser Hypothese könnten die mit diesen Distanzwerten erzeugten Verbundräume als Flächenkonstellationen betrachtet werden, die zu erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeiten führen, da das Extinktionsrisiko durch Individuenaustausch verringert wird.

Hintergrund dieser Hypothese ist die Metapopulationstheorie (vgl. Kap. 2.1.3.4.1). Die meisten Tagfalterarten existieren als Metapopulationen (z.B. THOMAS 1995, THOMAS & HANSKI 1997). Der ökologische Vorteil von Metapopulationen liegt v.a. in einer Vorbeugestrategie gegenüber lokalen Katastrophenfällen (z.B. SETTELE et al. 1996) wie etwa Hagelschlag, der zur Vernichtung eines Großteils der Raupenfraßpflanzen führen kann. Liegen die Teilpopulationen sehr nah beieinander, kann die Extinktion einzelner Teilpopulationen in hohem Maße synchron verlaufen, da wichtige Umweltfaktoren räumlich korreliert schwanken (vgl. FRANK & BERGER 1996: 156 ff.). Beträfe ein Hagelschlag bspw. alle Flächen, würde die Existenz mehrerer Teilpopulationen nicht zu einer erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit führen. FRANK et al. (1994) konnten zeigen, dass Metapopulationsstrukturen gegenüber gleichgroßen Einzelpopulationen keine erheblich höheren Überlebenschancen aufweisen, wenn die Migrationsrate über 60% beträgt. Günstig für das Überleben von Arten, die in Metapopulationen existieren sind demnach Flächenkonstellationen, in denen einzelne Flächen soweit voneinander entfernt liegen, dass eine Entkopplung der Populationsdynamik zumindest einzelner lokaler Populationen gegeben ist, gleichzeitig aber die Distanzen zwischen den Habitats noch gering genug sind, um hohe Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten nach Extinktionsereignissen zu gewährleisten. Die auffallend ähnlich verlaufenden Korrelationsergebnisse zwischen Artenzahl und den Größen der Verbundräume, die bei Distanzwerten zwischen ca. 700m bis 1200m entstehen, können als Hinweis auf relevante Flächenkonstellationen mit günstigen Bedingungen für vorteilhafte Metapopulationskonstellationen für die meisten charakteristischen Tagfalterarten der Kalkmagerrasen gewertet werden. Es sollten weitere Analysen unter Verwendung von zusätzlichen, spezifisch zur Validierung der ‚potenziellen Verbundräume‘ erhobenen Geländedaten, erfolgen.

Für die ‚Region Ostalb‘ kann eine hohe Übereinstimmung der Distanzwerte, die zu einem deutlichen Anstieg des Korrelationskoeffizienten führen (875m – 900m), mit dem Distanzwert festgestellt werden, mit dem in Kap. 3.2.6 die von WAGNER (2002: 114) vermuteten Metapopulationskonstellationen plausibel räumlich abgebildet werden konnten (850m). Die weitere Prüfung der Relevanz der planungsorientiert abgebildeten ‚potenziellen Verbundräume‘ und tatsächlichen Metapopulationssituationen sollte in Geländearbeit erfolgen.

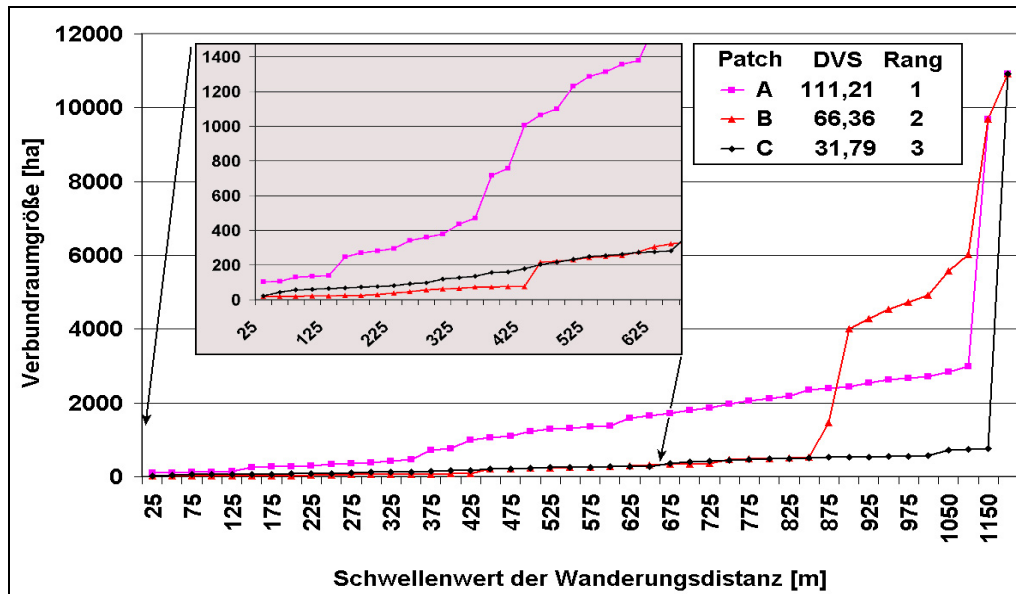
### **3.2.7.2 Ableitung eines Maßes zur flächenbezogenen Charakterisierung der Verbundsituation**

Im Folgenden wird die Ableitung eines Maßes aus der Methodik der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ vorgeschlagen, dass einen Vergleich der Verbundsituationen einzelner Flächen ermöglicht. Dabei soll das Maß nicht an einen bestimmten Distanzwert gebunden sein, sondern über einen quasi-kontinuierlichen Verlauf an Distanzwerten integrieren. Ziel ist die Quantifizierung der Verbundsituation einzelner Flächen bei Betrachtung der umgebenden Flächenkonfiguration innerhalb eines tierökologisch relevanten Spektrums an Wanderungsdistanzen.

Zu diesem Zweck werden für eine Konfiguration an Patches ‚potenzielle Verbundräume‘ mit einer Reihe von Wanderungsdistanzen erzeugt und zunächst die Entwicklung der Größen der Verbundräume in denen die Patches bei Anwendung des jeweiligen Distanzwertes liegen in einem Diagramm aufgetragen. Abb. 79 verdeutlicht dies am Beispiel von



drei der 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) (Patch A, B und C), die in hohem Maße den nach §32 NATSCHG kartierten Kalkmagerrasen entsprechen. Für diese Region wurden Verbundräume basierend auf allen dort kartierten Kalkmagerrasen mit Distanzwerten von 25m bis 1200m erzeugt (in 25m-Schritten, ab 1000m in 50m-Schritten). Anschließend wurde pro Patch die Größe des Verbundraums in dem es bei Anwendung des jeweiligen Distanzwerts liegt, ermittelt.



**Abb. 79:** Exemplarische Darstellung der Verbundraumgrößen in denen drei Patches (A, B und C) bei Verwendung verschiedener Wanderungsdistanzen im Bereich von 25m bis 1200m liegen. Der Detailausschnitt zeigt vergrößert die Situation von 25m bis 650m.

Es zeigt sich, dass die Flächenkonfiguration um Patch A bereits bei geringen Distanzen zu vergleichsweise großen Verbundräumen führt. Die Patches B und C weisen bis etwa 850m Wanderungsdistanz eine Lage in ähnlich großen Verbundräumen auf. Ab diesem Wert wird Patch B Teil eines sehr großen Verbundraums, während der Verbundraum dem Patch C angehört, weiterhin nur geringfügig wächst. Ab einem Distanzwert von 1150m wachsen die Verbundräume der Patches A und B zusammen und ab 1200m wird auch der Verbundraum dem Patch C angehört damit verbunden.

Als ein plausibles Maß, welches die Verbundsituation eines Patches über verschiedene Distanzwerte hinweg integriert, wird die ‚distanzgewichtete Verbundraumflächensumme‘ vorgeschlagen. Dieser Wert errechnet sich, indem die Größe des Verbundraums, in dem das Patch liegt, durch den jeweils angewendeten Distanzwert dividiert wird, und anschließend alle Quotienten pro Patch aufsummiert werden:

**Formel 2:** Berechnung der ‚distanzgewichteten Verbundraum-Flächensumme‘ (DVS)

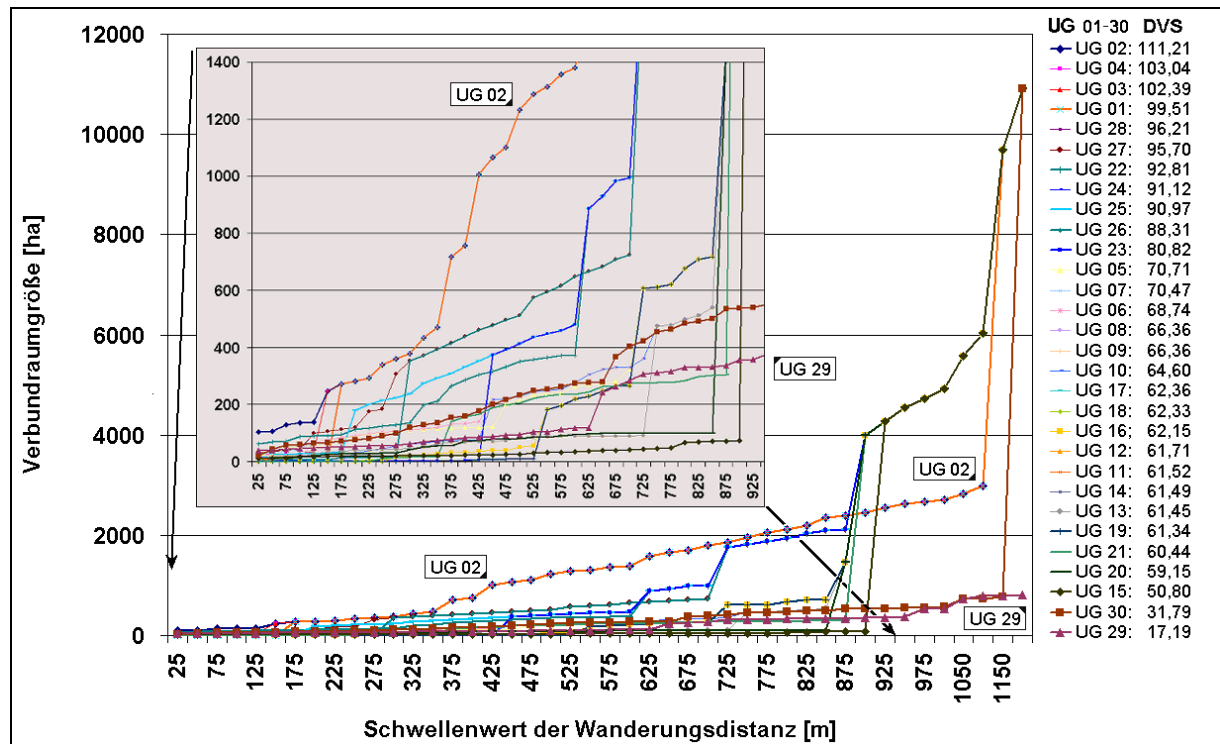
$$DVS = \sum_{i=1}^n \left( \frac{A_{Vi}}{d_i} \right)$$

mit: n: Anzahl der Verbundräume  
 $A_{Vi}$ : Größe des Verbundraums i  
 $d_i$ : Wanderungsdistanz, die zu Verbundraum i geführt hat

Der Vergleich der Patches A und B in Abb. 79 zeigt, dass Patch A bei Wanderungsdistanzen bis 875m in größeren Verbundräumen liegt als Patch B. Im Bereich der Distanzwerte von 900m bis 1100m kehrt sich diese Situation um. Der deutliche höhere DVS-Wert des Patches A lässt erkennen, dass die Division durch den Distanzwert in der Formel zur Berechnung der DVS eine stärkere Gewichtung der Verbundsituationen bewirkt, die sich bei

geringen Distanzwerten ergeben. Diese Gewichtung der Distanz wird bei der Modellierung des Mobilitätsverhaltens mobiler Arten, insbesondere bei Wirbellosen, häufig verwendet und bspw. in Form von Exponentialfunktionen umgesetzt (vgl. VAN DYCK & BAGUETTE 2005) (vgl. Kap. 2.1.3.4.4).

Abb. 80 zeigt das Ergebnis derselben Auswertung die in Abb. 79 dargestellt ist, jedoch für alle 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002). Zur Veranschaulichung sind die Kurven der Gebiete mit dem höchsten bzw. dem geringsten DVS-Wert (UG 02 bzw. UG 29) beschriftet.



**Abb. 80:** Darstellung der Verbundraumgrößen, in denen die 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002) bei Verwendung verschiedener Wanderungsdistanzen von 25m bis 1200m liegen. Der Detailausschnitt zeigt vergrößert die Situation von 25m bis 925m. Die Kurven der Untersuchungsgebiete mit dem höchsten bzw. geringsten Wert der distanzgewichteten Verbundflächensumme (DVS) – UG 02 bzw. UG 29) sind gekennzeichnet.

Abb. 80 stellt damit eine zusammenfassende Darstellung der Verbundsituation der 30 Untersuchungsgebiete von WAGNER (2002), basierend auf dem Konzept der ‚distanzgewichteten Verbundraumflächensumme‘ (DVS) dar. Es sollten Plausibilitätsprüfungen des Maßes in Bezug auf die Quantifizierung funktionaler Vernetzung aus tierökologischer Sicht in Geländearbeit folgen.

## 4 Diskussion

Das Kapitel gliedert sich in drei Abschnitte. In Kap. 4.1 werden die Ergebnisse der Validierungen vor dem Hintergrund methodischer Aspekte des Ansatzes zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen diskutiert. Ziel ist die Einschätzung der Qualität der jeweils analysierten Teilschritte der entwickelten Methodik, um daraus abschließend ein Gesamturteil für die analysierten Anspruchstypen zu bilden. Darauf aufbauend folgt in Kap. 4.2 die Diskussion aus naturschutzfachlicher und in Kap. 4.3 aus planerischer Sicht mit dem Ziel, Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung der Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden Baden-Württembergs darzustellen. Dies erfolgt im Hinblick auf die in Kap. 4.1 entwickelte Einschätzung der Belastbarkeit der Resultate.

### 4.1 Diskussion des methodischen Ansatzes der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen

Die Diskussion gliedert sich entsprechend der Reihenfolge der Ergebnisdarstellung in Kap. 3.2: Güte der Habitatmodellierung, Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten, Umsetzung der Vorranggebiete in die gemeindebezogene besondere Schutzverantwortungen, Validierungen auf Gemeindeebene und Analysen zur Zielartenhypothese.

#### 4.1.1 Güte der landesweiten räumlichen Abbildung von Habitatpotenzialflächen

Die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Anspruchstypen bzw. Zielartenkollektive der Fauna zu den Gemeinden Baden-Württembergs basiert auf planungsorientierten Habitatmodellen, die ausschließlich unter Verwendung bestehender landesweiter GIS-Datensätze erstellt wurden. In Baden-Württemberg stehen mit dem bei der LUBW zusammengeführten Datenbestand des Räumlichen Informations- und Planungssystems (RIPS) sehr umfangreiche und inhaltlich wie räumlich detaillierte Geo-Daten zur Verfügung, welche die Entwicklung und planungsrelevante Umsetzung des vorgestellten Ansatzes ermöglichen (vgl. Tab. 6 in Kap. 2.1.4). Insbesondere die großmaßstäbigen Kartierungen der besonders geschützten Biotope des Offenlandes und des Waldes stellen die wesentliche Grundlage für den überwiegenden Teil der bearbeiteten Anspruchstypen dar. Der differenzierte Biotopkartierungsschlüssel ermöglichte für viele Anspruchstypen eine inhaltlich sinnvolle Aggregation von Biotoptypen und –untertypen zu Lebensraumtypen. Auch die räumliche Präzision der dabei entstehenden Flächenkulissen ist aus tierökologischer Sicht als ausreichend einzuschätzen.

Wie in Kap. 3.2.1.1 dargestellt, wurden bei der Überlagerung von Fundorten von Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken mit den Habitatpotenzialflächen des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘, für die Charakterarten für diesen Biotoptyp – insbesondere bei den Tagfaltern und Widderchen – sehr hohe Anteile von Fundorten innerhalb der Potenzialflächen (‚Trefferquoten‘) erreicht. Es ist jeweils eine deutliche Abnahme der mittleren ‚Trefferquoten‘ von den Charakterarten zu den biotoptypischen und zu den sonstigen Begleitarten festzustellen. Dies legt den Schluss nahe, dass mit der Flächenkulisse des Anspruchstyps ‚Kalkmagerrasen‘ in hohem Maße Habitate des zugehörigen Artenkollektivs abgebildet werden konnten. In Kap. 3.2.1.3 wird ein deutlicher Zusammenhang der Anzahl gemeldeter Charakter- und biotoptypischer Begleitarten der Wildbienen mit der Flächensumme des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ pro Messtischblattquadrant erkennbar. Wenn auch nicht in der räumlichen Präzision der Auswertung von Fundorten, so legt auch dieses Ergebnis eine hohe Plausibilität der Habitatpotenzialflächen dieses Anspruchstyps nahe.

Beide Anspruchstypen – ‚Kalkmagerrasen‘ und ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ – wurden über die erwähnten Biotopkartierungen räumlich umgesetzt. Einschränkungen im Sinne nicht abgebildeter Habitats ergaben sich durch die vegetationskundliche Ausrichtung der Kartierschlüssel, die teilweise nicht mit den tierökologisch relevanten Besiedlungskriterien übereinstimmen. So sind Lössböschungen nicht nur innerhalb der als §32-Biotop kartierten Hohlwege mit einer Mindesttiefe von einem Meter und einer Böschungsneigung von mindestens 45° als Lebensraum für Wildbienen relevant, sondern auch in Lössabbrüchen und kleineren Lössböschungen außerhalb der Hohlwege, insbesondere dann, wenn sie besonnt sind und noch offene Bodenstellen zur Nestanlage aufweisen. Für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ ist auf die Mindestflächengröße für die Erfassung der Magerrasen basenreicher Standorte mit 500m<sup>2</sup> und für die Wacholderheiden mit 1000m<sup>2</sup> hinzuweisen; kleinere Flächen wurden nur bei Lage in engem räumlichen Verbund erfasst. Es treten somit Habitats auf, die außerhalb der Habitatpotenzialflächen liegen, weil sie nicht über die Biotopkartierungen erfasst wurden. Jedoch kann angenommen werden, dass diese Flächen in vielen Fällen im räumlichen Kontext der kartierten Flächen liegen. Da die Habitatpotenzialflächen im Rahmen der Anwendung des „Informationssystem ZAK“ als vorrangige Suchräume für Geländeerhebungen verwendet werden, ist eine Berücksichtigung eng benachbarter Habitats im Gelände wahrscheinlich.

Nicht möglich ist auch eine über die Kartierungskriterien hinausgehende Beurteilung der Habitatqualitäten innerhalb eines Biotoptyps. So haben z.B. die in der §32 Kartierung erfassten Hohlwege, im Falle einer dichten Gehölzbestockung in der Regel nur geringe tierökologische Bedeutung, können aber bei Entfernung oder regelmäßiges auf den Stock setzen der Gehölze ein hohes Entwicklungspotenzial aufweisen. Im Hinblick auf den mehrjährigen Erfassungszeitraum der Biotopkartierung und der Vielzahl an Kartierern ist von Heterogenitäten hinsichtlich der Aktualität der kartierten Zustände und der Anwendung der Erfassungs-/ Abgrenzungskriterien im Gelände auszugehen.

Für die Bearbeitung der Anspruchstypen ‚Mittleres Grünland‘, ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘, ‚Streuobstgebiete‘ und ‚Rohbodenbiotop‘ musste auf die inhaltlich und räumlich deutlich unschärferen Daten des ATKIS u.a. zurückgegriffen werden (vgl. Tab. A8-1 in Anhang VIII). Sie konnten daher nicht in vergleichbarer Präzision wie die aus den Biotopkartierungen abgeleiteten Anspruchstypen abgebildet werden. Insbesondere für das mittlere Grünland musste, aufgrund unzureichender Möglichkeiten der differenzierten Abbildung von artenreichem und bereits verarmtem Grünland, auf eine veränderte Form der Umsetzung ausgewichen werden. Hier wurden alle Grünlandflächen mittlerer Standorte berücksichtigt, die sich in Messtischblatt-Quadranten mit Vorkommensnachweisen charakteristischer Zielarten befinden (vgl. Tab. A8-26 in Anhang VIII). Die Flächenkulissen der genannten Anspruchstypen werden - im Unterschied zu den auf Biotopkartierungen basierenden Anspruchstypen - nicht als Habitatpotenzialflächen, sondern als Suchräume für diese betrachtet und im „Informationssystem ZAK“ entsprechend dargestellt.

Die Validierung des über ATKIS-Daten und weitere Daten ähnlicher Maßstabbereiche (vgl. Tab. A8-23 in Anhang VIII) abgebildeten Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ (vgl. Kap. 3.2.1.2) verdeutlicht die Zielsetzung des angewendeten Ansatzes der wissensbasierten Habitatmodellierung. Mit der Flächenkulisse des Anspruchstyps konnten die Schwerpunktorkommen der Schirmart Grauwammer überwiegend abgebildet werden. Darüber hinaus wurde noch ein beträchtliches Maß an Potenzialfläche außerhalb der Nachweise ausgewiesen. Wie im Folgenden noch diskutiert wird, war es bewusst angestrebt über die Schwerpunktorkommen aus landesweiter Sicht als Vorrangräume für den Bestandsschutz hinaus, plausible Entwicklungsflächen für eine anzustrebende Ausdehnung der Vorkommen abzubilden.

### **Patch-bezogener Ansatz vs. kontinuierliche Gradientenanalyse**

Der angewendete Modellansatz führt zu räumlich diskret abgegrenzten Habitatpotenzialflächen, die gemäß dem Konzept der ‚Patches‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) als in sich homogene Einheiten betrachtet werden. Eine weitere Differenzierung innerhalb der Potenzialflächen (‚*within-patch heterogeneity*‘, vgl. GUSTAFSON 1998) konnte aufgrund der Datenlage (s.o.) nicht vorgenommen werden. Auch eine Berücksichtigung der realen Landnutzung im Sinne randlicher Beeinflussung der Habitatqualitäten der Potenzialflächen oder bei der Ver-

bundanalyse im Rahmen der Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) war im Hinblick auf den landesweiten Projektansatz nicht möglich. Daher wurde ein ‚klassischer‘ patch-basierter Modellansatz verfolgt. Dieser sieht eine Diskretisierung der Landschaftsstruktur in die Elemente von Interesse – hier die Patches der Habitatpotenzialflächen – und in die Restfläche, die sog. ‚Landschaftsmatrix‘ vor.

MCGARIGAL & CUSHMAN (2005) fordern für die künftige Entwicklung der quantitativen Analyse von Landschaftsstrukturen eine Weiterentwicklung des ‚Patch-Matrix-Konzepts‘ in Richtung des ‚Gradienten-Konzepts‘, das die Analyse kontinuierlicher Oberflächen vorsieht. Sie argumentieren, dass sich Landschaftsmuster und -elemente wie bspw. Habitate aufgrund ihres kontinuierlichen Charakters nur bedingt in diskret abgegrenzten Einheiten abbilden lassen. Zudem weisen die Autoren auf die Bedeutung der Landschaftsmatrix außerhalb von Kernlebensräumen, insbesondere für biotopkomplexbewohnende und mobile Arten, hin. So berechtigt diese Einwände sind, so schwierig gestaltet sich jedoch die praxisbezogene Anwendung des ‚Gradientenkonzepts‘. Eine flächendeckende, feinstufig skalierte Habitateignungskarte ist zweifellos ein wünschenswertes Ergebnis. Es ist jedoch kritisch zu prüfen, ob die Differenziertheit und die räumliche Ausdehnung eines Modellergebnisses, in Bezug auf die möglicherweise recht geringe Differenzierung der Eingangsinformationen, als valide bezeichnet werden kann.

Im vorgestellten Ansatz wurde eine größtmögliche Reduzierung von Annahmen und Unsicherheiten angestrebt. Dies resultierte in einer dichotomen Bewertung (‚geeignet‘/‚ungeeignet‘) diskret abgegrenzter räumlicher Einheiten basierend auf amtlichen Datensätzen. Von einer flächendeckenden Bewertung oder einer mehrstufigen Skalierung der Habitateignung der Potenzialflächen wurde bewusst abgesehen, da sie nicht fundiert abgeleitet werden konnte. Die Auswahl von Vorranggebieten erfolgte unter Anwendung von nur zwei Indikatoren, die plausibel aus etablierten ökologischen Theorien abgeleitet wurden. Damit entstand eine insgesamt transparente und nachvollziehbare Methodik, deren Ergebnisse keine unverhältnismäßige Differenzierung oder ‚mutig‘ extrapolierte räumliche Abdeckung bewirken. Die weitere Konkretisierung der Habitatpotenziale und ggf. tatsächlicher Habitate ist im vorgestellten Ansatz die Aufgabe von Tierökologen in Geländearbeit (vgl. Kap. 3.1.2) und nicht noch umfangreicherer Datenmengen und komplizierter Modelle. Dazu PLACHTER et al. (2002: 24) „...bei komplexen Sachverhalten, wie sie im Naturschutz in der Regel auftreten, [werden] auch noch so umfangreiche Datensätze eine fachlich fundierte Beurteilung nie ersetzen können.“

### **Räumliche Skalenebene der Habitatmodellierung**

Der vorgestellte Ansatz der landesweiten räumlichen Abbildung von Habitatpotenzialen kann in der gebräuchlichen fünfstufigen Einteilung der Skalenebenen der Habitatmodellierung nach MACKAY et al. (2001), der mittleren Ebene (sog. ‚*topo-scale*‘) zugerechnet werden. Auf dieser Ebene werden nach MACKAY et al. (2001: 1152 f.) als räumliche Bezugseinheiten meist Vegetationseinheiten verwendet und insbesondere deren Lagebeziehungen im Hinblick auf Dispersionsprozesse analysiert, wie es im Projekt mit dem Indikator ‚Biotopverbund‘ durchgeführt wurde. Auf den beiden feineren Skalenebenen (‚*micro-scale*‘ und ‚*nano-scale*‘) dieses Gliederungskonzepts werden Habitatfaktoren wie das Angebot an bestimmten Nahrungspflanzen oder an Nistplätzen berücksichtigt. Auf den beiden gröberen Skalenebenen (‚*meso-scale*‘ und ‚*global-scale*‘) steht die Verbreitung des Gesamtbestands von Arten auf globaler oder kontinentaler Ebene im Vordergrund. Berücksichtigt werden dann Umweltfaktoren wie bspw. international vorhandenen Landnutzungsklassifizierungen oder klimatische Verhältnisse. Damit wurde im Projekt „Informationssystem ZAK“ eine Skalenebene der Modellierung bearbeitet, die für planungsorientierte Fragestellungen als zielführend eingeschätzt wird. Die Ergebnisse stellen plausible vorrangige Suchräume für tierökologische Erhebungen dar und sind in jedem Fall als ‚Vorbehaltsgebiete‘ und nach erfolgten Art-Nachweisen durch Geländeerhebungen als ‚Vorranggebiete‘ im Sinne des Raumordnungsgesetzes (§7 [4] ROG) zu behandeln (s. Kap. 4.3). Die Habitatmodellierung auf feineren Ebenen (‚*micro-scale*‘ und ‚*nano-scale*‘ nach MACKAY et al. 2001) ist mit der Auswertung landesweiter Datensätze in Baden-Württemberg (derzeit) nicht möglich. Für eine Habitatmodellierung auf diesen Skalenebenen sind in der Regel spezielle Daten zu Habitatfaktoren wie Vegetationsstrukturen oder bestimmte Nahrungspflanzen etc. im Gelände zu erheben. Für planerische Anwendungen stellt sich dann die Frage, ob - vor dem Hintergrund begrenzter Mittel - nicht eine direkte Kartierung der Arten bzw.

Arten bzw. potenzieller Habitate, ohne Habitatmodellierung, der sinnvollere Weg zu einer effektiven naturschutzfachlichen Bewertung eines Planungsgebiets darstellt. Nicht zuletzt liegt gerade in der effizienten Bearbeitung großer Räume bzw. Datenmengen der prinzipielle Vorteil GIS- bzw. EDV-gestützter Methoden im Vergleich zu Geländearbeit und manuellen Auswertungen.

### ***Wissensbasierte vs. statistische Habitatmodellierung***

Der verwendete ‚wissensbasierte‘ Ansatz der Habitatmodellierung unterscheidet sich von statistischen Ansätzen, indem a priori vorhandenes Expertenwissen zu Schlüssel-Habitatfaktoren in GIS-Datensätze überführt, damit formalisiert und räumlich umgesetzt wird. Diese Vorgehensweise ist im Vergleich zu quantitativen Verfahren stärker subjektiv geprägt und schließt keine objektive Prüfung der berücksichtigten Habitatfaktoren ein. Die expertenbasiert ermittelten Habitatpotenzialflächen wurden jedoch für einige Anspruchstypen mit empirisch-statistischen Ansätzen validiert. Da in Baden-Württemberg keine ausreichende faunistische Datengrundlage für eine fundierte statistische Habitatmodellierung auf Landesebene besteht, erwies sich die Mischung aus expertenbasiertem Modellansatz mit begleitender statistischer Validierung als der derzeit zielführendste Methodenmix für diese Maßstabsebene. Zudem strebt der planungsorientierte Modellansatz nicht die möglichst präzise Abbildung der Verbreitungssituation von Einzelarten zum Zeitpunkt bzw. -raum einer Kartierung an, wie dies statistischen Ansätzen gemein ist. Ziel des Ansatzes ist vielmehr die Abbildung von landesweiten Schwerpunktvorkommen und vorrangigen Entwicklungspotenzialen von Zielartenkollektiven bzw. ökologischen Anspruchstypen. Mit diesem Ansatz werden im Sinne eines vorsorgenden Naturschutzes nicht nur für den Bestandsschutz bedeutsame Gebiete, sondern darüber hinaus auch solche mit hoher Eignung für Entwicklungsmaßnahmen zur Ausbreitung von Artvorkommen ermittelt.

Ergebnisse statistischer Ansätze sind aus Sicht der Naturschutzplanung insbesondere dann kritisch zu beurteilen, wenn die Modelle in hohem Maße die ‚Momentaufnahme‘ einer Arterfassung zu einem bestimmten Zeitpunkt bzw. einer kurzen Zeitspanne wiedergeben. In diesen Fällen wird ein Gleichgewicht der Art-Umwelt-Beziehung unterstellt, das im Hinblick auf die mittel- bis langfristige Dynamik der Landschaftsentwicklung - und damit auch der Artverbreitung - kritisch zu prüfen ist. Dabei ist insbesondere die raumzeitliche Dynamik der Arten - v.a. in Metapopulationen - aber auch der langfristige allmähliche ‚Artenschwund‘ in fragmentierten Landschaften (‚Relaxation‘ vgl. Kap. 2.1.3.3.2) oder auch der Einfluss klimatischer Ausnahmejahre zu berücksichtigen. Zudem tendiert der phänomenologische Ansatz der statistischen Modellierung zur Abbildung der realisierten Nische einer Art im Kontext ihrer jeweiligen Lebensgemeinschaft. Dies mindert die Validität einer Extrapolation der Ergebnisse auf größere Raumausschnitte. Die Umsetzung von Expertenwissen zu Schlüssel-Habitatfaktoren dagegen aggregiert über einen langen Zeitraum eigener Beobachtung - und viele Veröffentlichungen und Diskussionen - hinweg. Dadurch wird in höherem Maße die Fundamentalnische der Arten abgebildet. Trotz subjektiver Färbung kann es daher für gut untersuchte Arten zu realitätsnäheren Abbildungen von Habitaten und aktuell unbesetzten Habitatpotenzialflächen führen.

Gerade den Habitatpotenzialflächen kommt innerhalb des entwickelten Ansatzes der Zuweisung von Schutzverantwortungen eine hohe Bedeutung zu. Dem Zielartenkonzept liegt die Vorstellung zu Grunde, dass der Erhalt von Arten langfristig nur über Schutz und Förderung stabiler Populationen möglich ist. Insbesondere über die Auswahl der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ werden Zielvorgaben definiert, die nur über eine Ausdehnung von Vorkommen zu erreichen sind. Daher war es erklärtes Ziel der Habitatmodellierung, nicht nur auf einen Bestandsschutz bestehender Populationen, sondern auch auf die Ausdehnung und Neugründung in dafür geeigneten Flächen hinzuwirken.

Nicht zuletzt wirkte von Anfang an die beabsichtigte Verwendung der Modelle in der Planung, und die damit verbundene hohe Anforderung an Nachvollziehbarkeit und Transparenz, auf die Ausgestaltung der Methodik ein. Hierfür werden die verwendeten Daten und Selektionsregeln (vgl. Anhang VIII) im Informationssystem ausführlich dokumentiert, um ein größtmögliches Verständnis der Methodik und der Ergebnisse zu erreichen.

Naturschutz muss als ‚Krisendisziplin‘ (SOULÉ 1986: 6) im alltäglichen Konflikt der Nutzungsinteressen permanent zu Entscheidungen auf Basis unsicheren Wissens gelangen. ROBERGE & ANGELSTAM (2004: 83) warnen im Hinblick auf die Geschwindigkeit des Artensterbens vor „*paralysis by overanalysis*“ im Sinne einer lähmenden Verwissenschaftlichung der Naturschutzpraxis, obwohl Konsenswissen besteht. PLACHTER et al. (2002: 24) beklagen, dass in Deutschland im Vergleich zu anderen Ländern Expertenmeinungen als „Informationen dritter Klasse“ betrachtet werden und ohne „harte Daten“ im Sinne von umfangreichen Datensätzen keine Möglichkeit einer sachgerechten Beurteilung gesehen wird. Sie verweisen in diesem Zusammenhang auf den hohen Stellenwert, den die ‚*Habitat Evaluation Procedure*‘ in den USA in der Planung einnimmt. Bei diesem Ansatz wird – ähnlich der hier vorgestellten Vorgehensweise – Expertenwissen zu Habitatfaktoren räumlich umgesetzt und eine Auswahl prioritärer Gebiete vorgenommen (vgl. Kap. 2.1.3.3.1). BLASCHKE (1999: 260) fordert „lieber 10 realistische Habitatmodelle bei der Eingriffsplanung als ein einziges perfektes“.

Es dürfte Konsens bestehen, dass fundierte tierökologische Erhebungen im Gelände immer belastbarere Daten als jedes Habitatmodell liefern werden. Da diese Untersuchungen in der Regel aufwändig sind besteht der Wunsch in der Planung nach kostenminimierenden Verfahren wie bspw. die Habitatmodellierung. Dabei sind zwei Zielrichtungen denkbar: 1) Der Ersatz tierökologischer Erhebungen durch kleinräumige präzise Modelle oder 2) die Vorbereitung bzw. Eingrenzung tierökologischer Erhebungen im Sinne eines Scoping, durch größere ‚Planungsmodelle‘. In Tab. 24 werden die beiden Modellansätze charakterisiert.

**Tab. 24:** Gegenüberstellung ‚ökologischer‘ und ‚planungsorientierter‘ Habitatmodelle.

	<b>kleinräumige ,ökologische Modelle‘</b>	<b>großräumige ,Planungsmodelle‘</b>
Methode	- meist statistische Modellierung - explorativ und prognoseorientiert - ex posteriori-Ansatz	- meist wissenschaftsbasierte Modellierung - prognoseorientiert - a priori-Ansatz
Daten zur Fauna	- Geländeerhebungen und ggf. Kenntnis von Habitatfaktoren	- Kenntnis von Habitatfaktoren - ggf. vorhandene Daten
Daten zu Habitatfaktoren	- sehr differenziert (z.B. Vegetationsstruktur, Baumalter) - meist kleinräumig erhoben	- ‚gröbere‘ Faktoren die aus vorhandenen Planungsdaten ableitbar sind - großräumig vorhanden
Qualität/ Gültigkeit	- exaktere Modelle aber kleinräumig gültig - objektiv abgeleitet	- unschärfere Modelle aber großräumig gültig - subjektiv beeinflusst
Validierung	- bei entspr. Untersuchungsdesign sehr gut möglich	- Plausibilitätstests, stichprobenartige Prüfung anhand von Geländedaten - ggf. begleitende Anwendung statistischer Habitatmodelle für Teilräume
Zielrichtung/ Anwendung	- präzises Modellieren einer Art - maximale ökologische Richtigkeit - selektive Aussage zu einer Art - kausal / analytisch	- planungsorientierte Aussage - Scoping für tierökologische Untersuchung - Aussagen zu mehreren Arten angestrebt - pragmatisch / ergebnisorientiert

Die Zielrichtung, tierökologische Erhebungen durch Modelle zu ersetzen, wird immer mit der Gefahr verbunden sein, dass auch ein noch so valides Modell reale Artvorkommen nicht abbildet. Gerade naturschutzfachlich relevante seltene Arten können mit statistischen Methoden nur unzureichend bearbeitet werden. Daher erscheint es sinnvoller, eine Kombination von tierökologischer Erhebungen und vorbereitenden planungsorientierten Modellen anzustreben. Dies ermöglicht die räumliche Konkretisierung der Erhebungen im Gelände durch die Abgrenzung bevorzugter Suchräume und Ausschlussflächen im Sinne eines Scoping und trägt damit zur Effektivierung der Untersuchungen bei. Der vorgestell-

te Ansatz der planungsorientierten Habitatmodellierung tritt damit nicht in Konkurrenz zu tierökologischen Geländeerhebungen sondern wird vorbereitend eingesetzt.

Aus Tab. 24 wird erkennbar, dass auf Präzision ausgerichtete, statistische Habitatmodellierung kein Gegensatz zu wissenschaftlicher, planungsorientierter Modellierung darstellen muss. Vielmehr können beide Ansätze – wie es im Projekt „Informationssystem ZAK“ erfolgte – auf verschiedenen Maßstabsebenen zusammengeführt werden. Die Kombination wissenschaftlicher Modellansätze mit Kalibrierungen und Validierungen anhand statistischer Verfahren in kleinräumigen Untersuchungsgebieten wird bspw. von KLEYER (2000: 187) für planungsbezogene Aufgaben empfohlen.

Hinsichtlich Validierungsmöglichkeiten anhand tierökologischer Daten ist in Baden-Württemberg eine sehr bedauerliche ‚dezentrale Datenhaltung‘ faunistischer Erhebungen bei verschiedenen Artenexperten und Vereinigungen festzustellen. Eine landesweite Zusammenführung und einheitliche Aufbereitung von Daten findet nicht statt. Die vorbildliche Dokumentation des Wissens zu Arten in den Grundlagenwerken, die im Rahmen des Artenschutzprogramms Baden-Württemberg erstellt werden, sollte in Zukunft um eine einfach zu aktualisierende, digitale Darstellung der Verbreitungssituation in möglichst hoher räumlicher Auflösung ergänzt werden.

#### **4.1.2 Eignung der Indikatoren zur Auswahl von Vorranggebieten**

Die Vorranggebiete, die eine besondere Schutzverantwortung einer Gemeinde begründen, wurden über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ aus den Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen ausgewählt. Ausgangspunkt der Validierungen zur Eignung der Indikatoren war die Hypothese, dass ein vorrangiges Vorkommen hochrangiger Zielarten – insbesondere der Landesarten – in großen Habitatpotenzialflächen oder großen Verbundräumen festgestellt werden kann. Wie in Kap. 3.2.2 dargestellt und in Kap. 3.2.2.4 zusammengefasst, hat sich gezeigt, dass die Landesarten der analysierten Artengruppen Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Vögel und Wildbienen bei fast allen Auswertungen – zumindest in Bezug auf einen der beiden Indikatoren – signifikant bis höchst signifikant höhere Werte im Vergleich zu den Naturraum- und Nicht-Zielarten aufweisen. Dies belegt, dass für die analysierten Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘, ‚Streuobstgebiete‘ und ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ in den betrachteten Gebieten ein prinzipieller positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Landesarten und der Größe der Habitatpotenzialflächen und/oder der Verbundräume besteht. Daraus wird geschlossen, dass die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ in der Kombination geeignet sind, tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete auszuwählen. Es wird eine hohe Repräsentanz der Ergebnisse in Bezug auf die landesweite Situation der analysierten Anspruchstypen angenommen, da die verwendeten tierökologischen Daten aus verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs stammen.

##### ***Indikator ‚Biotopverbund‘***

Bei der Verbundanalyse für den Indikator ‚Biotopverbund‘ wurde die zwischen den Habitatpotenzialflächen gelegene Landnutzung nicht differenzierend berücksichtigt, obwohl das neu entwickelte Verfahren dies ermöglicht (vgl. Anhang V). Es wurde hiervon abgesehen, da die hinsichtlich Ressourcennutzung erfolgte Gruppierung der Anspruchstypen nicht mit einer mobilitätsbezogenen Abgrenzung gleich gesetzt werden kann. Eine weiter differenzierende anspruchstypbezogene Berücksichtigung des Dispersionsvermögens, sowie von Raumwiderständen in der Landschaft, war im Rahmen des Projektumfangs nicht möglich. Gleiches gilt für den für alle Anspruchstypen einheitlich angewendeten Schwellenwert der angenommenen Wanderungsdistanz von 500m. Die Festlegung des Distanzwerts erfolgte im Hinblick auf charakteristische mittlere Wanderungsdistanzen von Arten, die in Metapopulationen existieren, wobei bewusst ein Wert am unteren Ende des typischen Distanzspektrums gewählt wurde. Die konservative Wahl des Distanzwerts erfolgte mit dem Ziel vorrangig Verbundsituationen zu berücksichtigen, die mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit einen Individuenaustausch erwarten lassen. Zudem wird durch das Verfahren der Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ die Distanz innerhalb des gewählten Schwellenwerts nicht weiter gewichtet. Alle Flächen innerhalb des Distanzwerts werden als in gleichem Maße erreichbar angenommen. Auch dies legte eine eher geringe



Einschätzung des Dispersionsvermögens im Rahmen des Indikators nahe. Die Verwendung des ‚runden Wertes‘ von 500m soll zum Ausdruck bringen, dass es sich um eine Größenordnung und nicht um eine exakt abgeleitete Distanz handelt.

Ziel der Verbundanalyse konnte im Rahmen des Projekts nicht die möglichst realitätsnahe Abbildung des jeweiligen Dispersionsvermögens der bearbeiteten Zielarten(-kollektive) sein. Dies hätte die Bearbeitung mobilitätsbezogen gruppierter Anspruchstypen – bzw. von Einzelarten – und die Anwendung anderer methodischer Ansätze erfordert (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Vielmehr war angestrebt, über einen landesweit anwendbaren Indikator Flächenkonstellationen zu ermitteln, die über einen vergleichsweise großen Raum hinweg eine hohe strukturelle Vernetzung erkennen lassen. In diesen Räumen wird eine hohe funktionale Vernetzung bzw. Konnektivität für einen Großteil der Zielarten des Anspruchstyps angenommen.

Aufbauend auf den im Rahmen des Projekts abgegrenzten Habitatpotenzialflächen und unter Anwendung des neu entwickelten Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ sind weitergehende planungsbezogene Analysen denkbar und sinnvoll. Im Rahmen der Ermittlung überregionaler Lebensraumkorridore ist das entwickelte Verfahren der Verbundanalyse insbesondere zur räumlichen Abbildung potenzieller Metapopulationskonstellationen geeignet. Unter Berücksichtigung der Landnutzung könnten stärker differenzierende Analysen erfolgen. In Ergänzung der Arbeiten zur Abbildung eher linienhaft ausgeprägter großräumiger Wildtierkorridore bspw. von Großsäugern in Baden-Württemberg (vgl. MÜLLER et al. 2003) könnte so eine fundierte – und dringend erforderliche (vgl. Kap. 2.1.1) – Daten- und Methodengrundlage zur Berücksichtigung von tierökologischen Mobilitätsaspekten in der Planung erstellt werden.

### **Schwellenwerte der Auswahl von Vorranggebieten**

Zur Auswahl von Vorranggebieten anhand der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘, wurde im Regelfall ein Anteil von 25% der ausgewählten größten Habitatpotenzialflächen bzw. der größten ‚potenziellen Verbundräume‘ an der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps bzw. der entsprechenden Verbundräume verwendet (vgl. Kap. 2.1.3.4.3 und 2.1.3.4.4). Bei sehr kleinflächig verbreiteten Anspruchstypen wurde eine höhere Bedeutung der einzelnen Flächen aufgrund der höheren Seltenheit angenommen, ohne dies explizit zu formalisieren. In diesen Fällen wurde zu dem weiter gefassten Schwellenwert von 50% übergegangen oder bei einzelnen Anspruchstypen auch alle Flächen ohne Auswahlkriterium verwendet (vgl. Tab. A8-1 in Anhang VIII). Die Festlegung der Schwellenwerte erfolgte nach vergleichender Anwendung weiterer Schwellenwerte (10%, 33%) durch Experteneinschätzung im Projektteam und unter Berücksichtigung der Validierungen anhand tierökologischer Geländedaten. Eine fundierte wissenschaftliche Begründung der jeweiligen Prozentwerte ist nicht möglich. Daher wurden ‚runde Werte‘ verwendet die verdeutlichen, dass es sich um Größenordnungen und nicht um exakt mit wissenschaftlichen Methoden ermittelte Werte handelt. Eine solche, aus Plausibilitätsabwägungen abgeleitete, normative Zielsetzung ist im Naturschutz üblich, insbesondere wenn eine unzureichende Datenlage keine empirischen Ableitungen erlaubt. Hierzu der Sachverständigenrat für Umweltfragen: „Eine logische zwingende Ableitung von spezifischen [Naturschutz-]Zielen aus wissenschaftlichen Befunden ist weder möglich noch erforderlich. Unter verbleibender Unsicherheit muss vielmehr ein nachvollziehbarer Argumentations-, Abwägungs- und Entscheidungsprozess stattfinden, der den Vorwurf entkräften kann, die quantifizierten Ziele des Naturschutzes seien willkürlich gewählt“ (SRU 2002: 17, Tz. 12).

Die vergleichende Anwendung verschieden strenger Auswahlkriterien für ausgewählte Anspruchstypen zeigt, dass mit dem im Regelfall angewendeten Wert von 25% eine im Vergleich zu anderen Prozentwerten effektive Auswahl erreicht wird. Das zeigt sich daran, dass mit vergleichsweise wenigen Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung vergleichsweise viele Gemeinden mit hohen Anzahlen nachgewiesener Zielarten pro Gemeinde ‚abgedeckt‘ werden (s.u.). Bei zusammenfassender Betrachtung aller Anspruchstypen, bei denen der Regelfall des 25%-Kriterium angewendet wurde, erwies sich dieser Wert als der beste Kompromiss zwischen zu ‚exklusiver‘ und zu ‚inflationärer‘ Zuweisung von besonderen Schutzverantwortungen.

### **Umsetzung der Vorranggebiete in besondere Schutzverantwortungen der Gemeinden**

Die Auswahl der Vorranggebiete aus den Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen erfolgt unabhängig von der Gemeindeabgrenzung. Anfänglich verfolgte Ansätze einer gemeindenbezogenen Ermittlung von Kennwerten zur Auswahl der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung waren nicht zielführend. So ließen bspw. naheliegende Maße wie die Summe der Anspruchstypfläche pro Gemeinde oder der Anteil dieser Fläche an der landesweiten Gesamtfläche des Anspruchstyps, eine starke Dominanz der sehr unterschiedlich ausgeprägten Gemeindegrößen erkennen. Im entwickelten Ansatz wird mit den Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ eine konsistent aus ökologischen Theorien (vgl. Kap. 2.1.3.4.1) abgeleitete Auswahl von Vorranggebieten vorgenommen. Das Auswahlverfahren berücksichtigt ausschließlich das quantitative potenzielle Habitatangebot und dessen Vernetzung und wird nicht von administrativen Grenzen beeinflusst. Die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen erfolgt dann in einem zweiten Schritt zu denjenigen Gemeinden, die – über einer Erheblichkeitsschwelle - Anteil an den Vorranggebieten haben.

Dies bedeutet, dass immer alle Gemeinden mit Anteil an mindestens einem Vorranggebiet eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen bekommen. Die sehr unterschiedlich ausgeprägte Gemeindegröße wirkt sich nicht auf die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für einen einzelnen Anspruchstyp aus. Es ist jedoch ein Einfluss auf die Anzahl der Schutzverantwortungen pro Gemeinde festzustellen (s.u.). Zudem ergibt sich kein Unterschied, ob ein Vorranggebiet komplett in einer Gemeinde liegt oder auf zwei (oder mehr) Gemeinden verteilt ist. In einem solchen Fall der ‚administrativen Zerschneidung‘ eines Vorranggebiets bekommen alle beteiligten Gemeinden eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen. Diese Form der Umsetzung der Vorranggebiete in die Gemeindengeometrie bedeutet, dass vergleichbare naturräumliche Ausstattungen immer zu einer einheitlichen planungsbezogenen Bewertung in Form besonderer Schutzverantwortungen führen. Die Bewertung wird ausschließlich durch die naturräumlichen Gegebenheiten gesteuert – eine verzerrende Einflussnahme der Größenverhältnisse der administrativen Einheiten findet nicht statt. Es wird nicht das falsche Signal vermittelt, kleine Gemeinden könnten prinzipiell aus der Verantwortung entlassen werden bzw. sie wäre vorrangig den großen Gemeinden zuzuschieben, wie dies eine gemeindebezogene Ermittlung von Kennwerten zur Folge gehabt hätte. Damit erfolgt eine methodisch konsistente Umsetzung tierökologisch herausragender Gebiete in eine gemeindebezogene Bewertung, die nachvollziehbar ist und aufgrund der Gleichbehandlung der Gemeinden als ‚gerecht‘ bezeichnet werden kann.

Ein Einfluss der Gemeindegröße ist bei der summarischen Betrachtung der Anzahl Anspruchstypen mit besonderer Schutzverantwortung pro Gemeinde festzustellen (vgl. Kap. 3.1.1). Dies ist plausibel, da eine größere Gemeinde mit höherer Wahrscheinlichkeit Anteil an Habitatpotenzialflächen mehrerer Anspruchstypen bzw. an entsprechenden Vorranggebieten hat.

#### **4.1.3 Validierung auf Gemeindeebene**

Dieser Validierungsansatz ermöglichte einen Abgleich von Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung und der Anzahl nachgewiesener Zielarten pro Gemeinde. Dies gab Aufschluss darüber, ob mit der entwickelten Methodik gezielt Gemeinden mit hoher Artenvielfalt (‚hotspots‘) ermittelt werden können. Da unterschiedlich strenge Schwellenwerte des Prozentanteils zur Auswahl von Vorranggebieten vergleichend angewendet wurden, konnte die Konsistenz der Methodik geprüft werden. Für die ausgewerteten Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘, ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ sowie ‚Streuobstgebiete‘ resultierte eine systematische Erfassung zunächst derjenigen Gemeinden, mit den höchsten Anzahlen nachgewiesener Zielarten bei Anwendung des strengsten Schwellenwerts von 10%, und eine sukzessiven Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Gemeinden mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte. Dies legt den Schluss nahe, dass mit der verwendeten Methodik eine systematische Ermittlung von Gemeinden mit hohen Zielartensummen bei der Schutzverantwortungszuweisung erfolgt und die Möglichkeit der zufälligen Koinzidenz von besonderer Schutzverantwortung

tung und hohen Zielartensummen abgelehnt werden kann. Für den Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ fällt das Ergebnis weniger deutlich aus. Dies wird u.a. mit einem deutlichen Rückgang der Streuobstgebiete seit dem Zeitraum der verwendeten tierökologischen Erhebungen bis zum Stand des verwendeten aktuellen Datensatzes in Zusammenhang gebracht. Bei der Analyse der Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ und ‚Streuobstgebiete‘ erweist sich der im Projekt verwendete Schwellenwert von 25% als effektivster Prozentanteil zur Auswahl von Vorranggebieten. Bei Anwendung dieses Schwellenwerts werden im Vergleich zu den anderen Werten mit den wenigsten Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung die meisten Gemeinden mit hohen Zielartensummen ‚abgedeckt‘. Für den Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ erwies sich der Schwellenwert von 10% bei dieser Betrachtungsweise als effektiver. Doch wird hier die absolute Zahl an Gemeinden, die dann eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen bekommt, als zu gering eingeschätzt.

#### 4.1.4 Analysen zur Zielartenhypothese

Validierungen der Schirmfunktion von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (ZIA) konnten im Rahmen der Dissertation nur anhand quantitativer Analysen vorliegender Präsenz-/Absenzdaten erfolgen (s.u.). Die Analyse des Flächenanspruchs ergab insbesondere für die ZIA der Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken in Bezug auf den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ für einen Großteil der Arten erwartungsgemäß überdurchschnittliche Mittelwerte der Flächengrößen. Die Analyse der ZIA der Vögel für Streuobstgebiete und der Wildbienen für Lössböschungen fiel weniger deutlich aus. Die Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen ergaben für den Großteil aller betrachteten ZIA überdurchschnittlich viele gemeinsame Vorkommen mit weiteren Charakter- und biototypischen Begleitarten bezogen auf die Anzahl der eigenen Vorkommen. Dies erklärt sich durch ein vorrangiges bis ausschließliches Vorkommen der ZIA in sehr artenreichen Gebieten. Dies wird im Rahmen des verfolgten Validierungsansatzes als hohe und effektive Schirmfunktion interpretiert, da bei einer Ausdehnung der Bestände der ZIA, eine positive Wirkung für ein breites Spektrum weiterer Arten - im Sinne eines Mitnahmeeffekts - angenommen werden kann. Damit wird die gezielte Ausrichtung von Entwicklungsmaßnahmen auf die Ansprüche weniger, jedoch stark repräsentativer ZIA als effektive Strategie des Artenschutzes - im Rahmen der angewendeten Methoden - bekräftigt.

Aus den Ähnlichkeitsanalysen können gemäß dem Komplementaritätsprinzip über quantitative Methoden weitere Arten abgeleitet werden, die zu einer effektiven Ergänzung eines bestehenden Kollektivs an ZIA führen. Eine solche ‚rechnerische‘ Ermittlung von ZIA setzt eine präzise Zieldefinition voraus. Diese Vorgehensweise ist dann geeignet, wenn bspw. ein bestehendes ZIA-Kollektiv mit der Zielvorstellung optimiert werden soll, einen möglichst gleichmäßigen Mitnahmeeffekt für das gesamte Spektrum der vorkommenden Charakter- und biototypischen Begleitarten aufzuweisen. Dies wiederum wirft die Frage auf, ob das in einem bestimmten Raum angestrebt ist oder ob dort nicht vielmehr charakteristische und aus übergeordneter Sicht prioritäre Arten zu fördern sind, auch wenn deren Mitnahmeeffekt nicht optimal für *alle* weiteren vorkommenden biototypischen Begleitarten sein sollte. Die im Zielartenkonzept Baden-Württemberg erfolgte Priorisierung von Schutzzielen kann zu Zielkonflikten im Artenschutz auf lokaler Ebene führen. In diesen Fällen sollte den aus landesweiter Sicht erfolgten Zielvorgaben Vorrang eingeräumt werden, da nur so langfristig überlebensfähige Populationen der Arten entsprechend ihrer naturräumlichen Verbreitung, und damit der Erhalt der Artenvielfalt insgesamt, erreicht werden kann.

Multivariate Ordinationsverfahren bekräftigen die ausgeprägte Habitatbindung der ZIA für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Heuschrecken an diesen Biototyp sowie der ZIA Wendehals an Streuobstgebiete. Ordinationsdiagramme verdeutlichen visuell die mit den jeweiligen ZIA assoziierbaren typischen Artenkollektive. Dies beruht auf einer ähnlichen Verbreitungssituation in den analysierten Untersuchungsgebieten. Es ergibt sich insgesamt ein plausibles Bild charakteristischer Arten, für die ein Mitnahmeeffekt durch Förderung der ZIA angenommen werden kann. Erwartungsgemäß weisen die Analysen eine relative geringe Signifikanz auf, da vergleichsweise homogene kalkmagerrasen- bzw. streuobstdominierte Untersuchungsgebiete analysiert wurden. In heterogen geprägten

Gebieten mit entsprechenden unterschiedlichen Artengemeinschaften können multivariate Ordinationsverfahren mit höherer Signifikanz ökologischer Anspruchstypen ausgrenzen.

Eine methodisch fundierte Validierung der Zielartenhypothese konnte nicht erfolgen, da dies einen Forschungsansatz basierend auf Zeitreihendaten erfordern würde. Diese wären mit der Fragestellung zu analysieren, ob durch die gezielte Förderung einer ZIA die Bestände der gewünschten weiteren Arten zwangsläufig mitgefördert werden bzw. ob die Entwicklung neuer Habitatflächen gemäß den Ansprüchen der ZIA eine Besiedlung durch weitere Arten nach sich zieht. Entsprechende Probeflächen wären repräsentativ über ganz Baden-Württemberg zu verteilen. Diese Ansätze konnten im Rahmen des Projekts nicht verfolgt werden.

#### **4.1.5 Zusammenfassende Diskussion aus methodischer Sicht**

Die Kulissen der Habitatpotenzialflächen der analysierten Anspruchstypen stellen mit hoher Plausibilität relevante Habitate, insbesondere der Charakterarten der ausgewerteten Artengruppen, dar. Die aus ökologischen Theorien abgeleiteten Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ erscheinen in der Kombination geeignet, Vorranggebiete mit vorrangigem Vorkommen hochrangiger Zielarten – und damit hoher tierökologischer Bedeutung – zu ermitteln. Die Umsetzung der Vorranggebiete in die gemeindenbezogenen besonderen Schutzverantwortungen führt für vergleichbare naturräumliche Ausstattungen zu gleichen planungsbezogenen Bewertungen und ist damit methodisch konsistent. Gemeindebezogene Vergleiche der Anzahl an Zielarten mit der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen, unter Anwendung verschieden strenger Schwellenwerte zur Auswahl von Vorranggebieten, lassen eine systematische Erfassung zunächst der Gemeinden mit den höchsten Anzahlen nachgewiesener Zielarten und dann sukzessive der mit geringeren Anzahlen erkennen. Dies belegt die Konsistenz der entwickelten Gesamtmethodik. Quantitative Ansätze zur Analyse der Schirmfunktion von ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ lassen für den überwiegenden Teil der analysierten Arten einen effektiven Mitnahmeeffekt für weitere biotoptypische Arten erwarten.

Für die analysierten Anspruchstypen und Artengruppen kann gezeigt werden, dass die entwickelte Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs insgesamt konsistent und plausibel ist. Bezogen auf die Aussageebene der Kommunen zeigt sich, dass in den Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung ein besonders bedeutsames Habitatangebot aus landesweiter Sicht besteht und es kann dort ein vorrangiges Vorkommen hochrangiger Zielarten festgestellt werden. Bezogen auf die Habitatpotenzialflächen kann deren hohe Plausibilität als zielartenrelevante Lebensräume gezeigt werden. Zudem kann ein positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen hochrangiger Zielarten und der Größe der Flächen und/oder ihrer Lage in stark vernetzten Verbundräumen – gemäß Abbildung nach Indikator ‚Biotopverbund‘ – festgestellt werden. Dennoch können die Flächen nicht prinzipiell mit dem Vorkommen entsprechender Zielarten gleichgesetzt werden. Bei Umsetzung geeigneter Maßnahmen kann jedoch in der Regel von einem hohen Besiedlungspotenzial dieser Flächen ausgegangen werden (vgl. Kap. 3.1.2).

Zu den nicht validierten Anspruchstypen kann zunächst keine Aussage in Bezug auf die Qualität der Habitatpotenzialflächen und in der Folge zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen gemacht werden. Da sich die entwickelte Methodik jedoch als insgesamt konsistent erwiesen hat, kann für diese Anspruchstypen die Plausibilität eines besonders bedeutsamen Angebots an potenziellen Habitaten in den Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung angenommen werden. Dies kann jedoch nicht belegt werden. Es ist darauf hinzuweisen, dass insbesondere der Indikator ‚Biotopverbund‘ mit dem Ziel der Abbildung von Metapopulationkonstellationen ausgearbeitet wurde, wie sie für Tagfalter, Widderchen und viele Heuschrecken-Arten charakteristisch sind. Bei Anspruchstypen mit hoher Bedeutung für Artengruppen, die nicht in vergleichbarer Weise von Verbundsituationen in dieser Größenordnung profitieren, muss eine geringere Güte der Auswahl von Vorranggebieten gemäß Indikator ‚Biotopverbund‘ angenommen werden. Beispiele hierfür sind Vögel, Amphibien, Reptilien oder Laufkäfer. Der Indikator ‚Flächengröße‘ je-

doch kann als aussagekräftigeres Kriterium für weitere Artengruppen betrachtet werden, da in sehr vielen Fällen mit der Zunahme der Flächengröße der Habitate auch eine Zunahme der Artenzahl und der Stabilität von Populationen verbunden ist (vgl. Kap. 2.1.3.4.2).

### **Einschränkungen**

Wie in Kap. 4.1.1 bereits diskutiert, konnten die Anspruchstypen ‚Mittleres Grünland‘, ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘, ‚Streuobstgebiete‘ und ‚Rohbodenbiotope‘ nicht aus den Biotopkartierungen abgeleitet werden, sondern es musste auf Daten des ATKIS u.ä. Datenquellen ausgewichen werden (vgl. Tab A8-1 in Anhang VIII). Diese Anspruchstypen werden nicht als eigentliche Habitatpotenzialflächen, sondern als Suchräume dafür interpretiert. Sie sind im „Informationssystem ZAK“ entsprechend gekennzeichnet.

Im Hinblick auf waldgeprägte Lebensräume musste die Bearbeitung auf die in den Biotopkartierungen erfassten Bruch-, Sumpf und Auwälder sowie lichten Trockenwälder eingeschränkt werden. Da die Daten der Forsteinrichtung nicht zur Verfügung standen, musste auf eine Bearbeitung weiterer Waldlebensräume, wie insbesondere der tierökologisch sehr bedeutende Anspruchstyp der lichten, lückigen, vielfach mageren Wälder und Lichtungen, verzichtet werden. Das für diese Waldstrukturen charakteristische Zielartenkollektiv der Lichtwaldarten umfasst zahlreiche vom Aussterben bedrohte Landesarten Gruppe A wie Auerhuhn, Berglaubsänger, Aspispiper, Kreuzotter, *Zygaena angelicae elegans* (Elegans-Widderchen), *Brintesia circe* (Weißer Waldportier), *Anthopora bimaculata* (Dünen-Pelzbiene) oder *Cicindela sylvatica* (Heide-Sandlaufkäfer) (GEIBLER-STROBEL et al. 2006a: 95).

Zwei weitere Anspruchstypen wurden zunächst bearbeitet, aber aus verschiedenen Gründen nicht weiter verfolgt: Die heckenreichen Acker- bzw. Grünlandgebiete ließen keine deutliche räumliche Differenzierung innerhalb Baden-Württembergs erkennen. Als schwach ausgeprägter Schwerpunkttraum ergab sich der Kraichgau. Dort – aber auch in anderen Gebieten – würde eine Förderung von Hecken zahlreiche Lebensräume hochrangiger Zielarten beeinträchtigen, die nur im offenen, unbestockten Zustand relevante Habitate darstellen. Beispiele dieser Lebensräume sind grasig-krautige Feldsäume, offene Stufenraine oder Steinriegel. Der Lebensraum Hecke selbst ist dagegen für Zielarten in Baden-Württemberg als nachrangiges Habitat zu betrachten.

Der Anspruchstyp der kalkscherbenreichen Äcker wurde mit Ziel der Abbildung der Verbreitungssituation des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius*) anfänglich bearbeitet. Das Hauptvorkommen der Art im Zeitraum 1990-1998 laut DETZEL (1998: 471) in den Naturräumen Mittlere und Kuppige Flächenalb konnte mit der Flächenkulisse abgebildet werden, weniger jedoch die weiteren im Bereich der Schwäbischen Alb und im Wutachgebiet verstreuten Reliktvorkommen der Art. Daher und weil diesem Anspruchstyp kein größeres Zielartenkollektiv zugeordnet werden kann, wurde auch hier von einer Integration in das „Informationssystem ZAK“ abgesehen.

Die Analyse geschachtelter Artengemeinschaften (vgl. Kap. 3.2.6) bekräftigt den deutlichen Einfluss des Faktors Flächengröße auf die Artenvielfalt der analysierten Charakterarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen. Obgleich anhand der ‚potenziellen Verbundräume‘ noch eine weitergehende plausible Erklärung des Verbreitungsbilds der analysierten Arten gegeben werden kann, zeigen sich auch die Grenzen der ausschließlichen Berücksichtigung der Habitatfaktoren Flächengröße und Verbundsituation. Eine über die Erfassung als §32 Biotop hinaus gehende differenzierte Auswertung von Habitatqualitäten war aufgrund des landesweiten Ansatzes des Projekts nicht möglich.

Der Ansatz der räumlichen Abbildung von Habitatansprüchen von Arten bzw. ökologischen Anspruchstypen ist für Arten mit sehr relikitärer Verbreitungssituation nicht praktikabel. Die Vorkommen dieser Arten hängen häufig von zufälligen Gegebenheiten ab. Daher wurde für die planungsrelevanten Artengruppen Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Amphibien und Reptilien die bekannten Nachweisorde der Arten mit landesweit nur noch weniger als ca. 10 Vorkommen recherchiert und gemeindebezogen in das Informationssystem integriert. Dies wäre für weitere Artengruppen nachzuführen.

Prinzipiell kann festgehalten werden, dass der gewählte Ansatz der landesweiten räumlichen Abbildung des Habitatangebots insbesondere bei solchen Lebensraumstypen sinnvoll ist, denen eine Reihe von Zielarten – ein Zielartenkollektiv – zugeordnet werden kann. Dadurch werden die spezifischen Habitatansprüche der einzelnen Arten zu einem Anspruchstyp aggregiert. Diese, zu einem Habitatspektrum vergrößerte Form der jeweiligen Habitatprofile, konnte dann in vielen Fällen mit landesweiten Geodaten im Sinne potenzieller Habitate räumlich abgebildet werden. Je weniger Arten einem Anspruchstyp zugeordnet werden können, desto spezifischer ist er auf die Habitatansprüche der wenigen Arten bzw. sogar einer einzelnen Art auszurichten. Hier werden Einzelartensätze zielführend. Ob die entsprechenden Habitatansprüche dann mit landesweiten Geodaten sinnvoll abgebildet werden können ist im Einzelfall zu prüfen. Problematisch ist die Validierung landesweiter Einzelartenmodelle, da in der Regel nur lückige Verbreitungsangaben auf Landesebene vorliegen. Bei der Bearbeitung von Artenkollektiven dagegen ergänzen sich die vorhandenen Nachweise zu einem stimmigeren Bild der tatsächlichen Verbreitung des Anspruchstyps. Exemplarisch sei an dieser Stelle auf das Einzelart-Habitatmodell der Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) - Landesart Gruppe B - für den Naturraum „Freiburger Bucht“ von HUNGER (2002) hingewiesen. Eine ganz entscheidende Rolle spielte hierfür das von der LUBW erstellte Grundwasser-Flurabstandsmodell, das nur für den Rheingraben und nicht landesweit vorliegt.

Die Auswahl der bearbeiteten Lebensraumtypen richtete sich auch nach der naturschutzfachlichen Bedeutung der Anspruchstypen und vorrangig nach der räumlichen Abbildbarkeit der Habitatpotenziale mit landesweiten Geodaten. Es konnte ein Großteil - jedoch nicht alle - der zielartenrelevanten Anspruchstypen Baden-Württembergs zielführend bearbeitet werden. Eine ergänzende Bearbeitung weiterer Anspruchstypen, bspw. durch zukünftige landesweite Analysen hochaufgelöster Fernerkundungsdaten, ist wünschenswert. Die webbasierte Struktur des „Informationssystem ZAK“ unterstützt eine laufende Aktualisierung des Planungswerkzeugs.

#### **4.1.6 Diskussion des entwickelten Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘**

Für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ wurde ein neues GIS-basiertes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen entwickelt, welches sog. ‚potenzielle Verbundräume‘ erzeugt (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Zur Operationalisierung des Indikators wurde, für alle Anspruchstypen einheitlich, der Distanzwert von 500m bei der Nachbarschaftsanalyse verwendet. Das Verfahren wurde unter Anwendung variabler Distanzwerte, anhand Geländedaten zu Tagfaltern und Widderchen der Kalkmagerrasen, weiter analysiert (vgl. Kap. 3.2.7.1). Die Fragestellung war, ob zur Erklärung der Artenzahl von Charakterarten - über die Flächengröße der Kalkmagerrasen hinaus - die Größen der mit unterschiedlichen Wanderungsdistanzen erzeugten Verbundräume, einen zusätzlichen Beitrag leisten. Die Analysen ergeben für drei Datensätze aus unterschiedlichen Naturräumen Baden-Württembergs einen erstaunlich übereinstimmenden Zusammenhang zwischen der Anzahl an Charakterarten und den Größen der Verbundräume um die Kalkmagerrasen, die bei der Anwendung von Distanzwerten von etwa 700m bis 1200m entstehen. Es wird die These formuliert, dass die Artenzahl der ausgewerteten Untersuchungsgebiete positiv mit dem Vorhandensein potenzieller Habitate korreliert, die mit Wanderungsdistanzen von etwa 700m bis 1200m erreicht werden können.

Im Sinne dieser Hypothese können die mit diesen Distanzwerten erzeugten Verbundräume als Flächenkonstellationen betrachtet werden, die zu erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeiten führen, da das Extinktionsrisiko sowohl in kleinräumiger benachbarten als auch in Flächenkonstellationen mit größeren Distanzen zwischen den Flächen höher ist. Es wird angenommen, dass in Verbundräumen die sich bei Anwendung von Distanzwerten über 1200m ergeben, der Individuenaustausch aufgrund zu großer Distanzen zwischen den Flächen verringert. Die schlechteren Korrelationsergebnisse bei Erzeugung der Verbundräume mit geringeren Distanzen als etwa 700m werden mit der Möglichkeit des gleichzeitigen Auftretens von Extinktionsereignissen in eng benachbarten Populationen erklärt. In diesen Konstellationen kann es, aufgrund der räumlich korrelierten Schwankung von Umweltfaktoren, zu einer Synchronisierung der Populationsdynamik kommen.

Bspw. kann eine ‚Katastrophe‘, wie Hagelschlag oder unangepasste Nutzung, eng benachbarte Teilpopulationen gemeinsam auslöschen. Es wird daher angenommen, dass der Distanzbereich von 700m bis 1200m einen positiven Einfluss auf die Überlebensfähigkeit der Gesamtpopulation hat, da dann einzelne Flächen soweit voneinander entfernt liegen, dass eine Entkoppelung der Populationsdynamik zumindest einzelner lokaler Populationen gegeben ist. Gleichzeitig sind die Distanzen zwischen den Habitaten aber noch gering genug, um hohe Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeiten nach Extinktionseignissen zu gewährleisten.

Das neu entwickelte Verfahren zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ grenzt sich von vielen der bestehenden Ansätze von Verbund- bzw. Konnektivitätsanalysen dadurch ab, dass nicht abstrakte Koeffizienten resultieren, sondern eine nachvollziehbare, planungsorientierte Flächenkulisse entsteht (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Mögliche weitere Einsatzbereiche des Verfahrens werden daher im Kontext flächenbezogener Planungen gesehen. Beispiele hierfür sind:

- **Analyse bestehender Biotopverbundsituationen**

Das Verfahren eignet sich zur Analyse bestehender Verbundsituationen und im Rahmen des Scoping zur Abbildung von Entwicklungsflächen für den Biotopverbund. Es eröffnet die Möglichkeit der Analyse von Flächenkonfigurationen hinsichtlich Lücken, um bspw. die Entscheidung der räumlichen Anordnung neu anzulegender Trittsteinbiotope zu unterstützen. Ebenfalls erkennbar sind Flächen, die einen entscheidenden Beitrag für eine bestehende Verbundsituation erwarten lassen, da sie möglicherweise als ‚Bindeglied‘ bzw. Trittstein zwischen zwei größeren Verbundsituationen wirken.

Im Hinblick auf die von BURKHARD et al. (2004) erarbeiteten Kriterien zur Umsetzung des §3 BNATSCHG „Biotopverbund“ ergibt sich speziell bei der praktischen Anwendung des Kriteriums ‚Lage im Raum‘ der Kriteriensätze II zur Ermittlung des Bedarfs an zusätzlichen Flächen für den Biotopverbund und III zur Ermittlung und Bewertung von geeigneten Entwicklungsflächen für den Biotopverbund (BURKHARD et al. 2004: 30 ff.) ein konkreter Einsatzbereich für eine nachvollziehbare Operationalisierung dieser Kriterien.

- **Szenarien der Zer- und Entschneidung**

Das Verfahren ermöglicht Konfliktanalysen der Biotopverbundfunktion hinsichtlich Planungsvorhaben mit Zerschneidungswirkung wie Straßenbau etc. Es resultiert eine nachvollziehbare, leicht verständliche Visualisierung (vgl. Abb. 12 und 15 in Kap. 2.1.3.4.4). Die Planung von Entschneidungsmaßnahmen kann durch die Vorauswahl von Suchräumen mit hohem Biotopverbundpotenzial unterstützt werden. Auch die Auswirkungen des Fehlens einzelner Flächen auf die Verbundsituation lässt sich modellhaft abbilden.

- **Indikator/Monitoring**

Die Vorgabe des Gesetzgebers zur Schaffung eines Biotopverbunds auf mindestens 10% der Landesfläche und die Definition der Bestandteile des Biotopverbunds über zum Teil bereits bestehende Schutzgebietskategorien (§3 [1 u. 3] BNATSCHG) macht Indikatoren der Flächenbilanzierung und des Monitorings erforderlich. Hierzu ist das entwickelte automatisierte Verfahren, das die Veränderungen räumlicher Flächenkonstellationen objektiv und reproduzierbar bemisst, in hohem Maße geeignet.

- **Verwendung in der Eingriffs-/ Ausgleichsregelung**

§19 [2] des BNATSCHG schreibt vor, dass bei unvermeidbaren Eingriffen in den Naturhaushalt zunächst Ausgleichsmaßnahmen, und wenn dies nicht möglich ist Ersatzmaßnahmen, durchzuführen sind. Ziel der Maßnahmen ist die Wiederherstellung bzw. der gleichwertige Ersatz der beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts und des Landschaftsbilds. Nach REINKE (2004: 39 f.) gliedern sich die für den Vollzug der Eingriffsregelung relevanten Funktionen des Schutzguts Arten und Lebensgemeinschaften in die Biotopfunktion und die Biotopverbundfunktion. Letztere wird definiert als: „Gewährleistung des Individuenaustausches von Arten verschiedener (Teil-)Populationen zwischen (Teil-)Lebensräumen, um durch Genaustausch, Wiederbesiedelung etc. ein Überleben der Arten/Lebensgemeinschaften im natürlichen Verbreitungsgebiet zu sichern“ (REINKE 2004: 39). Die Bewertung der Biotopverbundfunktion

erweist sich in der Praxis, aufgrund der raumzeitlichen Dynamik von Arten, als schwierig. Zudem ist sie derzeit – im Unterschied zur Bewertung der Biotopfunktion über Zustands-Wertigkeits-Relationen (vgl. PLACHTER 1992, 1994) – noch kaum methodisch erschlossen. Hier kann durch Anwendung des Verfahrens, bspw. bei der Bewertung von Eingriffsfolgen bzw. der Konflikthöhe, die Berücksichtigung des Biotopverbunds konkretisiert und ggf. standardisiert werden. Auch bei der Maßnahmenplanung kann die Lokalisierung von Schwerpunkten aus Sicht des Verbundaspekts von Lebensräumen unterstützt werden.

- **Verwendung bei der Strategischen Umweltprüfung**

Die Strategische Umweltprüfung schreibt die vorausschauende Beurteilung der Umweltwirkung von Plänen und Programmen verschiedener Planungsebenen vor (vgl. Kap. 4.3.2). REGENER et al. (2006) stellen ein Prüfkonzept für die Strategische Umweltprüfung der Fortschreibung des Regionalplans der Region Stuttgart vor. Als Prüfgegenstände des Schutzguts Flora, Fauna, Biodiversität werden unter anderen „Biotopverbundsysteme“ und „Zusammenhang der Lebensräume“ genannt (REGENER et al. 2006: 194). Zur Operationalisierung dieser Kriterien kann das Verfahren auch auf regionaler Maßstabsebene zur Analyse und Visualisierung von Verbundsituationen eingesetzt werden. Neben der Strategischen Umweltprüfung stellt die Umsetzung des §3 ‚Biotopverbund‘ des Bundesnaturschutzgesetzes ein weiterer möglicher Anwendungsbereich des Verfahrens auf dieser Maßstabsebene dar (vgl. Kap. 4.3.2).

Das Verfahren zur Abbildung ‚potenzieller Verbundräume‘ realisiert eine intuitiv nachvollziehbare Arrondierung von Flächen, die näher als ein frei wählbarer Schwellenwert der Distanz beieinander gelegen sind. Es werden keine schwer verständlichen Formeln oder Modellansätze angewendet. Das Ergebnis ist als GIS-Datensatz im Vektorformat einfach zu visualisieren, leicht zu vermitteln und in der GIS-Umgebung problemlos weiter zu bearbeiten (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Eine Darstellung der Verbundräume im Rasterformat als kontinuierliche Oberflächen ist ebenfalls möglich. Damit ist das Verfahren sehr gut für den Einsatz im Umfeld der Planung geeignet.

„*Is landscape ecology too complex?*“ (WIENS 2002: 16) ist eine selbstkritische Frage die im Kontext quantitativer Analysen von Landschaftsstruktur, insbesondere aus tierökologischer Sicht, immer wieder zu stellen ist. Inwieweit können komplexe Lebensraumsansprüche von Arten in digitale Konstrukte wie Patches, Korridore, Landschaftsmatrix, Konnektivität, Kostenoberflächen, Grenzlängendichten oder gar integrierende, dreidimensionale Landschaftsstrukturmaße überführt und *zielführend* analysiert werden? Zielführend kann dabei vieles sein. Aus akademischer Sicht mag es zufrieden stellen eine – natur-schutzfachlich völlig unbedeutende – Art zu wählen, von der leicht zu modellierende Habitatansprüche bekannt sind – und eine valide Korrelation zu erzielen. Ziel des Naturschutzes dagegen ist der Erhalt gefährdeter Arten, wie komplex auch deren Lebensraumsansprüche sein mögen. Daraus folgen pragmatische Ansätze, erlaubt ist was den Arten hilft. In diesem Kontext ist das neu entwickelte Verfahren zu sehen, das sicher ganz am ‚planungsseitigen Ende‘ des Spektrums raumbezogener Modellansätze in der Tierökologie einzuordnen ist. Gerade die leichte Verständlichkeit – in Kombination mit den in dieser Arbeit vorgestellten empirischen Validierungen – verdeutlichen das Potenzial des Verfahrens, in der Planung regelmäßig eingesetzt zu werden. Dazu HANSKI (1999: 264): „*...the really important issue is whether spatial dynamics are considered at all in landscape management and conservation.*“



## 4.2 Diskussion aus naturschutzfachlicher Sicht

Die Ziele des Naturschutzes sind nicht rein wissenschaftlich aus ökologischen Gesetzen ableitbar, sondern werden normativ entsprechend des aktuellen Wissensstandes in der Gesellschaft entwickelt. Dabei spielt der Raumbezug sowohl bei der Zielsetzung als auch bei der davon abgeleiteten Bewertung von Zuständen der Natur eine entscheidende Rolle (vgl. PLACHTER 1991: 8 ff.). In der Naturschutzgesetzgebung wird der regionale Bezug des Naturschutzes mit dem Begriffspaar „...Vielfalt, Eigenart [...] von Natur und Landschaft...“ zum Ausdruck gebracht (§1 Nr. 4 BNATSchG; §1 [1] Nr. 4 LNATSchG). Die Eigenart bezeichnet dabei „...den Charakter, die Identität und damit die Unverwechselbarkeit einer Erdgegend“ (VON HAAREN 2004: 247). Sie stellt nach KÖRNER & EISEL (2003: 21) den eigentlichen Grundwert des Naturschutzes dar. Die Vielfalt folgt auf höherer Maßstabsebene aus einem Nebeneinander unterschiedlicher raumspezifischer Eigenarten. Daher strebt der Naturschutz auch keine beliebige ‚chaotische‘ Vielzahl von Arten oder Biotopen an, sondern eine „größtmögliche Vielfalt von Eigenart“ (EISEL 2003: 413).

Im technischen Umweltschutz konnte inzwischen ein vergleichsweise unumstrittenes Set an Umweltqualitätszielen und –standards etabliert werden, u.a. weil Grenzwerte häufig unzweifelhaft aus direkter schädlicher Einwirkung auf den Menschen abgeleitet und großräumig einheitliche Regelungen getroffen werden können. Dem Naturschutz fällt die Zielentwicklung aufgrund der normativen Begründungszusammenhänge und dem damit verbundenen Bedarf nach Regionalisierung der Ziele schwerer. Konkret muss anhand der naturschutzfachlichen Zielsetzungen und Bewertungen die Frage beantwortet werden: „Was bedeuten Vielfalt, Eigenart und Schönheit an einem bestimmten Ort?“ (WIEGLEB 1997: 45).

Für den Artenschutz hat sich die Definition von regionalisierten Naturschutzzielen über Zielarten als zielführend erwiesen. Über die Lebensraumsprüche von Arten können anschauliche, gebietsspezifische und zum Teil wissenschaftlich abgesicherte Begründungen für Flächenforderungen und daran gekoppelte Lebensraumqualitäten gegeben werden. Zudem ist der Zielerfüllungsgrad bzw. der Erfolg von Maßnahmen des Artenschutzes kontrollierbar. Das Zielartenkonzept Baden-Württemberg stellt die bislang umfassendste Anwendung des Zielartenansatzes in Deutschland dar (RECK 2004: 311).

Das Zielartenkonzept wurde als Fachbeitrag des Arten und Biotopschutzes für die Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg erstellt. Es formuliert landesweit regionalisierte Indikatoren, Standards und Qualitätsziele für die Belange des Arten- und Biotopschutzes über Zielarten. Mit dem „Informationssystem Zielartenkonzept“ wird eine planungsbezogene Implementierung und standardisierte Berücksichtigung wesentlicher Ziele des Zielartenkonzepts bei naturschutzfachlichen Planungen auf kommunaler Ebene ermöglicht. Darin eingebettet ist die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten der Fauna‘ die eine Konkretisierung von Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz aus landesweiter Sicht vornimmt und damit zur Identifizierung der prägenden ‚Eigenart‘ der Gemeinden beiträgt. Mit dem Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept“ erfolgte damit insgesamt eine konsistente Disaggregation der auf Ebene der Landschaftsrahmenplanung bezogenen Zielvorgaben des Zielartenkonzepts zur praxisbezogenen Anwendung auf kommunaler Ebene.

### 4.2.1 Räumliche Konkretisierung von Schutzprioritäten

Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ leistet einen Beitrag zur räumlichen Konkretisierung der Zielkategorie ‚Spezieller Populationsschutz und Schutz der Lebensräume‘. Sie stellt eine Regionalisierung der im Zielartenkonzept entwickelten Rahmenvorgaben zur Erhaltung und Wiederherstellung von langfristig überlebensfähigen Populationen der heimischen Arten in einer „...den naturräumlichen Standort- und Lebensraumpotentialen entsprechenden Verbreitung...“ (WALTER et al. 1998: 11) dar. Eine räumliche Konkretisierung zielartenrelevanter Lebensraumpotenziale war insbesondere mit Vorliegen der landesweiten Biotopkartierungen nach §32 NATSchG bzw. §30a LWaldG für einen Großteil der Lebensraumtypen möglich geworden (vgl. Kap. 2.1.3.2). Ziel der

Informationsebene ist es, der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern zu verdeutlichen, für welche Lebensraumtypen einer Stadt oder Gemeinde eine besondere Verantwortung aus landesweiter Sicht für den Schutz und die Entwicklung der typischen Zielarten zukommt. Hintergrund ist, dass noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Biotoptypen innerhalb der Gemeinden oft als wenig schutzbedürftig eingeschätzt werden und eine defizitäre Berücksichtigung tierökologischer Belange in der Planungspraxis festzustellen ist (vgl. Kap. 2.1.1). Zudem stellen Grenzen administrativer Einheiten aus ökologischer Sicht betrachtet meist willkürliche Ausschnitte der Landschaft dar. Gleichzeitig werden hier raumwirksame Entscheidungen getroffen, deren ökologische Wirkungen weit über den administrativen Zuständigkeitsbereich hinaus reichen können.

PLACHTER et al. (2003: 423) warnen in diesem Zusammenhang: „Die unreflektierte Anwendung allgemeiner Naturschutzziele (z.B. möglichst hohe Artenzahlen, gleichartiger Schutzprioritäten für gefährdete Arten) auf die konkrete Fläche birgt die Gefahr der Uniformierung von Ökosystemen und Landschaften und auf Landschaftsebene den Trend zur Herabsetzung der Biodiversität, also genau das Gegenteil von dem, was die Naturschutzgesetze vorschreiben.“ MAYER et al. (2002: 462) erkennen ebenfalls Zielkonflikte zwischen dem Biodiversitätsgedanken und anderen Naturschutzziele durch Maßstabeffekte. Sie führen aus, dass die Nichtbeachtung von Maßstabsfragen problematisch ist, „...weil dem Naturschutzoberziel der Erhaltung der globalen Biodiversität eine Maximierung der lokalen Biodiversität widersprechen kann“ MAYER et al. (2002: 462). TRAUTNER (2003: 156) fordert vor diesem Hintergrund, dass das Kriterium Artenvielfalt bei der naturschutzfachlichen Bewertung im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen als „...naturraum- und lebensraumtypische Artenvielfalt vor dem Hintergrund des jeweiligen Standortpotentials...“ interpretiert werden soll. Das Bundesnaturschutzgesetz berücksichtigt den Naturraumbezug des Artenschutzes mit der Formulierung: „Die wild lebenden Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften sind als Teil des Naturhaushalts in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen“ (§2 [1] Nr. 9 BNATSCHG). Eine vergleichbare Formulierung enthält das Naturschutzgesetz Baden-Württembergs (§2 [1] Nr. 11 LNATSCHG).

Da gerade auf kommunaler Ebene die Grenzen der Planungseinheiten häufig nicht mit landschaftsökologischen Einheiten kongruent sind, ist für eine naturschutzfachliche Prioritätensetzung die Beachtung des regionalen und überregionalen naturräumlichen Kontextes von großer Bedeutung. So kann z.B. die vorrangige Anwendung des Schutzkriteriums ‚Seltenheit‘ bei Bezug auf Gemeindegrenzen zu einer Herabstufung noch großräumig vorhandener Biotoptypen führen, welche bedeutende Habitate dort noch zahlreicher - aber landesweit hochgradig gefährdeter - Arten darstellen können. Erhalt und Förderung der Artenvielfalt gelingen auf Dauer nur durch Schutz und Entwicklung langfristig überlebensfähiger Populationen. Dafür ist der Erhalt stabiler Schwerpunktorkommen erforderlich, auch wenn aus Sicht einer betroffenen Gemeinde der jeweilige Lebensraumtyp ‚im Überfluss‘ vorhanden und damit weniger schutzbedürftig zu sein scheint. Das Ziel der Sicherung der Artenvielfalt auf Landesebene erfordert daher eine besondere Berücksichtigung der ‚Eigenart‘ auf kommunaler Ebene.

Fokussiert die praktische Naturschutzarbeit vor Ort auf - zunächst nahe liegende und auch einfach zu erfassende - Wertkriterien wie Gefährdung und Seltenheit, führt dies unweigerlich zu einem Rückgang verbreiteter Lebensräume, da diese erst schutzbedürftig würden, wenn sie selten bzw. gefährdet geworden sind. Es ergäbe sich in der Konsequenz ein fragmentiertes Mosaik von Biotopen. Zumindes für die Tierpopulationen wäre ein baldiges Erlöschen vieler Populationen absehbar. Daher ist es gerade auf kommunaler Ebene erforderlich den - schwerer fassbaren bzw. operationalisierbaren - übergeordneten naturräumlichen Zusammenhang zu berücksichtigen.

Hierzu bietet das ‚Verantwortlichkeitskonzept‘ des Naturschutzes (vgl. Kap. 2.1.2.1) den konzeptionellen Rahmen, da es prinzipiell eine Einordnung der Bedeutung des Raumschnitts administrativer Einheiten aus übergeordneter naturräumlicher Sicht anstrebt. In der Anwendung auf Einzelarten (vgl. GRÜTTKE & LUDWIG 2004: 272) erfolgt eine Bewertung der Verantwortlichkeit von Staaten für den Erhalt von Arten aus globaler Sicht, indem der Bestand einer Art des jeweiligen Staates in Beziehung zum weltweiten Gesamtbestand gesetzt wird. Das Verantwortlichkeitsprinzip wurde mit dem Ansatz der

Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs inhaltlich von Arten auf Lebensraumpotenziale und räumlich auf die Bewertungsebene der Gemeinden aus landesweiter Sicht übertragen. Damit verdeutlicht die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ des „Informationssystem ZAK“ den Städten und Gemeinden die Bedeutung des Landschaftsausschnitts, für den sie raumwirksame Entscheidungen treffen. Der naturräumliche Zusammenhang der Kommunen wird dargestellt und eine Kennzeichnung besonders bedeutsamer Lebensraumpotenziale aus landesweiter Sicht vorgenommen. Damit wird eine verstärkte Berücksichtigung nur aus überregionaler Sicht wahrnehmbarer Funktionen der Landschaft in Naturschutzfachplanungen auf kommunaler Ebene angestrebt.

Wie in Kap. 3.1.1 erläutert zeigt sich, dass der überwiegende Teil der Gemeinden nur jeweils für einige wenige der 25 bearbeiteten Anspruchstypen eine besondere Schutzverantwortung aufweist. Damit macht der entwickelte Ansatz der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen klar umrissene Aussagen zu naturräumlichen Besonderheiten der Gemeinden. Die Ergebnisse dienen der Identifizierung der ‚Eigenart‘ einer Gemeinde aus naturschutzfachlicher Sicht. Dies betrifft primär die Ebene von Arten, da der Ansatz mit Ziel der räumlichen Abbildung potenzieller Habitate von Zielartenkollektiven entwickelt wurde. Für einige landschaftsprägende Anspruchstypen erfolgt die Herausstellung regionaler Besonderheiten auch auf Ebene der Landschaft. Beispiele hierfür sind die Anspruchstypen der Streuobstgebiete, Kalk- und Silikatmagerrasen, Felsen und Blockhalden, größere Stillgewässer und Kleingewässer, Steinriegel, strukturreiche Weinberggebiete und der Moore. Die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung können damit künftig bei der Priorisierung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, bei der Zielbestimmung von Naturschutzstrategien und im Rahmen der Entwicklung von Leitbildern herangezogen werden.

#### **4.2.2 Der Ansatz der besonderen Schutzverantwortung von Gemeinden aus Sicht von Entwürfen zu Methodenstandards im Naturschutz**

In PLACHTER et al. (2003) sind Ergebnisse eines Forschungs- und Entwicklungsprojekts des Bundesamts für Naturschutz für die künftige Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz zusammengeführt. Hintergrund des Projekts ist, dass in der mangelnden Standardisierung von Arbeitsmethoden – insbesondere im Vergleich mit konkurrierenden Nutzungsgruppen – ein zentrales Problem des Naturschutzes gesehen wird. Die Autoren argumentieren, dass der Naturschutz in Abwägungsprozessen oft allein deshalb unterliegt, weil konkurrierende Nutzungen ein Regelwerk an Normen und Verfahren für sich geltend machen, dem der Naturschutz nichts entgegenzusetzen hat (PLACHTER et al. 2003: 9 f.). Kritikern von Standardisierungen im komplexen Themenfeld Natur und Landschaft halten sie entgegen, dass „...es wohl kaum einen anderen gesellschaftlichen Bereich... [gibt], ...in dem methodisches „Soll“ und „Ist“ so weit auseinander klaffen, wie im Naturschutz. Standards auf dem Niveau der derzeitigen Praxis würden zwangsläufig eine Festschreibung auf einem aus fachlicher Sicht eindeutig ungenügenden Niveau bedeuten“ (PLACHTER et al. 2003: 424). Die Autoren sind weiter der Ansicht, dass der derzeitige Trend nach immer billigeren und einfacheren methodischen Lösungen nicht zwangsläufig sein muss, wenn durch entsprechende Qualitätsstandards ein deutlich höheres Niveau an Transparenz, öffentlicher Akzeptanz und Entscheidungssicherheit erreicht wird (PLACHTER et al. 2003: 424 f.).

Im Rahmen des o.g. Projekts wurden in Expertengremien Entwürfe (Gelbdrucke) zur Standardisierung von Begrifflichkeiten, Inhalten und Methoden der naturschutzfachlichen Planung erarbeitet. In Bezug auf den Standardisierungsentwurf zur „Verwendung tierökologischer Daten“ (BERNOTAT et al. 2003: 109 ff.) enthält Tab. 25 eine Zusammenstellung von vorgeschlagenen Standards, bei denen eine Berücksichtigung der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ – wie sie im Projekt „Informationssystem ZAK“ erarbeitet wurde – erfolgen kann.

**Tab. 25:** Zusammenstellung von Standardisierungsvorschlägen zur Verwendung tierökologischer Daten in der Planung nach BERNOTAT et al. (2003: 109 ff.) für die eine Einbindung der Informationsebene ‚besonderen Schutzverantwortung‘ erfolgen kann. Es handelt sich ausschließlich um Zitate aus genannter Quelle.

Standard	Erläuterung
Verwendung des Kriteriums Arealkundliche Besonderheiten / Verantwortlichkeit [...]	Arten, für die eine besondere Schutzverantwortung aufgrund arealkundlicher Besonderheiten besteht, sind in Bewertungen besonders zu berücksichtigen. [...] Diese Verantwortung ist aus überregionalen Verbreitungsbildern von Arten darzustellen. (S. 182) Eine besondere Verantwortung im lokalen Maßstab besteht, wenn ein Vorkommen von Bedeutung für den Bestand in einem Bundesland oder einem Naturraum ist. (S. 182-183)
Berücksichtigung der Fauna bei der Entwicklung des schutzgutbezogenen Leitbildes für Arten und Lebensgemeinschaften	[...] Hierbei sind insbesondere tierökologische Aspekte übergeordneter Leitbilder des Arten- und Biotopschutzes für das Plangebiet zu konkretisieren, wie sie z.B. von Artenhilfsprogrammen, Zielartenkonzepten, Arten- und Biotopschutzprogrammen oder Biotopverbundplanungen vorgegeben werden. [...] (S. 187)
Vergabe von Schutzprioritäten	Als Grundlage für den weiteren schutzgutinternen Abgleich sind die planungsrelevanten Arten und Artengruppen mit Schutzprioritäten zu versehen. In diesem Rahmen sind eventuell vorliegende überregionale Einstufungen von Schutzprioritäten zu übernehmen, an die lokalen Gegebenheiten anzupassen und um Arten(gruppen) mit lokaler Schutzpriorität zu ergänzen. [...] (S. 193)
Inhalte der raumkonkreten Schutz- und Entwicklungsziele	Die Ziele für Arten und Lebensgemeinschaften sind in einem zweiten Schritt raum- bzw. flächenkonkret zu formulieren und kartographisch zu dokumentieren. [...] Die raumkonkreten Ziele müssen die in den Raumeinheiten potenziell oder aktuell vorkommenden ökologischen Gruppen oder Zielartenkollektive sowie die sie relevanten räumlichen Bezüge berücksichtigen. [...] Von besonderer Bedeutung ist die Übernahme und räumliche Konkretisierung von Gebietsforderungen für Zielarten übergeordneter Planungen. (S. 197)
Informations- und Entscheidungsgrundlagen für die raumkonkreten Schutz- und Entwicklungsziele	Als Entscheidungsgrundlagen für die arten- und artengruppenbezogene Zielformulierung in einer Raumeinheit sind vor allem heranzuziehen: - raumkonkrete Vorgaben übergeordneter Planungen des Arten- und Biotopschutzes [...] (S. 197)
Berücksichtigung tierökologischer Aspekte bei Schutz, Pflege und Entwicklung von Vorranggebieten des Naturschutzes	[...] Es ist zu klären, welche Vorranggebiete des Naturschutzes bzw. die Voraussetzung für eine Unterschutzstellung erfüllende Teile von Natur und Landschaft aufgrund tierökologischer Aspekte auszuweisen sind. [...] (S. 205)

BERNOTAT et al. (2003: 189) geben hinsichtlich der Ableitung von Schutz- und Entwicklungszielen für Arten und Lebensgemeinschaften in der Planung zusammenfassend folgende Einschätzung: „Die Arbeit mit ökologischen Gruppen oder Zielartenkollektiven gilt als praktikabler Ansatz, örtliche Ziele und Maßnahmen für den Arten- und Biotopschutz zu planen und zu begründen sowie anschließend deren Erfolg (Zielerreichung) zu prüfen. [...] Grundsätzliche Erkenntnisse aus der Tierökologie, wie z.B. der Metapopulationstheorie, sind planerisch zu berücksichtigen, sofern sie auf die Verhältnisse bzw. Artvorkommen im Gebiete mit hoher Wahrscheinlichkeit übertragbar sind.“

Dies unterstreicht, dass der im Rahmen des Projekts gewählte methodische Ansatz der Bearbeitung von zu ökologischen Anspruchstypen gruppierten Zielartenkollektiven und der Auswahl von Vorranggebieten unter Anwendung etablierter Theorien der Tierökologie, konform geht mit dem derzeitigen Stand des Wissens und zukünftig anvisierter Zielvorstellungen. Eine Übertragung des Ansatzes auf andere Bundesländern könnte zu einer

bundesweit einheitlichen Regionalisierung von Naturschutzziele beitragen. Die Konkretisierung von Forderungen des Naturschutzes kann deren Wirksamkeit im Interessensausgleich erhöhen.

### **4.2.3 Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ als vorsorgende Naturschutzstrategie**

POIANI et al. (2000) zeichnen die Entwicklung von Naturschutzstrategien der letzten Jahrzehnte nach. Danach haben sich, ausgehend von ‚reagierenden‘ Schutzbemühungen um hochgradig gefährdete einzelne Arten in speziellen Schutzgebieten, heute ‚vorsorgende‘ Ansätze entwickelt, die das gesamte Spektrum der Biodiversität flächendeckend in der Landschaft umfassen. Da es in diesem Zeitraum nicht gelungen ist den Trend des Artenrückgangs umzukehren (bzgl. globale Ebene: z.B. PIMM 2002; bzgl. Deutschland SRU 2002: 150, Tz. 388; bzgl. Baden-Württemberg UVM 2000: 169) werden vielfältige Überlegungen des möglichst effektiven Einsatzes der knappen Mittel für den Artenschutz diskutiert. Ein Ansatz ist die Konzentration der Schutzbemühungen auf ‚hotspots‘, d.h. Räume mit besonders hoher Artenvielfalt und / oder besonders hoher Anzahl endemischer Arten (vgl. Kap. 2.1.3.4.2).

Ein weiterer Ansatz ist eine verstärkte Umorientierung der Schutzbemühungen von den aktuell hochgradig gefährdeten Arten hin zu den Arten, die aktuell noch vergleichsweise stabile Populationen aufweisen, für die jedoch – bei Fortbestehen bekannter Gefährdungsfaktoren – eine Beeinträchtigung abzusehen ist. Dieser Ansatz wird im Rahmen des in den USA entwickelten ‚GAP Analysis Program‘ (vgl. SCOTT et al. 1993) vertreten. In diesem Programm werden – mit sehr ähnlicher Zielsetzung und Methodik wie im vorgestellten Ansatz – Lebensraumpotenziale auf überregionaler Ebene durch GIS-Analysen räumlich abgebildet. Zusätzlich zum Ansatz des „Informationssystem ZAK“ werden, im Sinne von Risikoanalysen, Räume mit hoher Habitateignung und bestehende Schutzgebiete überlagert, um ‚Lücken‘ (‚gaps‘) mit hohem Handlungsbedarf zu identifizieren. JENNINGS (2000: 7) führt als Argument für diesen Ansatz, die hohen Kosten des Schutzes hochgradig gefährdeter Arten an. Er spricht sich – im Sinne des Mottos des GAP-Programms ‚keep common species common‘ – für eine Stärkung des ‚proaktiven‘ Schutzes noch überwiegend stabiler Populationen aus, um deren weitere Gefährdung zu verhindern und kritisiert teure ‚reaktive‘ Maßnahmen für einzelne Arten mit wenig Aussicht auf Erfolg. Er argumentiert, dass für viele der noch nicht hochgradig gefährdeten Arten, die künftige Beeinträchtigung der Populationen absehbar ist, sofern diese nicht stärker im Naturschutz berücksichtigt werden. Daher dürfe nicht gewartet werden, bis diese nur noch über aufwändige spezielle Schutzmaßnahmen erhalten werden können.

In ähnlicher Weise drückt sich der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Sondergutachten des Jahres 2002 aus: „In Anbetracht knapper Budgets sollten sich Naturschutzmaßnahmen stärker als bisher von Effizienzüberlegungen leiten lassen. Dies betrifft sowohl die Ziele als auch die Instrumente des Naturschutzes“ (SRU 2002: 108, Tz. 248).

Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ des „Informationssystem ZAK“ greift diese Ansätze auf. Es werden Räume in Baden-Württemberg ausgewiesen, in denen eine besondere Effektivität von Schutzmaßnahmen für bestimmte (Ziel-)Arten angenommen wird, da dort aufgrund des überdurchschnittlichen Habitatangebots, ‚hotspots‘ der jeweiligen Anspruchstypen erwartet werden können. Für die analysierten Anspruchstypen konnte diese Hypothese bestätigt werden (vgl. Kap. 3.2.3). Die Informationsebene berücksichtigt vorrangig Zielarten, die noch kein reliktäres Verbreitungsbild in Baden-Württemberg aufweisen. Nur für solche Arten konnten – in der Gruppierung zu Anspruchstypen – Habitatansprüche zielführend formuliert und räumlich abgebildet werden. Für Arten mit nur noch wenigen Reliktorkommen, die häufig von zufälligen Gegebenheiten abhängen, ist dieser Ansatz nicht praktikabel. Jedoch wurden für die planungsrelevanten Artengruppen Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Amphibien und Reptilien die bekannten Nachweisorte der Arten mit landesweit nur noch weniger als ca. 10 Vorkommen recherchiert und gemeindebezogen in das Informationssystem integriert. Damit berücksichtigt die Informationsebene den ‚coarse filter – fine filter‘ Ansatz (vgl. Noss et al.

1997: 116), der einen Erhalt des überwiegenden Teils der Arten über Schutz und Entwicklung von Lebensgemeinschaften vorsieht und nur bei einzelnen Arten, die gewissermaßen durch dieses grobe Raster fallen würden, eine artspezifische Schutzstrategie verfolgt.

Erhalt der Artenvielfalt bedeutet, möglichst keine hochgradig gefährdete Art aussterben zu lassen. Es bedeutet aber auch, möglichst keine Art überhaupt erst in einen gefährdeten Zustand gelangen zu lassen. Im besten Fall führt die Förderung einer gefährdeten Art – wie im Falle der ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ – zur Stabilisierung der Populationen eines breiten Spektrums weiterer Arten. Ist ein Mitnahmeeffekt jedoch nicht erkennbar, wäre aus rationalen und pragmatischen Überlegungen heraus, eine in die Zukunft gerichtete Allokation der begrenzten Mittel des Naturschutzes zu befürworten – allein schon um künftig solche Entscheidungen so selten wie möglich treffen zu müssen. Für Arten, die noch Vorkommen in anderen Erdteilen aufweisen, formuliert FLADE (1998: 355): „Vielleicht sollte man den Mut haben, durchaus bewußt auch einmal Arten in Deutschland verschwinden zu lassen, die sich nur mit sehr großem Aufwand (Pfleßmaßnahmen usw.) hier halten ließen, für deren Bestand Deutschland aber nur eine untergeordnete Rolle spielt.“

### 4.3 Diskussion aus Sicht der Planung

Übergeordnete Fragestellung der vorliegenden Dissertation ist die Einschätzung der Konsistenz der entwickelten Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen und der Plausibilität der Ergebnisse im Sinne einer Qualitätssicherung. Insbesondere die Integration der Informationen in verschiedene Teilbereiche des „Informationssystem ZAK“ (s.u.) und damit ihre Anwendung in der Planungspraxis, erhöhten den Bedarf nach einer empirischen Prüfung der Ergebnisse. Dies konnte jedoch nur für die Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘, ‚Streuobstgebiete‘, ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ und in geringerem Umfang für die ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ erfolgen (vgl. Kap. 2.2.1). Wie in Kap. 4.1.5 diskutiert wurde, belegen die Validierungen die Konsistenz und Plausibilität der entwickelten Methodik. Für die analysierten Anspruchstypen können auf Ebene der Gemeinden systematisch tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete ermittelt werden. Bezogen auf flächenscharfe Analysen zeigt sich die Relevanz der Habitatpotenzialflächen als zielartenrelevante Habitate und die Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Flächen mit vorrangigem Vorkommen hochrangiger Zielarten. Für die nicht validierten Anspruchstypen legt die Konsistenz der entwickelten Methodik die Plausibilität eines besonders bedeutsamen Angebots an potenziellen Habitaten in den Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung – unter gewissen Einschränkungen – nahe (vgl. Kap. 4.1.5). Dies kann jedoch nicht belegt werden. Daher beziehen sich die folgenden Ausführungen zur Planungsrelevanz des entwickelten Ansatzes primär auf die Anspruchstypen, für die Validierungen durchgeführt wurden.

#### 4.3.1 Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ in der Planungspraxis

Gekoppelt an die Entwicklung des „Informationssystem ZAK“ wurde durch das Projektteam ein zweistufiges Verfahren zur Erstellung von Zielarten- und Maßnahmenkonzepten entwickelt und bereits in Ansätzen erprobt (vgl. HERMANN 2004). Die erste Phase ermöglicht in einem frühen Planungsstadium, ohne umfangreiche Primärdatenerhebungen, die Ableitung von Planungsprioritäten hinsichtlich der besonderen Schutzverantwortung der Gemeinde, vorrangig zu berücksichtigender Zielarten und der tierökologischen Relevanz zahlreicher Maßnahmentypen. Grundlage hierfür ist eine je nach Gebietsgröße ein- bis mehrtägige Übersichtsbegehung durch fachlich qualifizierte Tierökologen und ggf. die Auswertung bereits vorliegender tierökologischer Daten. Das Ergebnis der 1. Phase kann dann als erster Handlungsrahmen zum Arten- und Biotopschutz – Teil Fauna für landschaftsplanerische Fragestellungen herangezogen werden. Vorrangige Einsatzbereiche sind die Erstellung und Fortschreibung qualifizierter Landschaftspläne und die Vorbereitung naturschutzfachlich fundierter Ökokontokonzepte. In der 2. Phase soll dieser Handlungsrahmen sukzessive, je nach Planungsrelevanz für Teilgebiete, konkretisiert werden. Dazu sind in der Regel ergänzende Primärdatenerhebungen notwendig. Teilergebnisse lassen sich modular einbinden (vgl. GEIBLER-STROBEL et al. 2006a).

Die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung einer Gemeinde sind auf verschiedenen Ebenen planungsrelevant in das „Informationssystem ZAK“ integriert. Eine landesweite Übersicht der Habitatpotenzialflächen, der ‚potenziellen Verbundräume‘ und der Gemeinden mit besonderen Schutzverantwortung vermittelt eine Einordnung der einzelnen Gemeinden in den naturräumlichen Zusammenhang in Bezug auf den jeweiligen Anspruchstyp. Die konkreten Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen können im Kartenviewer des Informationssystems vor topographischen Kartenhintergründen eingeblendet und danach abgefragt werden, ob es sich um Vorranggebiete handelt, die eine besondere Schutzverantwortung der Gemeinde begründen. Die Flächen können nicht mit dem Vorkommen entsprechender Zielarten gleichgesetzt werden. Sie sind jedoch bei tierökologischen Erhebungen vorrangig auf entsprechende Vorkommen zu prüfen. Bei Umsetzung geeigneter Maßnahmen kann in der Regel von einem hohen Besiedelungspotenzial dieser Flächen ausgegangen werden. Im Programmbereich der Maßnahmenabfrage des „Informationssystem ZAK“ sind jene Maßnahmen gekennzeichnet, welche die An-

spruchstypen, für die in einer Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung besteht, in hohem Maße fördern. Sie sind bei der Erstellung von Maßnahmenkonzepten vorrangig zu berücksichtigen.

Im Rahmen des Projekts wurden Praxistests des „Informationssystem ZAK“ durchgeführt. Dabei konnte die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ nur in Ansätzen berücksichtigt werden, da die zu Grunde liegende §32-Biotopkartierung erst am Ende des Projekts in abschließender Form zur Verfügung stand. Über die praktische Anwendung des Planungswerkzeugs in der Naturschutzverwaltung und die eingerichteten Möglichkeiten zur Rückmeldung können jedoch künftig praktische Erfahrungen und Einschätzungen der Anwender an die LUBW mitgeteilt werden. Verbindliche planungsbezogene Konsequenzen sind mit der Zuweisung ‚besonderer Schutzverantwortungen‘ nicht verbunden.

### 4.3.2 Anwendungsmöglichkeiten auf den verschiedenen Ebenen der Landschaftsplanung

Die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung können auf verschiedenen Planungsebenen praxisrelevant eingesetzt werden:

**Ortsteil-Ebene:** Im Rahmen der Erstellung von Grünordnungsplänen sind die Habitatpotenzialflächen eines Anspruchstyps, für den eine besondere Schutzverantwortung besteht, bei tierökologischer Erhebungen in jedem Fall auf Art-Vorkommen zu prüfen und bei der Lokalisierung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen vorrangig zu berücksichtigen. Die besondere Schutzverantwortung stellt ein zusätzliches Argument für tierökologischen Untersuchungsbedarf dar und ist ein Kriterium zur Konkretisierung der zu bearbeitenden Artengruppen bzw. Arten. Zudem liefert sie im Falle von Art-Nachweisen eine zusätzliche Begründung für die Flächensicherung und die Entwicklung der Zielartenvorkommen. Auch im Falle von Nicht-Nachweisen kann im Hinblick auf die raumzeitliche Populationsdynamik von Arten und bei gegebenem Entwicklungspotenzial der Fläche – nach Experteneinschätzung – eine Sicherung gesondert begründet werden. Räumlich betrachtet leisten die Habitatpotenzialflächen als vorrangige Suchräume einen Beitrag zur Konkretisierung und Effizienzsteigerung der tierökologischen Erhebungen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Umfeld der Potenzialflächen weitere Habitatpotenziale bestehen können, die ggf. durch die Biotopkartierungen nicht erfasst wurden (vgl. Kap. 4.1.1). Die ‚potenziellen Verbundräume‘ der Anspruchstypen stehen nicht im Kartenviewer zur Verfügung, da die zu Grunde liegende Methodik als Indikator für einen landesweiten Vergleich entwickelt wurde und daher nicht auf lokaler Maßstabebene zu interpretieren ist. Zudem sollen Überschneidungen mit der Verbundkulisse, die im Zuge der Umsetzung des §3 BNATSCHG ‚Biotopverbund‘ entwickelt wird, vermieden werden.

Eine Umsetzung der besonderen Schutzverantwortung einer Gemeinde in flächenbezogene Bewertungskonzepte auf Ebene eines Ortsteils wie die Eingriffs-/Ausgleichsregelung oder das Ökokonto-Modell sind methodisch denkbar. Bspw. könnte eine Aufwertung der Lebensraumtypen erfolgen, die einem Anspruchstyp mit besonderer Schutzverantwortung in einer Gemeinde zugeordnet werden können. Auf diese Weise könnte eine Operationalisierung des schwer fassbaren Begriffs der ‚Eigenart‘ der Gemeinde bzw. der Bedeutung der Lebensraumausstattung aus übergeordneter naturräumlicher Sicht angestrebt werden. Entsprechend schlägt der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Sondergutachten des Jahres 2002 für die Eingriffsregelung Prioritätensetzungen vor, die „...Naturschutzbelange von überregionaler Bedeutung hervorheben und so deren Gewicht in der Abwägung erhöhen“ (SRU 2002: 131, Tz. 332). Entsprechende Modellprojekte zur Prüfung der konkreten Einbindung der ‚besonderen Schutzverantwortungen‘ in die Bewertungskonzepte sind wünschenswert.

**Gemeindeebene:** Landschaftspläne werden, je nach Finanzkraft und Interessenslage der Gemeinden, in sehr heterogener naturschutzfachlicher Qualität erstellt (VON HAAREN 2004: 469). Da auf dieser Planungsebene jedoch über die konkrete künftige Flächennutzung entschieden wird, stellt das Mosaik der einzelnen Landschaftspläne der Gemeinden, in seiner Gesamtheit entscheidende Weichen für die Berücksichtigung des Arten- und Biotopschutzes für die gesamte Landesfläche. Gängige Planungspraxis sind Bewertungen und Maßnahmenkonzepte allein auf Grundlage von Biotoptypenbewertungen, obwohl seit



langem bekannt ist und an Praxisbeispielen zahlreich belegt wurde, dass Rückschlüsse aus Vegetationsstrukturenkartierungen im Regelfall nicht ausreichen, um die Belange schutzbedürftiger Tierarten adäquat zu berücksichtigen. Entsprechend abgeleitete ‚Naturschutzmaßnahmen‘ haben aus tierökologischer Sicht oft nicht nur geringe Effizienz, sondern führen immer wieder auch zur weiteren Beeinträchtigung hochgradig schutzbedürftiger Zielarten (vgl. Kap. 2.1.1).

Die defizitäre Berücksichtigung der Fauna in der kommunalen Planungspraxis wird bei konsequenter Anwendung des „Informationssystem ZAK“ wesentlich verbessert. Die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ dient dabei der Identifizierung der ‚Eigenart‘ einer Gemeinde insbesondere aus tierökologischer Sicht. Sie soll zur Zielbestimmung von Naturschutzstrategien und zur Leitbildentwicklung herangezogen werden. Wie in Kap. 4.2.1 ausgeführt, ist für den Erhalt der Artenvielfalt eine maßstabsbezogene Priorisierung von Naturschutzzielen unabdingbar. Die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung verdeutlichen, wo für einen Anspruchstyp besonders großflächige und/oder stark vernetzte Habitatpotenziale aus landesweiter Sicht bestehen und damit der Schutz und die Entwicklung stabiler Populationen entsprechender Zielarten besonders wirkungsvoll sein können. Diese Vorranggebiete, die eine besondere Schutzverantwortung begründen, sind dabei zunächst in jedem Fall als ‚Vorbehaltsgebiete‘ im Sinne des Raumordnungsgesetzes (§7 [4] Nr. 2 ROG) zu betrachten, die nach entsprechender naturschutzfachlicher Prüfung ggf. als ‚Vorranggebiete‘ für den Arten- und Biotopschutz im Sinne desselben Paragraphen (§7 [4] Nr. 1 ROG) auszuweisen sind. Bei entsprechenden Art-Nachweisen sollte die Sicherung dieser Flächen und ggf. weiterer Habitate in die Auswahl nicht verhandelbarer Mindestziele in der Landschaftsplanerstellung aufgenommen und in den Flächennutzungs- und Bebauungsplan als „...Flächen für Maßnahmen zum Schutz, zur Pflege und zur Entwicklung von Boden, Natur und Landschaft“ (§5 [2] Nr. 10 BAUGB bzw. §9 [1] Nr. 20) übernommen werden.

**Regionale Ebene:** Auf Ebene der Landschaftsrahmenpläne geben die Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung erste Hinweise auf tierökologisch bedeutsame Räume. Da die Habitatpotenzialflächen und die Auswahl der Vorranggebiete daraus landesweit im Kartenviewer des „Informationssystem ZAK“ visualisiert werden können – bzw. die entsprechenden GIS-Daten voraussichtlich relevanten Zielgruppen überlassen werden – können auch über eine Gemeinde hinaus für Teilbereiche einer Region besonders bedeutsame Habitatpotenziale räumlich explizit berücksichtigt werden.

Im Zusammenhang mit der Umsetzung des §3 BNATSCHG „Biotopverbund“, die in Baden-Württemberg nach Abschluss eines Modellprojekts auf Ebene der Landschaftsrahmenpläne erfolgen soll, ist eine Berücksichtigung der Habitatpotenzialflächen des „Informationssystem ZAK“ und auch eine Verwendung des Verfahrens zur Abgrenzung ‚potenzieller Verbundräume‘ vorgesehen (Stand August 2006). Auf einem Treffen der Landschaftsplaner der Regionalverbände Baden-Württembergs im Juni 2006 wurde Interesse an der Methodik zur Arrondierung der meist sehr kleinflächigen Kernflächen des Biotopverbunds geäußert. Ziel wäre die Abgrenzung von plausiblen Flächenkulissen basierend auf den Kernflächen des Biotopverbunds, um diese auf regionaler Maßstabsebene in mit anderen Funktionen vergleichbarer Weise darstellen bzw. berücksichtigen zu können. Zudem ist eine Verwendung der Methodik bei der Ermittlung von Suchräumen für Entwicklungsflächen des Biotopverbunds vorgesehen. Die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden sollen den Regionalverbänden als Hinweis zur Priorisierung der Lebensraumtypen bzw. der Landschaftsausschnitte dienen, in denen mit der Erarbeitung der Biotopverbundplanung begonnen werden soll.

Mögliche weitere Anwendungsbereiche sind die zusätzliche Begründung der Ausweisung von Schutzgebieten durch die Oberen Naturschutzbehörden. Auch bei der Beantragung von Fördermitteln bspw. im Rahmen des LEADER-Programms der EU-Regionalförderung oder des LIFE-Programms der Europäischen Union im Kontext der FFH-Richtlinie können die Informationen herangezogen werden.

**Landesebene:** Die Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden kann als Beitrag zur Entwicklung von ‚Leitvorstellungen‘ gemäß der Gesetzgebung zur Raumordnung und Landesplanung betrachtet werden. Im Landesplanungsgesetz Baden-Württemberg werden unter dem Rahmenziel der „...nachhaltigen Raumentwicklung, die

die sozialen und wirtschaftlichen Ansprüche an den Raum mit seinen ökologischen Funktionen in Einklang bringt...“ die Stärkung der „...prägende[n] Vielfalt der Regionen und ihrer Teilräume...“ genannt (§2 [1] Nr. 5 LPLG). Dies verdeutlicht, dass eine Charakterisierung der prägenden Elemente bzw. ihrer Vielfalt auf Ebene der „Regionen und ihre Teilräume“ – wie bspw. Gemeinden – erforderlich ist, um die Leitvorstellung einer nachhaltigen Raumordnung auf Landesebene wirksam verfolgen zu können.

Im Hinblick auf Ziele und Maßnahmen des Umweltplans der Landesregierung zeigen sich verschiedene Ansatzpunkte, bei denen die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden berücksichtigt werden können. Unter dem Ziel „Erhaltung aller in Baden-Württemberg vorkommenden Lebensraumtypen in ausreichender Größe und Qualität“ (UVM 2000: 171) wird als eine der erforderlichen Maßnahmen genannt: „Das Land wird naturraumspezifische Schutzgebiets- und Entwicklungskonzepte aufstellen, um die fachliche Grundlage für die Ausweisung von Schutzgebieten und für die Sicherung von Verbundflächen zu erarbeiten“. Weiter ist dem Ziel der „Integration von Naturschutzzielen in die Landnutzung“ die Maßnahme der Ausdehnung der PLENUM-Strategie, die u.a. die regionale Vermarktung besonders umweltverträglich erzeugter Produkte beinhaltet, auf ausgewählte Landschaften mit besonderen Naturschutzzielen zugeordnet. Zudem wird die Absicht bekundet Leitbilder für Natur und Landschaft als Grundlage naturraumbezogener Naturschutzkonzepte zu entwickeln. Für alle genannten Maßnahmen sind räumlich konkretisierte naturschutzfachliche Grundlagen, wie sie mit den Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden erarbeitet wurden, erforderlich.

Im Hinblick auf die landesweiten Datengrundlagen, die für die Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg im Maßstab 1:200.000 erarbeitet wurden (vgl. HEINL et al. 1999), ist mit den Flächenkulissen der 25 bearbeiteten Anspruchstypen bzw. der Auswahl von Vorranggebieten, eine räumliche deutlich höher aufgelöste und aktuelle Ergänzung faunistisch bedeutsamer Gebiete erreicht worden. Mit der Fertigstellung des Projekts zeitgleich mit dem Vorliegen der landesweit vollständigen Version der §32-Kartierung ist eine größtmögliche Aktualität gewährleistet. Die Informationen können damit künftig als schutzgutbezogene Grundlageninformation für den Bereich Fauna auf landesweiter Ebene herangezogen werden.

Zu prüfen wäre, ob eine räumliche Differenzierung von Förderprogrammen der Landesregierung wie das MEKA-Programm zur Unterstützung einer umweltgerechten Landbewirtschaftung oder das MELAP-Programm zur Eindämmung des Landschaftsverbrauchs möglich ist. Darüber hinaus könnte die Schutzverantwortung einer Gemeinde Niederschlag in neue Programme finden, die den Erhalt der Artenvielfalt bzw. einzelner Lebensraumtypen wie etwa der Streuobstgebiete zum Ziel haben. Damit sollten weniger restriktive Auflagen als vielmehr die Honorierung förderlicher Maßnahmen von Seiten der Gemeinden verbunden sein. Zur Finanzierung sind Umlageverfahren denkbar. Hier müssten jene Gemeinden einzahlen, die Lebensraumtypen, für die eine besondere Schutzverantwortung besteht, beeinträchtigen.

**Bundesebene:** Der Sachverständigenrat für Umweltfragen stellt fest, dass in Deutschland auf Bundesebene keine räumliche Darstellung von Naturschutzzielen von nationaler und internationaler Bedeutung existiert. Er fordert dies in Form eines „Bundeslandschaftskonzepts“ ein. Damit könnten den Ländern Hinweise auf ihre besondere Verantwortung für bestimmte Räume und deren Inventar gegeben werden und weitere gesamtstaatlich repräsentative Gebiete lokalisiert werden (SRU 2002: 44, Tz. 76). Als ein Auswahlkriterium werden genannt: „Gebiete mit besonderer Bedeutung für prioritäre Lebensräume und Arten“<sup>10</sup> (SRU 2002: 117, Tz. 274). Erste Arbeiten hierzu wurden von HORLITZ & MÖRSCHER (2003) und GHARADJEDAGHI et al. (2004) durchgeführt. In ähnlicher Vorgehensweise wie bei der Erstellung eines Grobkonzepts bundesweiter Lebensraumkorridore für Mensch und Natur (RECK et al. 2005), könnten zunächst auf Länderebene existierende Konzepte von Vorranggebieten zusammengetragen und analysiert werden. Dabei sollten die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden Baden-Württembergs berücksichtigt werden.

---

<sup>10</sup> Damit sind nicht Natura 2000 Gebiete gemeint, diese werden gesondert aufgeführt.

Auch bei der Konfliktbewertung von Trassenvarianten im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans können die Informationen zur besonderen Schutzverantwortung der Gemeinden – sowie auch die räumlich explizite Ebene der Habitatpotenzialflächen - herangezogen werden.

**Grenzüberschreitende Ebene:** Auf einem Workshop mit Teilnehmern aus der Naturschutzverwaltung und -forschung aus der Schweiz, Frankreich und Deutschland zur Sichtung von Möglichkeiten der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit bei Biotopverbundkonzepten in Basel im März 2005, wurde insbesondere ein großräumiger Zusammenhang von kalkreichen Trockenstandorten als Verbindungssachse zwischen der Schwäbischen Alb und dem Schweizer Jura vermutet. Dies geschah anhand der Analyse von Geodaten. Von deutscher Seite wurden dabei die Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ und ‚Lichte Trockenwälder‘ des Projekts „Informationssystem ZAK“ und von schweizer Seite entsprechende Kartierungen magerer Trockenstandorte verwendet. Im Rahmen eines Promotionsvorhabens am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie wird diese Verbundachse am Beispiel des Esparsetten-Widderchens (*Zygaena carniolica*) und der Küchenschelle (*Pulsatilla vulgaris*) im Detail analysiert (vgl. KISSLING 2006). Prinzipiell sind die Flächenkulissen der Anspruchstypen geeignet, bei der Ermittlung von Anknüpfungspunkten für den grenzüberschreitenden Biotopverbund entlang der Bundesgrenze im Bereich Baden-Württembergs herangezogen zu werden.

**Verwendung bei der Strategischen Umweltprüfung** (ebenenübergreifend): Das im Jahr 2005 verabschiedete Gesetz über die Strategische Umweltprüfung (SUP-Gesetz) (vgl. UVPG Teil 3) schreibt für die in Anlage 3 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) aufgeführten Pläne und Programme auf verschiedenen Planungsebenen, unter den in §14b UVPG genannten Voraussetzungen, die Durchführung einer Strategischen Umweltprüfung vor (vgl. SANGENSTEDT 2006: 165). Ziel ist die vorausschauende – strategische – Einschätzung der Umweltauswirkung der Pläne und Programme vor dem Hintergrund einer flächendeckenden ökologisch nachhaltigen Raumkonzeption (vgl. VON HAAREN 2004: 69). Als wesentliche Neuerung bringt die Strategische Umweltprüfung nach VON HAAREN & OTT (2006: 61) ein Scoping in einem frühen Planungsstadium mit sich. In diesem Schritt wird ermittelt, in welchem Umfang und Detaillierungsgrad die Umweltprüfung durchgeführt werden soll und welche Umweltziele relevant sind. Hierbei kann die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ des „Informationssystem ZAK“, bei der Bestimmung und Begründung des Untersuchungsbedarfs und zur räumlichen Konkretisierung entsprechender Erhebungen, eingesetzt werden.

### **4.3.3 Besondere Schutzverantwortungen und „Informationssystem ZAK“ als Beitrag zur Zielkonkretisierung und Methodenstandardisierung im Naturschutz**

Das vorangegangene Kapitel verdeutlicht, dass die Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ maßstabsübergreifend in allen Planungsebenen einen Beitrag zur *räumlichen Konkretisierung von Naturschutzzielen aus tierökologischer Sicht* leistet. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen stellt in seinem Sondergutachten „Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes“ des Jahres 2002 erhebliche Defizite gerade in der Formulierung von räumlich und zeitlich konkretisierten Naturschutzzielen auf Bundes- und Länderebene fest (SRU 2002: 37 f.). Weiter wird kritisiert, dass „...erhebliche Defizite bei der Standardsetzung in solchen Bereichen... [bestehen] ...in denen keine unmittelbaren gesundheitlichen oder ökonomischen Auswirkungen sichtbar werden [...] insbesondere beim Verschwinden von Arten und Biotopen“ (SRU: 30, Tz. 50). In diesem Zusammenhang sind die in Kap. 4.2.2 dargestellten Entwürfe zur Entwicklung von Methodenstandards im Naturschutz von PLACHTER et al. (2003) zu sehen, die dort mit der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ in Beziehung gesetzt wurden.

Konkretisierung der Ziele und Standardisierung von Methoden des Naturschutzes stellen damit essentielle Voraussetzungen für eine höhere Wirksamkeit der Forderungen im Interessensausgleich um die begrenzte Ressource Fläche dar. Dazu HABER et al. (1993: 1):

„Ein effektiver Natur- und Umweltschutz wird erst möglich sein, wenn es gelingt §1 Bundesnaturschutzgesetz in Form teilräumlicher Umweltqualitätsziele und –standards als rechtsverbindliche Vorgaben für die Raumplanung und Landnutzung zu konkretisieren.“ GASSNER & PIEST (1988: 12) merken bezogen auf die Planung im Allgemeinen an, dass „...die Wirksamkeit der Programme und Pläne der Landesplanung wesentlich durch den Konkretisierungsgrad ihrer Ziele beeinflusst wird.“

Die Stärkung der Landschaftsplanung durch die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 2002, kann einen wichtigen Beitrag zur Konkretisierung von Naturschutzzielen leisten. Nach HERBERT & WILKE (2003: 64) ist es in diesem Zusammenhang erforderlich, „...das Profil der Landschaftsplanung zu schärfen und ihre gutachterliche Funktion so auszubauen und anzubieten, dass Informationen und Zielformulierungen Eingang in alle raumrelevanten Entscheidungen finden können“. Damit eng verbunden ist die „Konkretisierung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege in Erfordernisse und Maßnahmen für den jeweiligen Planungsraum“ umzusetzen (HERBERT & WILKE: 2003: 64).

Jedoch ist gerade die Vielfalt eine Grundeigenschaft ökologischer Phänomene. Hohe Variation und geringe Regelmäßigkeit prägen die Zusammenhänge der belebten Natur. Scheinbar zufällige – stochastische – Ereignisse stehen typologischen und deterministischen Ansätzen entgegen (NENTWIG et al. 2004: 3). Universell gültige ‚Naturgesetze‘ wie die der Physik sind in der Ökologie nicht vorhanden (LAWTON 1999: 177). Diese Eigenschaften erschweren Konkretisierungen und Standardisierungen im Naturschutz. Gerade der Vergleich mit dem ‚besser berechenbaren‘ technischen Umweltschutz, mit zahlreichen rechtlich verankerten Umweltqualitätszielen und –standards, verdeutlicht diese Problematik.

Wie in Kap. 4.2.2 bereits erwähnt führen PLACHTER et al. (2003: 9 f.) als stichhaltiges Argument für Standardisierungen an, dass der Naturschutz in Abwägungsprozessen oft allein deshalb unterliegt, weil konkurrierende Nutzungen ein Regelwerk an Normen und Verfahren für sich geltend machen, dem der Naturschutz nichts entgegenzusetzen hat. Dies verdeutlicht, dass der tägliche Entscheidungsdruck anwendungsorientierte, plausible Konzepte erfordert, die – wenn auch nicht zu ‚100% richtigen Ergebnissen‘ – so doch zu einer Senkung der Fehlerquote in der Naturschutzpraxis führen und die Wirksamkeit der Forderungen durch etablierte Standards untermauern. Mit dem „Informationssystem ZAK“ wurde ein solches praxisorientiertes Planungswerkzeug entwickelt.

Ein ähnliches EDV-Werkzeug wie das „Informationssystem ZAK“ wurde vom Projektteam bereits für das Landesamt für Flurneuordnung entwickelt und ist dort seit dem Jahr 2002 im Einsatz (vgl. GEIBLER-STROBEL et al. 2003). Die Erfahrung damit zeigt, dass die Zielarten im Planungsablauf der Flurneuordnung mittlerweile einen ähnlich ‚nicht verhandelbaren‘ Status genießen, wie die gesetzlich geschützten §32-Biotope. Dies ermutigt, von einer Anwendung des „Informationssystem ZAK“, insbesondere bei naturschutzfachlichen Planungen auf kommunaler Ebene, eine stärkere Berücksichtigung der Zielarten in der Planungspraxis und damit eine verbesserte Berücksichtigung tierökologischer Belange zu erwarten.

Mit der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ ist eine *räumliche Konkretisierung von Schutzprioritäten* erfolgt, deren Plausibilität für die analysierten Anspruchstypen belegt werden kann. Die Einbettung der Informationen in das „Informationssystem ZAK“ eröffnet den Weg zu einer *standardisierten Berücksichtigung* und vermeidet zugleich einen Missbrauch bspw. durch ausschließliche Fokussierung von Erhebungen oder Maßnahmenplanungen auf diese Flächen.

Abschließend sei der Wunsch geäußert, dass der Begriff ‚besondere Schutzverantwortung‘ - neben einer rein naturschutzfachlichen Zielkonkretisierung - auch als emotional geprägtes, positives Prädikat aufgefasst werden möge. Er ist als Auszeichnung der besonderen Lebensraumausstattung – und auch der bisherigen Schutzbemühungen - einer Gemeinde zu verstehen und will ein Gefühl der Verantwortung für diese ‚Eigenart‘ verstärken – oder auch wecken. Insbesondere für den Verbleib dieser Lebensräume und ihrer Arten sollten die Gemeinden Sorge tragen, denn wenn nicht dort wo sonst sollte bspw. der Wendehals und die Streuobstgebiete für künftige Generationen erhalten bleiben können?

*„We can't save it all, so where should we concentrate our efforts?“*

(GINSBERG 1999: 5)



## 5 Zusammenfassung / Summary

### 5.1 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine Einschätzung der Aussagekraft der im Rahmen des Projekts „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ entwickelten Methodik der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen für Zielarten der Fauna zu den Gemeinden Baden-Württembergs zu erhalten.

**Im Rahmen des Projekts** wurden anhand GIS-gestützter Landschaftsanalysen landesweit Flächen mit besonderer potenzieller Habitateignung („Habitatpotenzialflächen“) für 25 zu ökologischen Anspruchstypen gruppierte Zielartenkollektive der Fauna räumlich abgebildet. Dies erfolgte in Form von wissenschaftlicher Habitatmodellierung durch die Umsetzung von Schlüssel-Habitatfaktoren der Anspruchstypen in die Kategorien landesweiter GIS-Datensätze und die Anwendung expertenbasierter Selektionsregeln. Aus den Flächenkulissen der Habitatpotenzialflächen wurden über zwei Indikatoren, welche die Flächengröße und die Verbundsituation der Potenzialflächen berücksichtigen (Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘), über ein relatives Rankingverfahren für jeden Anspruchstyp Vorranggebiete aus landesweiter Sicht ausgewählt. Den Gemeinden mit Anteil an den Vorranggebieten wurde eine besondere Schutzverantwortung für den jeweiligen Anspruchstyp bzw. das zugehörige Zielartenkollektiv zugewiesen.

**Im Rahmen der Dissertation** wurden verschiedene Aspekte der Gesamtmethodik für ausgewählte Anspruchstypen anhand auf regionaler Ebene vorliegender tierökologischer Geländedaten validiert. Analysiert wurden der Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ in Bezug auf die Artengruppen Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken, der Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ hinsichtlich der Avifauna, der Anspruchstyp ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ bzgl. ausgewählter Wildbienen-Arten sowie der Anspruchstyp ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ anhand der Verbreitung der Grauwammer. Untersucht wurden die Fragestellungen:

- (1) Validität der landesweiten Habitatmodelle
- (2) Eignung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ zur Auswahl von Vorranggebieten
- (3) Lage tierökologisch besonders bedeutsamer Gebiete („hotspots“) in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung
- (4) Empirische Analyse der Zielartenhypothese.

Für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ war es erforderlich eine geeignete Methode der Verbund- bzw. Konnektivitätsanalyse auszuwählen oder zu entwickeln. Da bestehende Methoden im Hinblick auf die Anforderungen im Rahmen des Projekts Nachteile aufwiesen, wurde mit der Erzeugung der ‚potenziellen Verbundräume‘ ein neues GIS-basiertes Verfahren zur Verbund- bzw. Konnektivitätsanalyse von Flächenkonfigurationen entwickelt und empirischen Prüfungen anhand tierökologischer Geländedaten unterzogen. Mit der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ wurde, basierend auf einer bestehenden Methode, ein weiteres Verfahren der Konnektivitätsanalyse entwickelt, jedoch nicht im Rahmen des Projekts eingesetzt (Anhang III).

Für die Validierungen kamen neben diversen Verfahren der schließenden Statistik auch explorative Methoden wie Ähnlichkeitsanalysen und multivariate Ordinationsverfahren sowie die Analyse geschachtelter Artengemeinschaften („nestedness“) zum Einsatz.

Die Analysen zur **Validität der landesweiten Habitatmodelle** (Kap. 3.2.1) ergeben für den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ sehr hohe Anteile der punktförmig vorliegenden Fundorte von Charakterarten der Tagfalter und Widderchen mit Lage in Habitatpotenzialflächen bzw. in einem 100m-Umfeld um die Flächen. Die Charakterarten der Heuschrecken lässt bei der entsprechenden Analyse hohe ‚Trefferquoten‘ erkennen, wobei hier bei

der Umfeldbetrachtung von 50m Toleranz zu Grunde gelegt werden. Die Analyse des Anspruchstyps ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ ergibt einen deutlichen Zusammenhang der in Messtischblatt-Quadranten vorliegenden Anzahl gemeldeter Charakter- und biotoptypischer Begleitarten der Wildbienen mit der Flächensumme des Anspruchstyps pro Quadrant. Mit der Flächenkulisse des Anspruchstyps ‚Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht‘ können die Schwerpunktorkommen der Schirmart Grauwammer überwiegend abgebildet werden. Darüber hinaus wird noch ein beträchtliches Maß an Potenzialfläche außerhalb der Nachweise ausgewiesen. Dies verdeutlicht den im Rahmen des Projekts verfolgten Ansatz über die Schwerpunktorkommen der Arten eines Zielartenkollektivs als Vorrangräume für Bestandsschutz auch plausible Entwicklungspotenziale für eine mögliche Ausdehnung der Vorkommen abzubilden. Zudem wird damit der Unsicherheit tierökologischer Absenzdaten insbesondere auf landesweiter Ebene begegnet.

Die **Prüfung der Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘** (Kap. 3.2.2) zur Auswahl von Vorranggebieten erfolgt anhand der Hypothese, dass ein vorrangiges Vorkommen hochrangiger Zielarten - insbesondere der Landesarten - in großen Habitatpotenzialflächen oder großen ‚potenziellen Verbundräumen‘ festgestellt werden kann. Die Hypothese wird bestätigt, da die Landesarten der Artengruppen Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Vögel und Wildbienen bei fast allen Auswertungen - zumindest in Bezug auf einen der beiden Indikatoren - signifikant bis höchst signifikant höhere Werte im Vergleich zu den Naturraum- und Nicht-Zielarten aufweisen. Dies zeigt, dass für die analysierten Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘, ‚Streuobstgebiete‘ und ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ in den betrachteten Gebieten ein prinzipieller positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Landesarten und der Größe der Habitatpotenzialflächen und/oder der Verbundräume besteht. Daraus wird geschlossen, dass die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ in der Kombination geeignet sind, tierökologisch besonders bedeutsame Gebiete auszuwählen.

Für die Analyse der **Lage tierökologischer ‚hotspots‘ in Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung** (Kap. 3.2.3) werden unterschiedliche Schwellenwerte zur Auswahl der Vorranggebiete aus den Habitatpotenzialflächen über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ angewendet. Der Vergleich dieser Auswertungen ergibt für die Auswertungen der Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ und ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ eine systematische Erfassung zunächst derjenigen Gemeinden mit den höchsten Anzahlen nachgewiesener Zielarten bei Anwendung des strengsten Schwellenwerts und eine sukzessive Ausdehnung der Schutzverantwortung auf Gemeinden mit weniger Zielarten bei Anwendung der weiter gefassten Schwellenwerte. Dies legt den Schluss nahe, dass mit der verwendeten Methodik eine konsistente Berücksichtigung von Gemeinden mit hohen Zielartensummen bei der Schutzverantwortungszuweisung erfolgt und die Möglichkeit der zufälligen Koinzidenz von besonderer Schutzverantwortung und hohen Zielartensummen abgelehnt werden kann. Für den Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ fällt das Ergebnis weniger deutlich aus. Dies wird u.a. mit einem deutlichen Rückgang der Streuobstgebiete vom Zeitraum der älteren noch berücksichtigten Brutvogel-Erhebungen bis zum aktuell verwendeten Datensatz der Streuobstgebiete in Zusammenhang gebracht.

Die **empirische Untersuchung der Zielartenhypothese** (Kap. 3.2.4) kann im Rahmen der Arbeit nur über quantitative Analysen vorliegender Präsenz-/Absenzdaten erfolgen und nicht über fundierte Methoden wie Zeitreihenuntersuchungen im Freiland. Die Analyse des Flächenanspruchs ergibt insbesondere für die ‚Zielorientierten Indikatorarten‘ (ZIA) der Tagfalter, Widderchen und Heuschrecken in Bezug auf den Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ für einen Großteil der Arten erwartungsgemäß überdurchschnittliche Mittelwerte der Flächengrößen. Die Analyse der ZIA der Vögel für den Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ und der Wildbienen für ‚Lössböschungen und Hohlwege‘ fällt weniger deutlich aus. Die Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen ergeben für den Großteil aller betrachteten ZIA überdurchschnittlich viele gemeinsame Vorkommen mit weiteren Charakter- und biotoptypischen Begleitarten bezogen auf die Anzahl der eigenen Vorkommen. Dies erklärt sich durch ein vorrangiges bis ausschließliches Vorkommen der ZIA in sehr artenreichen Gebieten. Dies wird im Rahmen des verfolgten Validierungsansatzes als hohe Schirmfunktion interpretiert, da bei einer Ausdehnung der Bestände der ZIA - bspw.



durch entsprechende Entwicklungsmaßnahmen - eine positive Wirkung für viele weitere Arten im Sinne eines Mitnahmeeffekts angenommen werden kann.

Anhand **multivariater Ordinationsverfahren** (Kap. 3.2.5) werden zusammenfassend Korrespondenzen von Tagfaltern, Widderchen und Heuschrecken mit dem Anspruchstyp ‚Kalkmagerrasen‘ und von Vögeln mit dem Anspruchstyp ‚Streuobstgebiete‘ ermittelt, charakteristische Artenkollektive für diese Lebensraumtypen dargestellt und die Schirmfunktion der jeweiligen ZIA geprüft. Die **Analyse geschachtelter Artengemeinschaften** (Kap. 3.2.6) bekräftigt den deutlichen Einfluss des Faktors Flächengröße auf die Artenvielfalt der Charakterarten für Kalkmagerrasen der Tagfalter und Widderchen. Obgleich anhand der ‚potenziellen Verbundräume‘ noch weiterer plausibler Erklärungsgehalt bzgl. des Verbreitungsbilds der analysierten Arten gegeben werden kann, zeigen sich auch die Grenzen der ausschließlichen Berücksichtigung der Habitatfaktoren Flächengröße und Verbundsituation. Eine differenzierte Auswertung von Habitatqualitäten war aufgrund des landesweiten Ansatzes des Projekts nicht möglich.

Zur Operationalisierung des Indikators ‚Biotopverbund‘ wurde ein **neues GIS-basiertes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen entwickelt, welches sog. ‚potenzielle Verbundräume‘** erzeugt (Kap. 2.1.3.4.4). Das Verfahren wird unter Anwendung variabler Distanzwerte anhand Geländedaten zu Tagfaltern und Widderchen der Kalkmagerrasen analysiert (Kap. 3.2.7). Die Fragestellung ist, ob zur Erklärung der Artenzahl von Charakterarten - über die Flächengröße der Kalkmagerrasen hinaus - die Größen der Verbundräume, bei Anwendung der jeweiligen Wanderungsdistanzen, einen Beitrag leisten. Für drei Datensätze aus unterschiedlichen Naturräumen Baden-Württembergs ergibt sich in erstaunlicher Übereinstimmung ein Zusammenhang zwischen der Anzahl Charakterarten und den Größen der Verbundräume um die Kalkmagerrasen, die mit Distanzwerten von etwa 700m bis 1200m erzeugt werden. Es wird die These formuliert, dass die Artenzahl der ausgewerteten Untersuchungsgebiete positiv mit dem Vorhandensein potenzieller Habitate korreliert, die mit Wanderungsdistanzen von etwa 700m bis 1200m erreicht werden können. Dabei wird auf die Vorstellung synchroner Populationsdynamik in sehr engräumig vernetzten Flächenkonfigurationen Bezug genommen.

Im Laufe des Projekts und anhand der Validierungen sind **Einschränkungen und Grenzen der entwickelten Methodik** deutlich geworden. Bei den über die Biotopkartierungen umgesetzten Anspruchstypen ergaben sich Einschränkungen durch die vegetationskundliche Ausrichtung der Kartierschlüssel, die zum Teil nicht mit den tierökologisch relevanten Besiedelungskriterien übereinstimmen. Daher kann es auch außerhalb der Habitatpotenzialflächen geeignete Habitate für Zielarten der bearbeiteten Anspruchstypen geben. Eine über die Erfassungskriterien als §32-Biotop hinaus gehende Berücksichtigung von Habitatqualitäten, insbesondere aus tierökologischer Sicht, war nicht möglich. Die wenigen Anspruchstypen, für die auf kleinmaßstäbigere Daten wie die des ATKIS ausgewichen werden musste, werden nicht als potenzielle Habitate sondern als Suchräume dafür interpretiert. Der Anspruchstyp ‚Mittleres Grünland‘ konnte nur in Annäherung und der naturschutzfachlich sehr bedeutende Anspruchstyp der ‚Lichtwaldarten‘ konnte mangels Datengrundlagen nicht bearbeitet werden. Bei der Konnektivitätsanalyse für den Indikator ‚Biotopverbund‘ wurde einheitlich für alle Anspruchstypen die Wanderungsdistanz von 500m zu Grunde gelegt und die zwischen den Habitatpotenzialflächen gelegene Landschaftsmatrix nicht berücksichtigt. Im Rahmen des Projektumfangs war eine weitere Differenzierung der hinsichtlich Ressourcennutzung erfolgte Gruppierung der Anspruchstypen hinsichtlich Dispersionsvermögen nicht möglich.

Für die analysierten Anspruchstypen und Artengruppen kann gezeigt werden, dass die entwickelte **Methodik zur Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs insgesamt konsistent und plausibel ist**. In den Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung besteht ein besonders bedeutsames Habitatangebot aus landesweiter Sicht und es kann ein vorrangiges Vorkommen hochrangiger Zielarten festgestellt werden.

**Ziel der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘** des „Informationssystem ZAK“ ist es, der Naturschutzverwaltung und Entscheidungsträgern zu verdeutlichen, für welche Lebensraumtypen einer Stadt oder Gemeinde eine besondere Verant-

wortung aus landesweiter Sicht für den Schutz und die Entwicklung der typischen Zielarten zukommt. Hintergrund ist, dass noch großräumig bzw. zahlreich vorhandene Biotoptypen innerhalb der Gemeinden oft als wenig schutzbedürftig eingeschätzt werden und eine defizitäre Berücksichtigung tierökologischer Belange in der Planungspraxis festzustellen ist (vgl. Kap. 2.1.1). Zudem stellen Grenzen administrativer Einheiten, wie die der Städte und Gemeinden, aus ökologischer Sicht betrachtet meist willkürliche Ausschnitte der Landschaft dar. Gleichzeitig werden hier raumwirksame Entscheidungen getroffen, deren ökologische Wirkungen weit über den administrativen Zuständigkeitsbereich hinaus reichen können. Der entwickelte Ansatz basiert auf dem ‚Verantwortlichkeitskonzept‘ im Naturschutz (vgl. Kap. 2.1.2.1). Die dort durchgeführte Bewertung von Schutzprioritäten für einzelne Arten auf nationaler Ebene erfolgt unter Berücksichtigung des Anteils des nationalen Bestands am weltweiten Gesamtbestand der Art. Dies wird übertragen auf das potenzielle Habitatangebot von Gemeinden für Zielartenkollektive in Bezug auf das landesweite Gesamt-Habitatangebot für das jeweilige Zielartenkollektiv.

Mit der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ erfolgt eine konsistente räumliche Konkretisierung von Zielvorgaben des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg. Aus plausiblen landesweiten Flächenkulissen potenzieller Habitate werden unter Anwendung etablierter ökologischer Theorien Vorranggebiete ausgewählt. Diese werden in eine planungsbezogene Kennzeichnung von Gemeinden umgesetzt, die aufgrund ihres Anteils an besonders großen und/oder stark vernetzten potenziellen Habitaten eine herausragende Bedeutung für den Schutz und die Entwicklung von Zielartenkollektiven erwarten lassen. Die entwickelte Methodik ist transparent und nachvollziehbar. Die Informationsebene dient der **Identifizierung der ‚Eigenart‘ einer Gemeinde** aus naturschutzfachlicher Sicht. Sie soll zur **Zielbestimmung von Naturschutzstrategien und zur Leitbildentwicklung** herangezogen werden.

Die Informationen zur ‚besonderen Schutzverantwortung‘ einer Gemeinde sind auf verschiedenen Ebenen planungsrelevant in die **Anwendung des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“** integriert. Eine landesweite Übersicht der Habitatpotenzialflächen, der ‚potenziellen Verbundräume‘ und der Gemeinden mit besonderer Schutzverantwortung vermittelt eine Einordnung der einzelnen Gemeinden in den naturräumlichen Zusammenhang in Bezug auf den jeweiligen Anspruchstyp. Die konkreten Habitatpotenzialflächen der Anspruchstypen können im Kartenviewer des Informationssystems vor topographischen Kartenhintergründen eingeblendet und danach abgefragt werden, ob es sich um Vorranggebiete handelt, die eine besondere Schutzverantwortung einer Gemeinde begründen. Die Flächen sind bei tierökologischen Erhebungen vorrangig auf entsprechende Vorkommen zu prüfen. Bei Umsetzung geeigneter Maßnahmen kann in der Regel von einem hohen Besiedlungspotenzial dieser Flächen ausgegangen werden. Die besondere Schutzverantwortung einer Gemeinde für einen Anspruchstyp begründet einen erhöhten Prüfbedarf der entsprechenden Zielarten und im Falle des Nachweises die Flächensicherung und Entwicklung der Vorkommen. Im Programmbereich der Maßnahmenabfrage des „Informationssystem ZAK“ sind jene Maßnahmen gekennzeichnet, welche die Anspruchstypen, für die in einer Gemeinde eine besondere Schutzverantwortung besteht, in hohem Maße fördern.

Erhalt und Förderung der Artenvielfalt gelingen auf Dauer nur durch Schutz und Entwicklung langfristig überlebensfähiger Populationen. Dafür ist der Erhalt stabiler Schwerpunktorkommen erforderlich, auch wenn aus Sicht einer betroffenen Gemeinde der jeweilige Lebensraumtyp ‚im Überfluss‘ vorhanden und damit weniger schutzbedürftig zu sein scheint. Das Ziel der **Sicherung der Artenvielfalt auf Landesebene erfordert daher eine besondere Berücksichtigung der ‚Eigenart‘ auf kommunaler Ebene**. Dieser schwierig fassbare Begriff wird mit der Informationsebene ‚besondere Schutzverantwortung‘ im Rahmen des „Informationssystem ZAK“ – über die räumliche Konkretisierung überregionaler Schutzprioritäten - planungsbezogen handhabbar gemacht. **Mit der konsequenten Anwendung des „Informationssystem ZAK“ und der Berücksichtigung der besonderen Schutzverantwortungen der Gemeinden kann künftig ein wichtiger Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt in Baden-Württemberg geleistet werden.**

## 5.2 Summary

The doctoral thesis herein presented was conducted within the framework of the project 'Information System Target Species Concept in Baden-Wuerttemberg'. The project was funded by the state's Ministry of Food and Rural Area (Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum). It was undertaken in collaboration with the State Agency for the Protection of the Environment (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, LUBW), and the fauna-experts at the 'Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung', Filderstadt and Mrs. Dr. Geissler-Strobel, Tübingen.

A major part of the project was the development of a methodology for assigning 'special conservation responsibilities' for fauna target species to the municipalities of Baden-Wuerttemberg. The approach contributes to the identification of conservation priorities at the local planning-level, derived from the statewide conservation priorities laid down in the 'Target Species Concept Baden-Wuerttemberg', as will be explained below. The objective of the doctoral thesis was to carry out a validation of the developed approach to get an estimation of the significance of the results and their usefulness within various instruments and levels of landscape planning.

**The developed approach** consists of the following steps:

- (1) the initial step was an aggregation of target species into 25 ecological groups with similar habitat profiles (ecological guilds).
- (2) the second step involves the development of knowledge-based habitat models for these ecological groups to define areas with high habitat potential over the whole state. This was done by transferring key-habitat factors into the categories of GIS-data with statewide extent and the application of knowledge-based selection rules. The result is the spatially explicit delineation of areas with high habitat potential for each of the 25 ecological groups.
- (3) the third step consists of a selection procedure to identify priority areas using the criteria 'patch-size' and 'patch-connectivity'. A 'special conservation responsibility' for each ecological group was assigned separately to those municipalities covering the priority areas or parts of them.

**Within the doctoral thesis** various aspects of the developed approach were validated for selected ecological groups and their corresponding habitat-types using fauna field data. The habitat type 'unimproved calcareous grasslands' was analysed using field data for butterflies, burnet moths and grasshoppers. The habitat type 'open orchard meadows' was validated using data on breeding birds. The habitat types 'slopes and sunken paths in loess' was analysed using selected character bee-species and 'arable land with favourable soils and continental climate' by comparing it with the distribution of the character species Corn Bunting (*Miliaria calandra*). The following research questions were analysed:

- (1) validity of the statewide habitat models
- (2) suitability of the criteria 'patch-size' and 'patch-connectivity' to select priority areas
- (3) the coincidence of areas with high fauna biodiversity ('hotspots') and municipalities with 'special conservation responsibilities'
- (4) empirical analyses of the target species hypothesis.

It was essential to select an existing or to develop a new method for analysing the connectivity of habitat networks before applying the criteria 'patch-connectivity'. As existing methods failed to meet the particular demands which arose in the project a new method was developed. This GIS-based procedure derives so called 'Potential Habitat Networks' ("potenzielle Verbundräume") by delineating the smallest encompassing envelope-polygon possible around habitat patches which are located within a given distance. In addition, with the 'Radial View-Edge Analysis' ("Radiale

Sichtkantenanalyse“) another GIS-based procedure for the connectivity-analysis of habitat networks was developed but eventually not applied within the project (annex III).

The validation was carried out on different fauna data sets using statistical techniques such as explorative methods including similarity analyses, multivariate ordination and the analyses of nested species assemblages.

The analyses of the **validity of the statewide habitat models** (chapter 3.2.1) comprised an overlay of the occurrences of character-species of the analysed habitat-types with the areas of potential habitat. This allowed to derive the 'hit ratios' of occurrences laying within the potential habitat patches. The analysis showed how many of the actual habitats of target species could be successfully modelled. For the habitat type 'unimproved calcareous grasslands' very high hit ratios were obtained for butterfly and burnet moth species and high scores ratios for grasshopper character-species. In these cases point data of species-occurrences could be analysed. For the habitat type 'slopes and sunken paths in loess' presence/absence data for bee character-species based on a mesh with approx. 6 x6 km edge length had to used as point data was not available. The analysis showed a strong correlation between the number of reported species in the mesh-cells and the sum of potential habitat area in the same unit.

The habitat model of the habitat-type 'arable land with favourable soils and continental climate' was compared with the statewide distribution of the Corn Bunting. The extremely sensitive bird-species can be considered as an 'umbrella species' for the ecological group of species for this habitat-type. This means that its occurrence indicates favorable habitat conditions for several other characteristic species with similar habitat profiles. The habitat model successfully reproduces the principal areas of occurrences of the Corn Bunting in Baden-Wuerttemberg. In addition the model provides a considerable amount of potential habitats outside of current known occurrences. This highlights the modeling approach pursued in the project. Apart from identifying the main focus areas for the protection of existing populations, it was clearly intended to point out areas which presumably bear a high potential. These areas are important to extent the current species' distribution by implementing suitable habitat development measures. Also this approach considers the uncertainty within fauna absence-data. This is always a methodological problem especially when looking at statewide distribution patterns as representative surveys are not carried out in Baden-Wuerttemberg.

The **examination of the criteria 'patch-size' and 'patch-connectivity'** to select priority areas for species conservation (chapter 3.2.2) was based on the hypothesis that prominent populations of high ranking target species ('Landesarten') tend to occur in large potential habitats or large 'Potential Habitat Networks' as derived by the developed procedure (see above). The hypothesis could be verified as the 'Landesarten' of the butterflies, burnet moths, grasshoppers, birds and bees show in almost all analyses clearly larger values of at least one of the two criteria compared to the lower ranking target species and non-target species. The results ranged from statistically significant to highly significant.

The findings substantiate the hypothesis that the analysed habitat-types 'unimproved calcareous meadows', 'open orchard meadows' and 'slopes and sunken paths in loess' in principle showed a positive correlation between the occurrence of 'Landesarten' and the size of the potential habitats and/or the size of the 'Potential Habitat Networks' exists. It is concluded that, combined, the criteria 'patch-size' and 'patch-connectivity' are suitable for selecting priority areas with favourable habitat conditions for the considered animal species.

In order to analyse the **spatial correspondence of areas with high fauna biodiversity ('hotspots') with municipalities having a 'special conservation responsibility'** for a corresponding habitat-type (chapter 3.2.3) different threshold values for the selection of priority areas via the criteria 'patch-size' and 'patch-connectivity' were applied. The small threshold values lead to fewer municipalities with a 'special conservation responsibility' as the wider threshold values and result in a more 'exclusive' selection. Comparison of different versions initially showed for the habitat-types 'unimproved calcareous grasslands' and 'slopes and sunken paths in loess' a

systematic coverage of municipalities with the highest numbers of reported target species when the smallest threshold value is applied. The application of broader threshold values led to a gradual extension of the 'special conservation responsibilities' into municipalities with fewer target species. This supports the assumption that the developed approach produces a consistent assessment of municipalities with high fauna biodiversity. The possibility that the assessment is based on stochastic influences can be rejected. For the habitat-type 'open orchard meadows' the results are less clear. This can be explained with the evident decline of these habitats within the time span of the analysis from the oldest bird-survey which was considered to recent GIS-data for this habitat-type used for the analysis.

Within the framework of this doctoral thesis an **empirical examination of the target species hypothesis** (chapter 3.2.4) could only be carried out by quantitative analyses of existing presence/absence-data. Thorough research of the topic would involve a study design including extensive field work and time series analyses. This could not be carried out within the project. The target species hypothesis states that the successful expansion of the distribution of so called 'umbrella species' will eventually lead to a likewise dispersion of certain ecological groups of species having similar habitat profiles but lower demands on key habitat factors. Within the 'Target Species Concept Baden-Wuerttemberg' certain target species were classified as assumed umbrella species based on expert knowledge. For these so called 'Target Oriented Indicator Species' ('Zielorientierte Indikatorarten') more detailed information is provided in the 'Target Species Concept' to support a more thorough consideration in landscape planning. In the doctoral thesis the target species hypothesis was analysed by investigating the occurrence of 'Target Oriented Indicator Species' predominantly in habitats of superior size and bearing a superior species richness. Against this background, it was concluded that a focus on supporting these key target species will inevitably improve living conditions for many other co-occurring species. This in turn confirms the popular conservation strategy of focussing measures and resources on selected indicator species.

The analyses of the habitat size of the 'unimproved calcareous grasslands' resulted in predominant occurrences of almost all 'Target Oriented Indicator Species' of butterflies, burnet moths and grasshoppers in habitat-patches of superior size. The results of the 'Target Oriented Indicator Species' among birds occurring in habitat-patches of 'open orchard meadows' and the bees in habitats of 'slopes and sunken paths in loess' are less significant. The analyses of species-coexistence and similarity of species-occurrence result for the bulk of the considered 'Target Oriented Indicator Species' in numbers of co-occurring character-species that are well above average compared to the other species.

This can be explained by a predominant to exclusive occurrence of 'Target Oriented Indicator Species' in habitats with high species richness. It can be concluded that by successfully expanding the populations of 'Target Oriented Indicator Species' a positive effect for many species with similar habitat profiles can be expected

**Multivariate ordination techniques** (chapter 3.2.5) allow the simultaneous analysis of the distribution pattern of a multitude of species with regard to several explaining variables i.e. key habitat factors. These statistics were used for several purposes: to analyse the correspondence of species with certain habitat factors, to extract characteristic species assemblages for certain habitat-types, and to examine the 'umbrella function' of 'Target Oriented Indicator Species'. Investigations were carried out for the habitat-type 'unimproved calcareous grasslands' with respect to butterflies, burnet moths and grasshoppers as well as for 'open orchard meadows' using data for breeding birds. Ordination techniques proved to be a useful tool for explorative statistical analyses of large data sets. They allow a clear visualisation of species with similar distribution patterns and a similar correspondence to habitat factors.

**Analyses of nested species assemblages** ('nestedness') (Kap. 3.2.6) support the strong influence of the habitat size on the richness of character species of butterflies and burnet moths in habitats of unimproved calcareous grasslands. More explanatory power was achieved by including the size of 'Potential Habitat Networks' in the analysis. But also the nestedness-analysis showed the limits of exclusively using habitat size and

connectivity as explaining habitat factors. Due to the statewide extent of the project approach a detailed consideration of further factors like habitat quality was not possible.

To operationalise the criteria 'patch connectivity' a **new GIS-based procedure for the connectivity analyses of patch configurations** was developed (chapter 2.1.3.4.4). The algorithm delineates the smallest encompassing polygon possible around habitat patches which are situated nearer than a given distance threshold value. These envelope polygons are called 'Potential Habitat Networks' (potenzielle Verbundräume'). The ecological relevance of the methodology was validated for the habitat type 'unimproved calcareous grasslands' and data for butterflies and burnet moths by applying various distance values (chapter 3.2.7). The research question was, if in addition to habitat size, the size of the 'Potential Habitat Networks' can add explanatory power to the examination of species richness of the habitats. The analyses of data sets compiled in three differing landscape units of Baden-Wuerttemberg show in surprising correspondence a correlation between the number of character species and the size of the 'Potential Habitat Networks' that were delineated with distance values ranging from 700m to 1200m. The hypothesis is formulated that the species richness of the analysed habitat patches is positively correlated with the existence of potential habitats that can be reached within a dispersal distance between 700m to 1200m. This hypothesis is based on the theory of synchronized population dynamics in habitat configurations with very closely positioned neighbouring patches and thus very high connectivity. In these situations a 'catastrophe' like a hail storm might extinguish a whole set of interacting local populations. Therefore the theory states that populations which interact over a more widespread spatial extent have favorable survival conditions. This is consistent with the results of analysing the 'Potential Habitat Networks' over a multitude of dispersal distances. The results substantiate the assumption that the procedure delineates network configurations which are relevant for species dispersal.

**Restrictions and limitations of the developed approach** became apparent during the course of the project and as a result of the validations. The habitat models which were based on the statewide survey of protected habitat-types in Baden-Wuerttemberg ('§32-Biotopkartierung') are impaired by the floristically oriented mapping system for this data. Partially the mapped categories did not correspond with faunistic habitat criteria. Therefore suitable habitats for target species might also exist to some extent outside the mapped units and therefore outside the modeled potential habitats. A further consideration of faunistic habitat-qualities, in addition to the fact that the habitats were mapped by the survey of protected habitat-types, was not possible. A number of few habitat-types could not be processed using the mapping of protected habitats. For these small-scale data like the 'Authoritative Topographic-Cartographic Information System' ('Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem' - ATKIS) had to be used. The resulting areas are not interpreted as actual potential habitats but as search areas for these. The habitat-type 'mesophile grasslands' could not be processed with a comparable quality as the others. The zoologically very important habitat-type 'sparse forests' could not be implemented at all because the necessary data was not available.

The connectivity-analyses for the application of the criteria 'patch-connectivity' was carried out for all habitat-types uniformly with a distance value of 500m. Within the scope of the project the intention was not to model the actual dispersal-behaviour of single species. Rather it was aimed at identifying habitat configurations which presumably offer a high connectivity for the majority of the considered species. Although the procedure allows the consideration of the actual landuse between the potential habitats this was not taken into account. This was abandoned because the classified ecological groups do not coincide with a classification of target species according to their dispersal capabilities. Further differentiation of the species classification was not possible within the framework of the project.

For the analysed habitat-types and target species it can be proved that the developed **approach of assigning 'special conservation responsibilities' for target species to the municipalities of Baden-Wuerttemberg is consistent and leads to plausible results.** Municipalities with a 'special conservation responsibility' comprise an

especially significant setting of potential habitats seen from a statewide perspective. Predominant occurrences of high ranking target species can be observed.

**The intention of the program module 'special conservation responsibilities'** as part of the 'Information System Target Species Concept in Baden-Wuerttemberg' is to point out the ecological context and the statewide importance of a municipalities' natural setting. Borders of administrative units like municipalities are in most cases ecologically arbitrary sections of the landscape. At the same time they serve as planning units where decisions are made with impacts that can influence the ecosystem well beyond the administrative borders. Therefore the developed approach provides local authorities and decision makers with the information which of the municipalities' habitat-types and target species have great importance as seen from the statewide perspective and should therefore be in the focus of conservation strategies. This information is important because prevalent decision making at municipality-level often reduces the importance of relatively widespread or numerous habitat-types. But exactly these large and/or highly connected habitats often serve as the last refuge of endangered species and comprise an outstanding species richness as could be proved in this doctoral thesis. Therefore the evaluation of habitat-types on a local level has to be more strongly influenced by the evaluation derived from a regional or statewide perspective. In addition an insufficient consideration of zoological aspects in landscape planning can be observed, mainly due to costly field methods (chapter 2.1.1). Focussing the scope of the field investigations can enhance their efficiency by directing the available resources to receive the most meaningful zoological data.

The developed approach is based on the 'responsibility concept' in nature conservation (chapter 2.1.2.1). In that concept responsibilities for the protection of single species seen from a global perspective are assigned to single countries using criteria like the share of a national population in the global population. In the project this concept was conferred to assessing the municipalities' amount of potential habitat in relation to the statewide overall amount of potential habitat for certain ecological groups of species.

The information on the 'special conservation responsibilities' of a municipality result from a consistent spatial refinement of the target settings of the 'Target Species Concept Baden-Wuerttemberg'. Applying established ecological theory, priority areas for nature conservation are selected from plausible potential habitats with statewide extent. The priority areas are converted into an identification of municipalities. In the identified municipalities a superior importance of protecting and developing populations of target species of certain habitat-types is expected due to the existence of especially large and/or highly connected habitats. The developed methodology is transparent and comprehensible, also for persons outside the ecological scientific community. The information serves the **identification of the typical natural characteristics of the municipalities** of Baden-Wuerttemberg. It should be consulted when **defining priorities for species protection and for the development of strategies for nature conservation**.

The information on the 'special conservation responsibilities' of a municipality are integrated on various levels in the **utilisation of the 'Information System Target Species Concept Baden-Wuerttemberg'**. Statewide maps for each habitat-type provide an overview of the potential habitats, the 'Potential Habitat Networks' and the municipalities with 'special conservation responsibilities' for each habitat-type. In addition they visualise the surrounding natural context of the municipalities. In detail the potential habitats can be viewed within the interactive map-viewer of the information system. This program module allows to visualise the potential habitats at various scales in combination with other relevant GIS-data like protected areas as well as topographic maps. The potential habitats can be queried for priority areas justifying a 'special conservation responsibility' of a municipality. Within the course of a fauna field investigation the potential habitats should be considered with particular diligence. A 'special conservation responsibility' of a municipality for a habitat-type demands a higher necessity for fauna field work on the the corresponding target species. In the case of existing populations a very high priority should be set on protecting the habitat legally and developing the population with adequate measures. If no relevant populations can be

observed, these areas still offer a high potential for colonisation if adequate measures of habitat development are accomplished. Therefore, within the program module of querying measures for habitat improvement, those measures are labelled which directly support the habitat-types with 'special conservation responsibilities' in a chosen municipality.

Conservation and the sustainable development of biodiversity can only be accomplished by protecting and developing sound populations of species which are survivable in the long run. Therefore the conservation of solid prominent populations is essential although - as seen from the perspective of a municipality - a habitat-type may appear in plentiful abundance and therefore low conservation-value. The goal of **conserving biodiversity on the statewide level requires at the level of municipalities the special consideration of the existing natural characteristics**. Maximising biodiversity referring to a local level like municipalities can be counterproductive to the overall goal of biodiversity conservation.

The information on 'special conservation responsibilities' helps to identify the natural characteristics of the municipalities by spatial disaggregation of statewide conservation priorities laid down in the 'Target Species Concept Baden-Wuerttemberg'. Its practical integration within the 'Information System Target Species Concept' enables a standardised consideration in planning processes. Therefore the **'special conservation responsibilities' serve as an important contribution to the conservation of biodiversity in Baden-Wuerttemberg**.



## 6 Quellenverzeichnis

- ACHTZIGER, R.; STICKROTH, H. & R. ZIESCHANK (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. - *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 63, Bonn, 137 S.
- AGL – ARBEITSGEMEINSCHAFT LANDSCHAFTSÖKOLOGIE ULM (1993): Pflege- und Entwicklungskonzept für den Truppenübungsplatz Münsingen. Gutachten im Auftrag der Wehbereichsverwaltung V (unveröff.).
- AKCAKAYA, H.R. (2002): Linking landscape data with population viability analysis (version 4.0). *Applied Biomathematics*, Setauket, New York.
- ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz: Modellregion Biosphärenreservat Rhön. Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON). Echzell, 235 S.
- ALTMOOS, M. (1999): Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozessschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig. UFZ-Bericht Nr. 18/1999, *Stadtökologische Forschungen* Nr. 23. Leipzig, 252 S.
- ALTMOOS, M. (2003): Schützen wir die richtigen Flächen für Tiere? Einfluss unterschiedlicher Daten auf die Auswahl von Gebietssystemen und Mindeststandards in einem Handlungsablauf für Tierartenschutz. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (7): 247-254.
- AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.) (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart, 336 S.
- ASSHOFF, M. (1999): Die Erschließung und Modellierung ökologischen Wissens für das Management von Feuchtwiesenvegetation: ein Beispiel für die Aufbereitung ökologischen Wissens und den Transfer mit hybriden Expertensystemen. - *EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Suppl.* Bd. 27, 216 S.
- ATMAR, W. & B.D. PATTERSON (1993): The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. - *Oecologia* 96: 373-382.
- AUSTIN, M.P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. - *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- AVERY, M.; GIBBONS, D.W.; PORTER, R.; TEW, T.; TUCKER, G. & G. WILLIAMS (1994): Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. - *Ibis* 137: 232-239.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W. & R. WEIBER (2003): *Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung.* 10. Aufl., Berlin, 818 S.
- BAHRENBURG, G.; GIESE, E. & J. NIPPER (1999a): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 1: Univariate und bivariate Statistik.* Stuttgart, 234 S.
- BAHRENBURG, G.; GIESE, E. & J. NIPPER (1999b): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik.* Stuttgart, 415 S.
- BALMER, O. (2002): Species lists in ecology and conservation: abundances matter. - *Conservation Biology* 16 (4): 1160-1161.
- BARTHEL, P.H. & A.J. HELBIG (2005): Artenliste der Vögel Deutschlands. - *Limicola* 19: 89-111.
- BAUDRY, J. & H.G. MERRIAM (1988): Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. In: SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.): *Connectivity in Landscape Ecology.* - *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 23-28.
- BAUMANN, T.; BIDERMANN, R. & E. HOFFMANN (1999): Mitnahmeeffekte wirbelloser Zielarten am Beispiel von Trockenstandorten. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren:* 37-45. Stuttgart, 336 S.

- BEGON, M.; HARPER, J.L. & C.R. TOWNSEND (1990): Ecology. Individuals, populations and communities. 2<sup>nd</sup> edition, Boston, 945 S.
- BEIER, P. & R.F. NOSS (1998): Do habitat corridors provide connectivity? - Conservation Biology 12 (6): 1241-1252.
- BELL, W.J. (1991): Searching behaviour. London, 358 S.
- BENDER, D.J.; TISCHENDORF, L. & L. FAHRIG (2003): Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. - Landscape Ecology 18: 17-39.
- BENNETT, A.F. (2003): Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2<sup>nd</sup> ed., IUCN, Gland, 254 S.
- BENZLER, A. (2001): Seltene, bedrohte und endemische Tier- und Pflanzenarten – Auswahl von Artengruppen und Arten für ein bundesweites Naturschutzmonitoring. - Natur und Landschaft 76 (2): 70-87.
- BERTHOUD, G.; LEBEAU, R.P. & A. RIGHETTI (2004): Nationales ökologisches Netzwerk REN – Schlussbericht. - Schriftenreihe Umwelt Nr. 373. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BEZZEL, E. & R. PRINZINGER (1990): Ornithologie. 2. Aufl. Stuttgart, 529 S.
- BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? - Natur und Landschaft 67 (9): 419-424.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. 4. Aufl. Greven, 479 S.
- BLAB, J. (2004): Bundesweiter Biotopverbund. Konzeptansatz und Strategien der Umsetzung. - Natur und Landschaft 79 (12): 534-543.
- BLAB, J.; TERHARDT, A. & K.-P. ZSIVANOVITS (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. 1. Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelder Ländchen. - Landschaftspflege und Naturschutz 30, 223 S.
- BLASCHKE, T. (1999): Habitatmodellierung mit Desktop-GIS. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung: 259-274. Heidelberg, 278 S.
- BLASCHKE, T. (2000a): Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. - GIS - Zeitschrift für Geoinformationssysteme 6: 17-26.
- BLASCHKE, T. (2000b): Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. In: Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 29: 267-299.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2004): Umweltpolitik – Umweltbewusstsein in Deutschland 2004. Bonn, 96 S.
- BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (2005): Entwurf der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Berlin, 1. Aufl., 159 S. [online] URL: [http://www.biodiv-chm.de/Documents/Nat\\_Strat\\_Biodiv\\_Entwurf/](http://www.biodiv-chm.de/Documents/Nat_Strat_Biodiv_Entwurf/) (2.3.2006)
- BNATSCHG: Bundesnaturschutzgesetz vom 20. Dezember 1976 (BGBl I: 649 ff), zuletzt geändert durch das Bundesnaturschutzgesetzneuregelungsgesetz (BNatSchGNeuregG) vom 25. März 2002 – Bundesgesetzblatt (BGBl) I Teil 2 vom 2.4.2002: 1193 – 1218.
- BÖTTCHER, M.; RECK, H.; HÄNEL, K. & A. WINTER (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur in Deutschland. - Gaia 2: 163-166.
- BOWMAN, J.; CAPPUCCINO, N. & L. FAHRIG (2002): Patch size and population density: the effect of immigration behaviour. In: Conservation Ecology 6 (1): 9 [online] <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9> (6.8.2006).
- BOWNE, D.R. & M.A. BOWERS (2003): Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. - Landscape Ecology 19: 1-20.

- BOYE, P. & H.-G. BAUER (2000): Vorschlag zur Prioritätenfindung im Artenschutz mittels Roter Listen sowie unter arealkundlichen und rechtlichen Aspekten am Beispiel der Brutvögel und Säugetiere Deutschlands. In: BINOT-HAFKE, M.; GRUTTKE, H.; LUDWIG, G. & U. RIECKEN (Bearb.): Bundesweite Rote Listen – Bilanzen, Konsequenzen, Perspektiven. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 65: 71-88. Bonn 255 S.
- BREUNIG, T. (1998): Überarbeitung der Naturräumlichen Gliederung Baden-Württembergs auf Ebene der naturräumlichen Haupteinheiten. - Fachdienst Naturschutz der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Heft 1/98.
- BRINKMANN, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 18 (4), 127 S.
- BRINKMANN, R. (1999): Möglichkeiten und Grenzen der Integration tierökologischer Daten in die Landschaftsplanung – dargestellt am Beispiel des Landschaftsplan Nenndorf. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 19 (2): 90-104.
- BROWN, J.H. & A. KODRIC-BROWN (1977): Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. - Ecology 58 (2): 445-449.
- BUCHWEITZ, M. (1992): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrstrecke (*Psophus stridulus* L., 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. Diplomarbeit Univ. Hohenheim, 117 S. (unveröff.).
- BUNN, A.G.; URBAN, D.L. & T.H. KEITT (2000): Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. - Journal of Environmental Management 59: 265-278.
- BURKHARD, R.; BAIER, H.; BENDZKO, U.; BIERHALS, E.; FINCK, P.; JENEMANN, K.; LIEGL, A.; MAST, R.; MIRBACH, E.; NAGLER, A.; PARDEY, A.; RIECKEN, U. SACHTELEBEN, J.; SCHNEIDER, A.; SZELEKY, S.; ULLRICH, K.; VAN HENGEL, U. & U. ZELTNER (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des §3 BNatSchG „Biotopverbund“. - Natur und Landschaft 78 (9/10): 418-426.
- BURKHARD, R.; BAIER, H.; BENDZKO, U.; BIERHALS, E.; FINCK, P.; LIEGL, A.; MAST, R.; MIRBACH, E.; NAGLER, A.; PARDEY, A.; RIECKEN, U. SACHTELEBEN, J.; SCHNEIDER, A.; SZELEKY, S.; ULLRICH, K.; VAN HENGEL, U.; ZELTNER, U. & F. ZIMMERMANN (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des §3 BNatSchG „Biotopverbund“ – Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. - Naturschutz und Biologische Vielfalt Band 2, S. 7-57.
- CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2006): Parties to the Convention on Biological Diversity / Cartagena Protocol on Biosafety. [online]  
<http://www.biodiv.org/world/parties.asp?tab=0> (28.02.2006)
- CONNOR, E.F. & E.D. MCCOY (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. - American Naturalist 113: 791-833.
- CRIST, P.J.; KOHLEY, T.W. & J. OAKLEAF (2000): Assessing land-use impacts on biodiversity using an expert system tool. - Landscape Ecology 15: 47-62.
- DAVIC, R.D. (2003): Linking keystone species and functional groups: a new operational definition of the keystone concept. - Conservation Ecology 7 (1): r11 [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss1/resp11/>.
- DETZEL, P. (1998) Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart, 580 S.
- DETZEL, P. & N. SACHS (2001): GIS-gestützte Populationsgefährdungsanalyse: Artenschutzprogramm Gebirgsgrashüpfer (*Stauroderus scalaris* Fischer von Waldheim, 1846) auf der Schwäbischen Alb. - Natur und Landschaft 76 (11): 491-497.
- DIAMOND, J.M. (1972): Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. - Proceedings of the National Academy of Sciences USA 69: 11: 3199-3203.
- DIAMOND, J.M. (1976): Assembly of species communities. In: CODY, M.L. & J.M. DIAMOND (Eds.): Ecology and evolution of communities: 342-444. Harvard.
- DIAMOND, J.M.; TERBORGH, J.; WHITCOMB, R.F.; LYNCH, J.F.; OPLER, P.A.; ROBBINS, C.S.; SIMBERLOFF, D.S. & L.G. ABELE (1976): Island biogeography and conservation: strategy and limitations. - Science 193: 1027-1029.

- DIERBEN, K. & H. RECK (1998): Konzeptionelle Mängel und Ausführungsdefizite bei der Umsetzung der Eingriffsregelung im kommunalen Bereich. Teil A: Defizite in der Praxis. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (11): 341-345.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Stuttgart, 683 S.
- DIESTEL, R. (2000): Graphentheorie. 2. Aufl., Berlin, 314 S.
- DUNN, E.H.; HUSSELL, D.J.T. & D.A. WELSH (1999): Priority-setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. - *Conservation Biology* 13 (6): 1404-1415.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1991a): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1 Tagfalter I. Stuttgart, 552 S.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1991b): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2 Tagfalter II. Stuttgart, 535 S.
- EBERT, G. (Hrsg.) (1994): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 3 Nachtfalter I. Stuttgart, 518 S.
- EISEL, U. (2003): Tabu Leitkultur. - *Natur und Landschaft* 78 (9/10): 409-417.
- ESSWEIN, H.; JAEGER, J.; SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. & M. MÜLLER (2002): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg Nr. 214. Stuttgart, 124 S.
- EUROPEAN COMMISSION (2002): From land cover to landscape diversity in the European union. [online] URL: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/> (9.8.2006)
- FAUTH, J.E.; BERNARDO, J.; CAMARA, M.; RESITARTIS, W.J.; VANBUSKIRK, J. & S.A. MCCOLLUM (1996): Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. - *American Naturalist* 147: 282-286.
- FAHRIG, L. & G. MERRIAM (1985): Habitat patch connectivity and population survival. - *Ecology* 66 (6): 1762-1768.
- FAHRIG, L. (2002): Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. - *Ecological Applications* 12 (2): 346-353.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- FAHRIG, L. & J. PALOHEIMO (1988): Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. - *Ecology* 69 (2): 468-475.
- FINCK, P.; RIECKEN, U. & K. ULLRICH (2005): Europäische Dimension des Biotopverbunds in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 80 (8): 364-269.
- FISCHER, J. & D.B. LINDENMAYER (2002): Treating the nestedness temperature calculator as a „black box“ can lead to false conclusions. - *Oikos*: 99 (1): 193-199.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching, 879 S.
- FLADE, M. (1998): Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz: Kleiber oder Wiedehopf? - *Der Falke* 45: 348-355.
- FORMAN, R.T.T. (1997): Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge, 632 S.
- FORMAN, R.T.T. & M. GODRON (1986): Landscape Ecology. New York, 619 S.
- FRANK, K. & U. BERGER (1996): Metapopulation und Biotopverbund – eine kritische Betrachtung aus der Sicht der Modellierung. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 151-160.
- FRANK, K.; DRECHSLER, M. & C. WISSEL (1994): Überleben in fragmentierten Lebensräumen - Stochastische Modelle zu Metapopulationen. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 167-178.
- FVA – FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1997): Waldbiotopkartierung Baden-Württemberg – Kartierhandbuch. Freiburg, 188 S.

- GANZHORN, J.U. & B. EISENBEIß (2001): The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. - *Basic and Applied Ecology* 2: 87-95.
- GASSNER, E. & R. PIEST (1988): Integration der Landschaftsrahmenplanung in die Regionalplanung. Probleme bisheriger Regelungen und ihrer Umsetzung. - *Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung. Forschungs- und Sitzungsberichte* 180: 11-23.
- GAUCH, H.G. (1982): *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge, 298 S.
- GEIBLER-STROBEL, S. (1998): *Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius**. Diss. Univ. Hohenheim, 114 S.
- GEIBLER-STROBEL, S.; KAULE, G. & J. SETTELE (2000): Gefährdet Biotopverbund Tiere? Langzeitstudie zu einer Metapopulation des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings und Diskussion genereller Aspekte. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (10): 293-299.
- GEIBLER-STROBEL, S.; HERMANN, G.; JOOB, R.; KAULE, G. & J. TRAUTNER (2003): Neue Wege zur Berücksichtigung der tierökologischen Belange in Flurneuordnungsverfahren – Entwicklung eines EDV-Tools zur Umsetzung des Zielartenkonzepts Baden-Württemberg. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (9): 265-271.
- GEIBLER-STROBEL, S.; JOOB, R.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006a): Leitfaden zum Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Als PDF-Dokument in: LUBW – LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): *Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg*. [online] [www.lubw.baden-wuerttemberg.de](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de)
- GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; JOOB, R.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006b): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg – Ein Planungswerkzeug zur Berücksichtigung tierökologischer Belange in der kommunalen Praxis. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (12): 361-369.
- GHRADJEDAGHI, B.; HEIMANN, R.; LENZ, K.; MARTIN, C.; PIEPER, V.; SCHULZ, A.; VAHABZADEH, A.; FINCK, P. & U. RIECKEN (2004): Verbreitung und Gefährdung schutzwürdiger Landschaften in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 79 (2): 71-81.
- GILPIN, M.E. & M.E. SOULÉ (1986): Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M.E. (ed.): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sunderland: 13-34.
- GINSBERG, J. (1999): Global conservation priorities. - *Conservation Biology* 13: 5.
- GRIMM, V.; REVILLA, E.; BERGER, U.; JELTSCH, F.; MOOIJ, W.M.; RAILSBACK, S.F.; THULKE, H.-H.; WEINER, J.; WIEGAND, T. & D.L. DEANGELIS (2005): Pattern-Oriented modelling of agent-based complex systems: lessons from ecology. - *Science* 310: 987-991.
- GRUTTKE, H. (2004): Grundüberlegungen, Modelle und Kriterien zur Einschätzung der Verantwortlichkeit – eine Einführung. In: GRUTTKE, H. (Bearb.): *Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8: 7-23.
- GRUTTKE, H. & G. LUDWIG (2004): Konzept zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten mit Vorkommen in Mitteleuropa: Neuerungen, Präzisierungen und Anwendungen. In *Natur und Landschaft* 79 (6): 271 – 275.
- GÜNTHER, A.; NIGMANN, U.; ACHTZIGER, R. & H. GRUTTKE (2005) (Bearb.): *Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland*. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21. Bonn 605 S.
- GUISAN, A.; EDWARDS, T.C. JR. & T. HASTIE (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: setting the scene. - *Ecological Modelling* 157 (2-3): 89-100.

- GUIBAN, A.; GONSETH, Y.; CHERIX, D.; ZIMMERMANN, N.E.; KIENAST, F.; EDWARDS, T.; WALTER, T. & A.D. WEISS (2000): Landscape potential for animal species survival, colonization and dispersal: a spatial simulation study. [online] URL: <http://www.cscf.ch/projets/landspot/download/landspot.pdf> (2.3.2006)
- GUIBAN, A. & N.E. ZIMMERMANN (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. - *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? - *Ecosystems* 1 (2): 143-156.
- GUSTAFSON, E.J. & G.R. PARKER (1992): Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. - *Landscape Ecology* 7 (2): 101-110.
- GUTZWILLER, K.J. (ed.) (2002): *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York, 518 S.
- HABER, W. (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. - *Innere Kolonisation* 21: 294-298.
- HABER, W. (1998): Das Konzept der differenzierten Landnutzung – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Naturnutzung. In: BMU – BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): *Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland*: 57-64. Bonn, 187 S.
- HABER, W.; DUME, F.; PAULEIT, S.; SCHILD, J. & R. STARY (1993): Quantifizierung raumspezifischer Entwicklungsziele des Naturschutzes dargestellt am Beispiel des Kartenblattes 7435 Pfaffenhofen. - *Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung* 125, Hannover, 91 S.
- HADDAD, N.M. & K.A. BAUM (1999): An experimental test of corridor effects on butterfly densities. - *Ecological Applications* 9 (2): 623-633.
- HAGGETT, P. (2004): *Geographie: Eine globale Synthese*. 3. Aufl., Stuttgart, 848 S.
- HAILA, Y. (2002): A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. - *Ecological Applications* 12 (2): 321-334.
- HANSKI, I. (1991): Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. - *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 17-37.
- HANSKI, I. (1994a): Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. - *Trends in Ecology and Evolution* 9: 131-135.
- HANSKI, I. (1994b): A practical model of metapopulation dynamics. - *Journal of Animal Ecology*, 63 (1): 151-162.
- HANSKI, I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford, 328 S.
- HANSKI, I. & M.E. GILPIN (eds.) (1997): *Metapopulation biology. ecology, genetics, and evolution*. London, 512 S.
- HANSKI, I. & GYLLENBERG, M. (1993): Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. - *The American Naturalist* 142 (1): 17-41.
- HANSKI, I. & D. SIMBERLOFF (1997): The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (eds.): *Metapopulation biology. ecology, genetics, and evolution*. London: 5-26.
- HANSSON, L.; FAHRIG, L. & G. MERRIAM (eds.) (1995): *Mosaic landscapes and ecological processes*. London, 356 S.
- HARRISON, S. (1989): Long-distance dispersal and colonization in the Bay Checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*. - *Ecology* 70 (5): 1236-1243.
- HARRISON, S. & L. FAHRIG (1995): Landscape pattern and population conservation. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L. & G. MERRIAM (eds.) (1995): *Mosaic landscapes and ecological processes*: 293-305. London, 356 S.
- HEINL, T.; HECK, T.; KÜRSCHNER, T.; KAULE, G.; LÄMMLE, M. & R. FRIEDRICH (2003): Aufbau eines Informationssystems für die Umweltplanung im Übersichtsmaßstab 1:200.000 für das Land Baden-Württemberg. - *Natur und Landschaft* 78 (1): 1-9.
- HEINL, T.; KAULE, G.; HECK, T. & R. FRIEDRICH (1999): *Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg* – Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.

- HEINZ, S.K.; CONRADT, L.; WISSEL, C. & K. FRANK (2005): Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Deriving a practical formula for patch accessibility. - *Landscape Ecology* 20: 83-99.
- HELLER-KELLENBERGER, I.; KIENAST, F.; OBRIST, M.K. & T.A. WALTER (1997): Räumliche Modellierung der potentiellen faunistischen Biodiversität mit einem Expertensystem. - *Informationsblatt des Forschungsbereichs Landschaftsökologie der Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 36: 1-5.
- HENEIN, K. & G. MERRIAM (1990): The elements of connectivity where corridor quality is variable. - *Landscape Ecology* 4 (2/3): 157-170.
- HENLE, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 139-153.
- HENLE, K. & M. MÜHLENBERG (1996): Area requirement and isolation: conservation concepts and application in Central Europe. In: SETTELE, J.; MARGULES, C.; POSCHLOD, P. & K. HENLE (1996): *Species survival in fragmented landscapes*: 111-122. Dordrecht, 381 S.
- HENLE, K.; AMLER, K.; BIEDERMANN, R.; KAULE, G. & P. POSCHLOD (1999a): Bedeutung und Funktion von Arten und Lebensgemeinschaften in der Planung. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*: 17-23. Stuttgart, 336 S.
- HENLE, K.; AMLER, K.; BAHL, A.; FINKE, E.; FRANK, K.; SETTELE, J. & C. WISEL (1999b): Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*: 267-290. Stuttgart, 336 S.
- HERBERT, M. & T. WILKE (2003): Stand und Perspektiven der Landschaftsplanung in Deutschland. V. *Landschaftsplanung vor neuen Herausforderungen*. - *Natur und Landschaft* 78 (2): 64-71.
- HERMANN, G. (1997): Biotopvernetzung Neckargartach. Stichwortartiger Kurzbericht zu den Ergebnissen des tierökologischen Fachbeitrags. Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt (unveröff.).
- HERMANN, G. (2004): Beispiel für die Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts Phase I (Tübingen-Pfrondorf). Gutachten erstellt im Auftrag der Universitätsstadt Tübingen (Stadtplanungsamt). Als PDF in: LUBW – LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): *Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg*. [online] [www.lubw.baden-wuerttemberg.de](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de).
- HERRMANN, M. (1995): Die Heuschrecken-Gemeinschaften verinselter Trockenrasenstandorte in Nordwestniedersachsen. - *Articulata* 10 (2): 119-139.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. - *Jahrbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 31: 21-51.
- HIRZEL, A.H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D. & N. PERRIN (2002): Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. - *Ecology* 83 (7): 2027-2036.
- HIRZEL, A.; HELFER, V. & F. MÉTRAL (2001): Assessing habitat-suitability models with a virtual species. - *Ecological Modelling* 145: 111-121.
- HÖLL, N. & T. BREUNIG (Hrsg.) (1995): *Biotopkartierung Baden-Württemberg. Ergebnisse der landesweiten Erhebungen von 1981-89*. - *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg* 81: 1-544, Karlsruhe.
- HÖLZINGER, J. (Bearb.) (1997): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.2 Singvögel 2*. Stuttgart, 939 S.
- HÖLZINGER, J. (Bearb.) (1999): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1 Singvögel 1*. Stuttgart, 861 S.

- HÖLZINGER, J.; BAUER, H.-G.; BERTHOLD, P.; BOSCHERT, M. & U. MAHLER (2005): Rote Liste der Brutvögel Baden-Württembergs - 5. überarbeitete Fassung, Stand 31. 12. 2004. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Karlsruhe (in Druck).
- HÖLZINGER, J. & U. MAHLER (Bearb.) (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.3 Nicht-Singvögel 3. Stuttgart, 547 S.
- HOOTSMANS, M. & H. KAMPF (2005): Ecological Networks: Experiences in the Netherlands. Ministry of Agriculture, Nature & Food Quality, 23 S., Version 1.
- HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. - Libri Botanici 12, Diss. Univ. Hannover, 209 S.
- HORLITZ, T. & F. MÖRSCHER (2003): Ein Versuch zur Identifikation der für den Erhalt der biologischen Vielfalt wichtigsten Naturräume in Deutschland. - Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (10): 302-310.
- HOVESTADT, T. (1990): Die Bedeutung zufälligen Aussterbens für die Naturschutzplanung. - Natur und Landschaft 65 (1): 3-8.
- HOVESTADT, T.; ROESER, J. & M. MÜHLENBERG (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - Berichte aus der ökologischen Forschung Forschungszentrum Jülich 1. Eschweiler, 277 S.
- HUNGER, H. (2002): Anwendungsorientiertes Habitatmodell für die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*, Odonata) aus amtlichen GIS-Grundlagendaten. - Natur und Landschaft 77 (6): 261-265.
- IMS, R.A. (1995): Movement patterns related to spatial structures. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L. & G. MERRIAM (eds.): Mosaic landscapes and ecological processes: 85-102. London, 356 S.
- IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2004): 2004 IUCN Red List of threatened species. Summary Statistics for Globally Threatened Species. Table 5: Threatened species in each country (totals by taxonomic group). [online] <http://www.redlist.org/info/tables/table5.html> (11.08.2005).
- JAEGER, J. (2002): Landschaftszerschneidung. Stuttgart, 447 S.
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. 2. Aufl., Stuttgart, 287 S.
- JENNINGS, M.D. (2000): Gap analysis: concepts, methods, and recent results. - Landscape Ecology 15 (1): 5-20.
- JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F. & O.F.R. VAN TONGEREN (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge, 299 S.
- JONGMAN, R. & G. PUNGETTI (2004): Ecological networks and greenways. Concept, design, implementation. Cambridge, 345 S.
- JOß, R. (2002): Ein wissensbasiertes Entscheidungswerkzeug zur GIS-gestützten Auswahl regionalisierter Artenschutzmaßnahmen für die nachhaltige Landentwicklung. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIV - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002, Heidelberg: 218-223.
- JOß, R. (2004a): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten - Planungsorientierte Habitatmodelle für Tierartenkollektive im Landschaftsmaßstab. - In: STROBL, J.; BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XVI - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2004, Heidelberg: 287-292.
- JOß, R. (2004b) Ermittlung von Habitatpotenzialen für Zielartenkollektive der Fauna - Expertensysteme und empirische Ansätze im Landschaftsmaßstab. In: DORMANN, C.F.; BLASCHKE, T.; LAUSCH, A.; SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGERATH (Hrsg.): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig, UFZ-Berichte 9/2004: 151-166.



- Joob, R. (2005a): Planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen im Landschaftsmaßstab: Kommunale Schutzverantwortung für Zielarten der Fauna. In: KORN, H. & U. FEIT (Bearb.): Treffpunkt Biologische Vielfalt V. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn: 177-183.
- Joob, R. (2005b): Kommunale Schutzverantwortungen für Zielarten der Fauna in Baden-Württemberg – ein planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen. In: SCHRENK, M. (Hrsg.): Beiträge zum 10. Symposium zur Rolle der Informations- und Kommunikationstechnologie in der Stadtplanung und Regionalentwicklung - Tagungsband CORP 2005: 683-688.
- Joob, R. (2006a): Planungsorientierte Abbildung tierökologischer Verbundräume zur Auswahl von Vorranggebieten für den Artenschutz. Validierungsansätze und Anwendung im Rahmen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. In: KLEINSCHMIT, B. & U. WALZ (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Bd. S19: 30-46, TU Berlin Eigenverlag, Berlin.
- Joob, R. (2006b): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Projektteil: Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielarten der Fauna. In: BURKART, B. & W. KONOLD (Hrsg.): Raum-Zeit-Probleme in der Kulturlandschaft. - Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg, Band 47. (in Druck)
- Joob, R. (2006c): Suchräume für den Biotopverbund: Ein planungsbezogenes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen aus tierökologischer Sicht. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2006 - Beiträge zum 18. AGIT-Symposium Salzburg: 257-263.
- Joob, R.; GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006a): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 1: Ansatz zur Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna im Rahmen des Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. - Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (12): 370-377.
- Joob, R.; GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2006b): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Abschlussbericht (Methodenband) Projektteil: Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten der Fauna - Methoden, Ergebnisse und Validierungen. Unveröff. Projektbericht am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart.
- Joob, R.; GEIBLER-STROBEL, S.; TRAUTNER, J.; HERMANN, G. & G. KAULE (2007): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 2: Validierungen des Ansatzes für ausgewählte Anspruchstypen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (2): 47-56.
- KÄMPFE, C. & M. GWINNER (1985): Gesteinskarte von Baden-Württemberg und angrenzenden Gebieten. - Arbeiten aus dem Institut für Geologie und Paläontologie der Universität Stuttgart N.F.: 81. Stuttgart, 154 S.
- KARSHOLT, O. & J. RAZOWSKI (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. Stenstrup, 380 S.
- KAULE, G. (1978): Konzept einer ökologisch differenzierten Flächennutzung in Verdichtungsgebieten und ihrem Umland. Deutscher Rat für Landespflege 30: 691-694.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Stuttgart, 519 S.
- KEITT, T.H.; URBAN, D.L. & B.T. MILNE (1997): Detecting critical scales in fragmented landscapes. - Conservation Ecology 1: 1-14.
- KELLER, V. (2004): Ermittlung der nationalen Verantwortlichkeit für Tierarten – eine Methode aus der Schweiz. In: GRUTTKE, H. (Bearb.): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. Naturschutz und Biologische Vielfalt 8: 149-159.

- KELLER, V. & K. BOLLMANN (2001): Für welche Vogelarten trägt die Schweiz eine besondere Verantwortung? - *Der Ornithologische Beobachter* 98: 323-340.
- KELLER, V. & K. BOLLMANN (2004): From Red List to species of conservation concern. - *Conservation Biology* 18: 1636-1644.
- KÉRY, M. (2000): Ecology of small populations. Diss. Univ. Zürich, 192 S.
- KISSLING, S. (2006): Trockenrasenverbund in der Region Hegau-Randen-Klettgau. In: KORN, H. & U. FEIT (Bearb.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt VII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). (in Druck)
- KLEYER, M.; KRATZ, R.; LUTZE, G. & B. SCHRÖDER (2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KLIJN, J.A.; VAN OPSTAL, A.F.J.M. & I.M. BOUWMA (2003): The indicative map of the Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe. Tilburg, NL: ECNC.
- KOENIES, H.; FRÜHAUF, S.; KRETTEK, R.; BORNHOLDT, G., MAUWALD, S. & V. LUCAN (2005): Biotopverbund – eine sinnvolle Naturschutzstrategie in der Agrarlandschaft?. - *Natur und Landschaft* 80 (1): 16-21.
- KÖRNER, S. & U. EISEL (2003): Naturschutz als kulturelle Aufgabe – theoretische Rekonstruktion und Anregungen für eine inhaltliche Erweiterung. In: BFN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): *Naturschutzbegründungen*: 5-49. Bonn, 174 S.
- KORNECK, D.; SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta* et *Spermatophyta*) Deutschlands. In: LUDWIG, G. & M. SCHNITTLER (Red.): *Rote Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands*. Schriftenreihe Vegetationskunde 28: 21-187.
- KREUSEL, B. (1999): Dispersionsdynamik von Widderchen zwischen verinselten Kalkmagerrasen in Süddeutschland unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutzaspekten. - *Natur und Landschaft* 74 (6): 255-265.
- KÜCHLER-KRISCHUN, J & R. PIECHOCKI (2005): Der Entwurf der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Von konkreten Visionen zu politischen Aktionsfeldern. - *Natur und Landschaft* 80 (8): 355-363.
- KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Bewertung von Habitataignung und -isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. - *Europäische Hochschulschriften, Reihe XLII: Ökologie, Umwelt und Landespflge* 23. Frankfurt/Main, 270 S.
- LAWTON, J.H. (1999): Are there general laws in ecology?. - *Oikos* 84: 177-192.
- LEPŠ, J. & P. ŠMILAUER (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge, 269 S.
- LEVINS, R. (1966): The strategy of model building in population biology. - *American Scientist* 54 (4): 421-431.
- LEVINS, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. - *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- LEVINS, R. (1970): Extinction. In: GERSTENHABER, M. (ed.): *Some mathematical problems in biology. Lectures on Mathematics in the life sciences, vol. 2*, American Mathematical Society, Providence (USA): 75-107.
- LFU – LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2001): *Naturschutz Praxis, Allgemeine Grundlagen 2: §24 a-Kartierung Baden-Württemberg – Kartieranleitung für die besonders geschützten Biotope nach §24 a Naturschutzgesetz*. 5. Aufl., Karlsruhe, 215 S.
- LFU – LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2003a): *Umweltdaten 2003 Baden-Württemberg*. Karlsruhe, 272 S.

- LFU – LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2003b) (Hrsg.): Handbuch zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg Version 1.0. Fachdienst Naturschutz, Naturschutz Praxis. Karlsruhe, 467 S.
- LOMOLINO, M.V.; RIDDLE, B.R. & J.H. BROWN (2006): Biogeography. 3<sup>rd</sup> edition. Sunderland, Massachusetts, 845 S.
- LPLG: Landesplanungsgesetz Baden-Württemberg in der Fassung vom 10. Juli 2003.
- LUBW – LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ (2006) (Hrsg.): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Planungswerkzeug zur Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts Fauna [online] [www.lubw.baden-wuerttemberg.de](http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de)
- LWALDG: Landeswaldgesetz - Waldgesetz für Baden-Württemberg in der Fassung vom 1.1.2006.
- MAAS, S.; DETZEL, P. & A. STAUDT (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. 401 S. Bonn 2002.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. - *Evolution* 17 (4): 373-387.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1967): The theory of island biogeography. New York.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON (1971): Biogeographie der Inseln. München, 201 S.
- MACKEY, B.G. & D.B. LINDENMAYER (2001): Towards a hierarchical framework für modelling the spatial distribution of animals. - *Journal of Biogeography* 28: 1147-1166.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluß der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. - *Natur und Landschaft* 56 (7/8): 235-242.
- MADER, H.-J. (1990): Die Isolation von Tier- und Pflanzenpopulationen als Aspekt einer europäischen Naturschutzstrategie. - *Natur und Landschaft* 65 (1): 9-12.
- MARGULES, C.R.; HIGGS, A.J. & R.W. RAFF (1982): Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? - *Biological Conservation*: 115-128.
- MARGULES, C.R. & R.L. PRESSEY (2000): Systematic conservation planning. - *Nature* 405: 243-253.
- MAYER, P.; ABS, C. & A. FISCHER (2002): Biodiversität als Kriterium für Bewertungen im Naturschutz – eine Diskussionsanregung. - *Natur und Landschaft* 77 (11): 461-463.
- MCCOY, E.D. (1983): The application of island-biogeographic theory to patches of habitat: How much land is enough? - *Biological Conservation* 25: 53-61.
- MCGARIGAL, K. (2002): Landscape pattern metrics. In: EL-SHAARAWI, A.H. & W.W. PIEGORSCH (eds.): *Encyclopedia of Environmetrics Volume 2*: 1135-1142.
- MCGARIGAL, K. & S.A. CUSHMAN (2005): The gradient concept of landscape structure. In: WIENS, J. & M. MOSS (eds.): *Issues and perspectives in landscape ecology*. Cambridge, 390 S.
- MCGARIGAL, K. & B.J. MARKS (1994): *Fragstats - spatial pattern analysis program for quantitative landscape structure*. Version 2.0, Corvallis.
- MÉDAIL, F. & P. QUÉZEL (1999): Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. - *Conservation Biology* 13 (6): 1510-1513.
- MEIER, M.S. & A. HILBECK (2005): Faunistische Indikatoren für das Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen (GVO). - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 29, 216 S. (in Vorb.)
- MERRIAM, G. (1984): Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J. & P. AGGER (Hrsg.): *Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning*. Roskilde University, Denmark: 5-15.

- MEYER-CORDS, C. & P. BOYE (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten. Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. - *Natur und Landschaft* 74 (3): 99-101.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1953): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Erste Lieferung. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, 136 S.
- MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N. & J.B. THOMSEN (1998): Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. - *Conservation Biology* 12 (3): 516-520.
- MOILANEN, A. & I. HANSKI (1998): Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. - *Ecology* 79 (7): 2503-2515.
- MORITZ, C. (1994): Defining „evolutionary significant units“ for conservation. - *Trends in Ecology & Evolution* 9: 375-375.
- MORRISON, M.L., MARCOT, B.G. & R.W. MANNAN (1998): Wildlife-habitat relationships – concepts and applications. 2<sup>nd</sup> ed., Madison (USA), 435 S.
- MÜHLENBERG, M.; HENLE, K.; SETTELE, J.; POSCHLOD, P.; SEITZ, A. & G. KAULE (1996): Studying species survival in fragmented landscapes: the approach of the FIFB. In: SETTELE, J.; MARGULES, C.; POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species survival in fragmented landscapes: 152-160. Dordrecht, 381 S.
- MÜLLER-MOTZFELDT, G.; SCHMIDT, J. & C. BERG (1997): Zur Raumbedeutsamkeit der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. - *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, Band 33: 42-70.
- MÜLLER, U.; STREIN, M.; SUCHANT, R. (2003): Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. - *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 48, 46 S.
- MYERS, N. (1988): Threatened biotas: „hot spots“ in tropical forests. - *Environmentalist* 8 (3): 187-208.
- MYERS, N. (1990): The biodiversity challenge: expanded hot-spot analysis. - *Environmentalist* 10 (4): 243-256.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B. & J. KENT (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. - *Nature* 403: 853-858.
- NAGEL, A. & U. EISEL (2003): Ethische Begründungen für den Schutz der Natur. In: BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutzbegründungen: 51-107. Bonn, 174 S.
- NAGELKERKE, K.; VERBOOM, J.; VAN DER BOSCH, F. & K. VAN DER WOLFSHAAR (2002): Time lags in metapopulation responses to landscape change. In: GUTZWILLER, K.J. (ed.): Applying landscape ecology in biological conservation: 330-354. New York, 518 S.
- NATSCHG: Landesnaturschutzgesetz Baden-Württemberg: Gesetz zum Schutz der Natur, zur Pflege der Landschaft und über die Erholungsvorsorge in der freien Landschaft in der Fassung vom 30. November 2005.
- NENTWIG, W.; BACHER, S.; BEIERKUHNEIN, C.; BRANDL, R. & G. GRABHERR (2004): Ökologie. Heidelberg. 466 S.
- NOSS, R.F.; O'CONNELL, M.A. & D.D. MURPHY (1997): The science of conservation planning. Washington 246 S.
- NUNNER, A. & R. WALTER (1999): Einsatz der Standardisierten Populationsprognos (SPP) für die Naturschutzplanung in fragmentierten Torfstichgebieten Südbayerns. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren: 214-224. Stuttgart, 336 S.
- ODUM, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. - *Science* 164: 260-270.
- OPDAM, P.; VERBOOM, J. & R. POWELS (2003): Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. - *Landscape Ecology* 18: 113-126.

- OTT, K. (1999): Ethik und Naturschutz. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & U. HAMPICKE (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften. Kap. II.7, Landsberg.
- PALMER, M.W.: Ordination Methods for Ecologists.  
[online] <http://ordination.okstate.edu/varpar.html> (10.07.2006).
- PATTERSON, B.D. & W. ATMAR (1986): Nested subsets and the structure of insular mammalian fauna and archipelagos. - *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 65-82.
- PATTERSON, B.D. & W. ATMAR (2000): Analyzing species composition in fragments. In: RHEINWALD, G. (ed.): Isolated vertebrate communities in the tropics. Proc. 4<sup>th</sup> Int. Symp., Bonn. *Bonner zool. Monographien* 46: 9-24.
- PAULER, R. (1998): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae). Diplomarbeit Univ. Tübingen, 141 S.
- PIECHOCKI, R. (2002): Biodiversitätskampagne 2002: „Leben braucht Vielfalt“ VII: Artendiversität – Erforschung und Schutz 77 (7): 321-323.
- PIMM, S.L. (2002): Hat die Vielfalt des Lebens auf der Erde eine Zukunft? - *Natur und Kultur* 3 (2): 3-33.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Stuttgart, 463 S.
- PLACHTER, H.; BERNOTAT, D.; MÜSSNER, R. & U. RIECKEN (2003): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. In: BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 70, 2. Aufl. 566 S.
- POETHKE, H.J.; GOTTSCHALK, E. & A. SEITZ (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platyclaeis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzepts im Artenschutz. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 229-242.
- POETHKE, H.J. & C. WISSEL (1994): Zur Bedeutung von Theorie und mathematischen Modellen für den Naturschutz. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 131-137.
- POIANI, K.A.; RICHTER, B.D.; ANDERSON, M.G. & H.E. RICHTER (2000): Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes and networks. - *BioScience* 50 (2): 133-146.
- PULLIAM, H.R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. - *The American Naturalist* 132 (5): 652-661.
- QUINN, G.P. & M.J. KEOUGH (2002): Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge, 537 S.
- RASSMUS, J.; HERDEN, C.; JENSEN, I.; RECK, H. & K. SCHÖPS (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. *Angewandte Landschaftsökologie* Heft 51, 298 S.
- RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. In: RIECKEN, U. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 99-119.
- RECK, H. (1996): Flächenbewertung für die Belange des Arten- und Biotopschutzes. - *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* 23: 71-111.
- RECK, H. (2004): Das Zielartenkonzept: Ein integrativer Ansatz zur Erhaltung der biologischen Vielfalt? In: WIGGERING, H. & F. MÜLLER (Hrsg.): Umweltziele und Indikatoren: 311-343. Berlin, 651 S.
- RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M. & A. WINTER (2004): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Abschlussbericht zur Erstellung eines bundesweit kohärenten Grobkonzeptes (Initiativskizze) Stand Mai 2004. [online] URL: [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/LRK04\\_Text.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/LRK04_Text.pdf) (8.3.2006)
- RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M.; TILLMANN, J. & A. WINTER (Bearb.) (2005a): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 17, 313 S.

- RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M. & A. WINTER (2005b): Teil I Lebensraumkorridore für Mensch und Natur – Initiativskizze. In: BfN – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 11-53. Bonn, 313 S.
- RECK, H.; WALTER, R.; OSINSKI, E.; HEINL, T. & G. KAULE (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.
- REGENER, M.; HEILAND, S.; MOORFELD, M.; WEIDENBACHER, S. & D. VALÉE (2006): Umweltprüfung von Regionalplänen. Ein Prüfkonzept am Beispiel der Region Stuttgart. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (6): 192-199.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; BRAAK, C.T. & J. THISSEN (1995a): The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. – Journal of Applied Ecology 32: 187-202.
- REIJNEN, M.J.S.M.; VEENBAAS, G. & R.P.B. FOPPEN (1995b): Prediction the effects of motorway traffic on breeding bird populations. Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research, P-DWW-95-736. Delft, The Netherlands.
- REINEKING, B. & B. SCHRÖDER (2004): Gütemaße für Habitatmodelle. In: DORMANN, C.F.; BLASCHKE, T.; LAUSCH, A.; SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGERATH (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Berichte 9/2004: 27-37.
- REINKE, M. (2004): Regionale Kompensationsflächenpools. Methodische Ansätze zur Einhaltung funktionaler und räumlicher Bezüge zwischen Eingriff und Kompensation. – Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (2): 37-43.
- REUTTER, B.A.; HELFER, V.; HIRZEL, A.H. & P. VOGEL (2003): Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. – Journal of Biogeography 30: 581-590.
- RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. Grundlagen und Anwendung. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 36, 187 S.
- RIECKEN, U. (1994): Stellenwert und Bedeutung biologischer Beiträge in der örtlichen Landschaftsplanung. – NNA-Berichte 7 (1): 4-11.
- RIECKEN, U.; ULLRICH, K. & P. FINCK (2004): Biotopverbund. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & U. HAMPICKE (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften. 13. Erg. Lfg. 9/04, Landsberg, S. 1-20.
- RINGLER, A. & F. HEINZELMANN (1986): State of knowledge about the equilibrium theory of island biogeography and the planning of natural areas. – Laufener Seminarbeiträge 10/86: 34-53.
- RINK, M. (2003): Ordinationsverfahren zur Strukturanalyse ökosystemarer Feldinformation und Lebensraumeignungsmodelle für ausgewählte Arten der Elbauen. UFZ-Bericht 8/2003 (Dissertation), 256 S.
- ROG – Raumordnungsgesetz, zuletzt geändert am 25.06.2005.
- ROOT, R.B. (1967): The niche exploitation pattern of the blue gray gnatcatcher. – Ecological Monographs 37 (4): 317-350.
- ROSENZWEIG, M.L. (1995): Species diversity in space and time. Cambridge, 436 S.
- SACHTELEBEN, J. (2000): Naturschutzfachliche Bedeutung von Modellen der Inselökologie für Invertebraten und Gefäßpflanzen auf Kalkmagerrasen in Süddeutschland. – Agrarökologie 36, Diss. Univ. Marburg, 174 S.
- SANGENSTEDT, C. (2006): Das Gesetz zur Einführung einer Strageischen Umweltprüfung und zur Umsetzung der Richtlinie 2001/42/EG. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (6): 165-171.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & C. MARGULES (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. – Conservation Biology 5 (1): 18-32.

- SCHADT, S.; KNAUER, F.; KACZENSKY, P.; REVILLA, E.; WIEGAND, T. & L. TREPL (2002): Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian Lynx. - *Ecological Applications* 12 (5): 1469-1483.
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie. Ökologie. 3. Aufl., Jena, 433 S.
- SCHAEFER, M. (2003): Wörterbuch der Ökologie. 4. Aufl., Heidelberg, 452 S.
- SCHNITTLER, M. & K.-F. GÜNTHER (1999): Central Europe vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. - *Biodiversity and Conservation* 8: 891-925.
- SCHNITTLER, M. & G. LUDWIG (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. In: LUDWIG, G. & M. SCHNITTLER (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 709-739.
- SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P. & P. BOYE (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. - *Natur und Landschaft* 69 (10): 451-459.
- SCHOENER, T.W. (1989): The ecological niche. In: CHERRETT, J.M. (ed.): *Ecological concepts: the contribution of ecology to an understanding of the natural world*. Oxford: 79-113.
- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Diss. Univ. Braunschweig, 202 S.
- SCHRÖDER, B. (2001): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In: GNAUCK, A. (Hrsg.): *Theorie und Modellierung von Ökosystemen – Workshop Kölpinsee 2000*, Aachen: 201-224.
- SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In: DORMANN, C.F.; BLASCHKE, T.; LAUSCH, A.; SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGERATH (Hrsg.): *Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen*. UFZ-Berichte 9: 5-25.
- SCHRÖDER, B. & O. RICHTER (2000): Are habitat models transferable in space and time? - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 195-205.
- SCHUHMAKER, N. (1996): Using landscape indices to predict habitat connectivity. - *Ecology* 77 (4): 1210-1225.
- SCOTT, J.M.; DAVIS, F.; CSUTTI, B.; NOSS, R.; BUTTERFIELD, B.; CAICCO, S.; GROVES, C.; EDWARDS, T.C. JR.; ULLIMAN, J.; ANDERSON, H.; D'ERCHIA, F & R.G. WRIGHT (1993): Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. - *Wildlife Monographs* 123.
- SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLE, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A.; SAMSON, F.B. (eds.) (2001): *Predicting species occurrences: issues of Accuracy and scale*. Washington, 847 p.
- SETTELE, J.; AMLER, K.; DETZEL, P. & G. HERMANN (1999a): Einsatz der Standardisierten Populationsprognose (SPP) für die Naturschutzgebietsplanung auf Halbtrockenrasen der Schwäbischen Alb. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*: 224-229. Stuttgart, 336 S.
- SETTELE, J.; AMLER, K.; HEIDENREICH, A.; HERMANN, G. & H. RECK (1999b): Naturwissenschaftliche Anforderungen und Grenzen des Einsatzes der Standardisierten Populationsprognose. In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*: 252-262. Stuttgart, 336 S.
- SETTELE, J.; HENLE, K. & C. BENDER (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 187-206.

- SEUFERT, W. (1999): PVA-Fallbeispiel 4: Analyse der Gefährdungursachen mobiler Tiergruppen am Beispiel der Berghexe (*Chazara briseis*). In: AMLER, K.; BAHL, A.; HENLE, K.; KAULE, G.; POSCHLOD, P. & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren: 180-186. Stuttgart, 336 S.
- SIMBERLOFF (1994): Die Konzeption von Naturreservaten. In: USHER, M.B. & W. ERZ (Hrsg.) Erfassen und Bewerten im Naturschutz: 274-291. Heidelberg.
- SIMBERLOFF, D. & J. COX (1987): Consequences and costs of conservation corridors. - Conservation Biology 1 (1): 63-71.
- SIMBERLOFF, D. & T. DAYAN (1991): The guild concept and the structure of ecological communities. - Annual Review of Ecology and Systematics 22: 115-143.
- SIMBERLOFF, D.; FARR, J.A.; COX, J. & D.W. MEHLMAN (1992): Movement Corridors: Conservation Bargains or Poor Investments? - Conservation Biology 6 (4): 493-504.
- SÖNDGERATH, D. (2004): Kopplung von Populations- und Habitatmodellen am Beispiel von Carabiden in der Elbaue. In: DORMANN, C.F.; BLASCHKE, T.; LAUSCH, A.; SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGERATH (Hrsg.): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Berichte 9: 102-108.
- SÖNDGERATH, D. & B. SCHRÖDER (2002): Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations - a simulation study. - Landscape Ecology 17: 57-70.
- SOULÉ, M.E. (ed.): Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland, Massachusetts, 584 S.
- SPITZER, H. (1995): Einführung in die räumliche Planung. Stuttgart, 227 S.
- SRU - RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (2002): Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. 210 S.
- SSYMANK, A.; BALZER, S. & K. ULLRICH (2005): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (2): 45-49.
- STAUFFER, D.F. (2001): Linking population and habitat: where have we been? Where are we going? In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLE, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A.; SAMSON, F.B. (eds.): Predicting species occurrences: issues of Accuracy and scale. Washington, 53-61.
- STAUFFER, D. & A. AHARONY (1995): Perkolationsstheorie. Weinheim, 202 S.
- STEINER, R.; HERMANN, G. & J. SETTELE (2006): Habitatnutzung, Arealodynamik und Schutzaspekte einer Population des Segelfalters (*Iphiclides podalirius*, Linnaeus 1758) im Heckengäu (Baden-Württemberg) (in Vorb.).
- STEINICKE, H.; HENLE, K. & H. GRUTTKE (2002): Bewertung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Amphibien- und Reptilienarten. Bonn, 96 S.
- STREIN, M.; MÜLLER, U. & R. SUCHANT (2005): Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa - Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen GIS-Analyse. In: RECK, H.; HÄNEL, K.; BÖTTCHER, M.; TILLMANN, J. & A. WINTER (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 255-262.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & G. MERRIAM (1993): Connectivity is a vital element of landscape structure. - Oikos 68 (3): 571-572.
- TER BRAAK, C.J.F. & P. ŠMILAUER (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca, New York, USA), 500 S.
- THOMAS, C.D. (1995): Ecology and conservation of butterfly metapopulations in the fragmented British landscape. - In: PULLIN, A.S. (ed.). Ecology and Conservation of Butterflies. London: 46-63.
- THOMAS, C.D. & I. HANSKI (1997): Butterfly Metapopulations. In: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds.): Metapopulation biology. Ecology, genetics and evolution: 359-386. San Diego, 512 S.



- TISCHENDORF, L. & L. FAHRIG (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. - *Oikos* 90: 7-19.
- TRAUTNER, J. (2003): Biodiversitätsaspekte in der UVP mit Schwerpunkt auf der Komponente „Artenvielfalt“. - *UVP-report* 17 (3/4): 155-163.
- TURNER, M.G. & R.H. GARDNER (eds.) (1990): *Quantitative methods in landscape ecology. Ecological studies* 82, New York, 536 S.
- TRAUTNER, J. (2000): Naturschutzfachliche Bewertung mit wirbellosen Tierarten. In: KURZ, H. & A. HAACK (Hrsg.): *Aktuelle Bewertungssysteme in der naturschutzfachlichen Planung. VSÖ-Publikationen* 4: 33-55.
- TRAUTNER, J.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & M. BRÄUNICKE (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29 (9): 261-273.
- URBAN, D. & T. KEITT (2001): Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. - *Ecology* 82 (5): 1205-1218.
- UVM – MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2000): *Umweltplan Baden-Württemberg*, 253 S.
- UVPG: Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung vom 15.07.2006.
- VEITH, M. & M. KLEIN (1996): Zur Anwendung des Metapopulationskonzeptes auf Amphibienpopulationen. - *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 217-228.
- VOLG, F. (2004): Korridore zwischen gleichartigen Lebensräumen – Für und Wider. - *Natur und Landschaft* 79 (6): 264-270.
- VON HAAREN, C. (Hrsg.) (2004): *Landschaftsplanung*. Stuttgart, 527 S.
- VON HAAREN, C. & S. OTT (2006): Die Koordination von Landschaftsplanung, Eingriffsregelung sowie Vorgaben des Biotop- und Artenschutzrechts in der Umweltprüfung von Bauleitplänen. - *Natur und Landschaft* 81 (2): 61-67.
- VOS, C.C.; BAVECO, H. & C.J. GRASHOF-BODKAM (2002): Corridors and species dispersal. In: GUTZWILLER, K.J. (ed.): *Applying landscape ecology in biological conservation*: 84-104, New York, 518 S.
- WAGNER, W. (2002): Einnischungsmechanismen bei Rotwidderchen (*Lepidoptera: Zygaeanidae*) auf Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg). Diss. Univ. Ulm, 146 S.
- WALKER, B. (1992): Biodiversity and ecological redundancy. - *Conservation Biology* 6 (1): 18-23.
- WALKER, B. (1995): Conserving biological diversity through ecosystem resilience. - *Conservation Biology* 9 (4): 747-752.
- WALTER, R.; RECK, H.; KAULE, G.; LÄMMLE, M.; OSINSKI, E. & T. HEINL (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotop-schutzes in Baden-Württemberg. – Das Zielartenkonzept – ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. - *Natur und Landschaft* 73 (1): 9-25.
- WESTRICH, P. (1990a): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Allgemeiner Teil: Lebensräume, Verhalten, Ökologie und Schutz. 2. Aufl., Stuttgart, 431 S.
- WESTRICH, P. (1990b): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Spezieller Teil: Die Gattungen und Arten. 2. Aufl., Stuttgart, 972 S.
- WHITCOMB, R.F.; ROBBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOMB, B.L.; KLIMKIEWICZ, M.K. & D. BYSTRAK (1981): Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: BURGESS, R.L. & D.M. SHARPE (eds.): *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*: 125-205. New York, 310 S.
- WHITTAKER, R.J. (1998): *Island Biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Oxford, 285 S.
- WIENS, J.A. (1997): Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: HANSKI, I.A. & M.E. GILPIN (eds.): *Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution*: 43-62. London, 512 S.

- WILLIAM, P.H. (1998): Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In: MACE, G.M.; BALMFORD, A. & J.R. GINSBERG (ed.): Conservation in a changing world: 211-249. Cambridge, 308 S.
- WILSON, D.S. (1992): Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. - Ecology 73 (6): 1984-2000.
- WILSON, J.B. (1999): Guilds, functional types and ecological groups. - Oikos 86 (3): 507-522.
- WISSEL, C. (1989): Theoretische Ökologie. Eine Einführung. Berlin, 299 S.
- WITH, K.A. & A.W. KING (1999): Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. - Landscape Ecology 14: 73-82.
- WRIGHT, D.H.; PATTERSON, B.D.; MIKKELSON, G.M.; CUTLER, A. & W. ATMAR (1998): A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. - Oecologia 113: 1-20.
- ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. - Laufener Seminararbeiten 8/98: 9-32.
- ZINNERT, K.-D. (1966): Beitrag zur Faunistik und Ökologie der in der Oberrheinebene und im Südschwarzwald vorkommenden Satyriden und Lycaeniden (Lepidoptera). - Ber. Naturf. Ges. Freiburg i.B. 56: 77-141.

## Anhang

<b>Anhang I:</b>	<b>Bearbeitungsteam des Projekts „Informationssystem ZAK“, Quellen der verwendeten tierökologischen Daten</b>	<b>A3</b>
<b>Anhang II:</b>	<b>Im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept“ verwen- dete naturräumliche Gliederungen</b>	<b>A7</b>
<b>Anhang III:</b>	<b>Vorstellung des Verfahrens zur Verbundanalyse von Flächen- konfigurationen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘</b>	<b>A9</b>
<b>Anhang IV:</b>	<b>Kurzvorstellung der testweise angewendeten, modifizierten Proximity-Indizes zur Verbundanalyse von Flächenkon- figurationen</b>	<b>A19</b>
<b>Anhang V:</b>	<b>Möglichkeiten zur Modifikation des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘</b>	<b>A21</b>
<b>Anhang VI:</b>	<b>Artenlisten der analysierten Tagfalter, Widderchen, Heu- schrecken, Vögel und Wildbienen</b>	<b>A23</b>
<b>Anhang VII:</b>	<b>Ergebnis der Vorwärtsselektion der Einheiten der Land- nutzungskartierung des Gutsbezirks Münsingen für die Analyse der Artengruppe Heuschrecken</b>	<b>A29</b>
<b>Anhang VIII:</b>	<b>Dokumentation der Selektionsregeln zur räumlichen Abbild- ung der Habitatpotenzialflächen der 25 im Projekt „Infor- mationssystem ZAK“ bearbeiteten Anspruchstypen</b>	<b>A31</b>
<b>Anhang IX:</b>	<b>Kartographische Darstellung der 25 Anspruchstypen, für die ‚besondere Schutzverantwortungen‘ zu den Gemeinden Baden-Württembergs zugewiesen wurden</b>	<b>A51</b>



## Anhang I

### A. Bearbeitungsteam des Projekts „Informationssystem ZAK“

Name	Expertise im Projekt	Organisation / Ort
J. Trautner	übergreifende Fragestellungen	Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt
G. Hermann	Beratung Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Avifauna	
Dr. S. Geißler-Strobel	übergreifende Fragestellungen, Beratung Tagfalter, Widderchen	Tübingen
R. Jooß	übergreifende Fragestellungen, GIS-Entwicklung	Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie

Die Beratung hinsichtlich der Artengruppe Wildbienen erfolgte dankenswerterweise durch Dr. P. Westrich, Kusterdingen und M. Klemm, Bioplan Tübingen.

### B. Quellen / Erfasser der verwendeten tierökologischen Daten

Artengruppe <sup>1</sup>	Quelle / Erfasser	Organisation / Ort
Tagfalter, Widderchen	G. Hermann (unveröff.)	Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt
	Dr. W. Wagner (WAGNER 2002)	-
	S. Hafner (unveröff.)	Büro für Artenschutz, Biotoppflege und Landschaftsplanung (ABL), Freiburg
Heuschrecken	Heuschrecken-Datenbank GÖG, Prof. Dr. P. Detzel	Gruppe für ökologische Gutachten (GÖG), Stuttgart
Wildbienen	Wildbienen-Kataster im Entomologischen Verein Stuttgart 1869 e.V.	Staatliches Museum für Naturkunde, Stuttgart
Avifauna <sup>2</sup>	Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung	Filderstadt
	Gruppe für ökologische Gutachten (GÖG)	Stuttgart
	M. Kramer	Tübingen
	Bioplan GbR	Tübingen
	RP Stuttgart, Ref. 56: Naturschutz und Landschaftspflege	Stuttgart
	RP Tübingen, Ref. 56: Naturschutz und Landschaftspflege	Tübingen
	RP Stuttgart, Abt. 8: Landesamt für Flurneuordnung	Kornwestheim

<sup>1</sup> eine Erläuterung der Datenquellen enthält Kap. 2.3

<sup>2</sup> ein Quellenverzeichnis der ausgewerteten Gutachten folgt in Abschnitt C dieses Anhangs

## C. Quellenverzeichnis der Erhebungen der zur Validierung verwendeten Brutvogelraten

### I. Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung, Filderstadt

1. UVS zum Neubau der B27 zwischen Bodelshausen und Nehren. Fachgutachten „Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume“. Endbericht 1996
2. Neu- bzw. Ausbau der B 295 zwischen Renningen und Leonberg. Bestandsaufnahme und Bewertung des Planungsraumes für den Arten- und Biotopschutz. September 1997
3. Flurbereinigung Leutenbach / Winnenden (B 14) Tierökologischer Fachbeitrag“. Oktober 2001
4. Fachgutachten „Arten- und Biotopschutz“ zum Landschaftspflegerischen Begleitplan (LBP) zur Neubaustrecke der B 464 zwischen den Anschlussstellen Böblingen-Hulb und Holzgerlingen. 1996
5. Ornithologisches Fachgutachten zum Bebauungsplan „Reute“ Kernen-Rommelshausen. Juni 2002
6. Bebauungsplan „Niederwiesen III“ in Plüderhausen-Aichenbachhof. Bestandsaufnahme und Bewertung der Brutvogelfauna mit Einschätzung einer möglichen Betroffenheit der Belange von NATURA 2000. Juni 2001
7. Neubau B10 zwischen Göppingen und Giengen. Untersuchungen zur Fauna. 1996
8. Ausbau der A8 zwischen Gruibingen und Mühlhausen. Tierökologisches Gutachten zum LBP. 1990
9. Tierökologisches Gutachten zum Grünordnungsplan Golfplatz Oberböhringen. 1990
10. Verlegung und Ausbau der B14 zwischen Winnenden und Backnang. Tierökologischer Fachbeitrag zum LBP. 1992
11. LBP B 27 Ofterdingen-Nehren: Nordumfahrung Sebastiansweiler. Fachgutachten Arten- und Biotopschutz. September 2000
12. Die Tierwelt der Obstwiesen in Sindelfingen – Bedeutung und Schutz ihrer Lebensräume. Streuobstwiesen Sindelfingen Band 2. April 1989
13. Tierökologisches Gutachten zum GOP Herrenwäldle Sindelfingen. Dezember 1988
14. Ornithologisches Fachgutachten zum geplanten Baugebiet „Mittlere Rosselen“ in Esslingen a.N. – Bestandsaufnahme und Bewertung der Brutvogelfauna mit Maßnahmenempfehlungen. November 2002
15. Tierökologischer Fachbeitrag zum GOP „Mahdentalstraße / Finkenweg“ in Sindelfingen. Oktober 1993
16. Artenschutzprogramm Schwieberdingen – Bestandsaufnahme 1989
17. B29 Nordostumfahrung Stuttgart – Sondergutachten zum Arten- und Biotopschutz: Raumanalyse. April 2002
18. Naturraumkonzeption Stromberg-Heuchelberg. Dokumentation der faunistischen Erhebungen und Daten. 1995
19. Biotopvernetzung Neckargartach – Stichwortartiger Kurzbericht zu den Ergebnissen des tierökologischen Fachbeitrags. Januar 1997
20. Die Vögel der Obstwiesen „Bergäcker“ in Filderstadt-Harthausen. Dezember 1989
21. Landschaftspflegerischer Begleitplan B 464 Sindelfingen-Renningen. Vorbericht zum tierökologischen Gutachten. Januar 1990
22. Geplantes Baugebiet „Im Pfad“ Weinstadt-Großheppach; Prüfung von Vorkommen gefährdeter Vogelarten. Juni 2001
23. Stadt Esslingen (Hg.) (1994): Die Vögel Esslingens, Teil 1: Obstwiesen um Kimmichweiler.
24. Stadt Esslingen (Hrsg.) (1999): Die Vögel Esslingens, Teil 2

### II. Gruppe für ökologische Gutachten Detzel & Matthäus GÖG, Stuttgart

1. Planfeststellungsverfahren zum Neubau der 110-kV-Bahnstromleitung Amstetten – Plochingen mit Gemeinschaftsleitung DB Energie/Neckarwerke Stuttgart AG im Bereich Süßen-Hattenhofen – Avifaunistische Untersuchungen als Grundlage für die FFH-Verträglichkeitsprüfung zum IBA-Gebiet 108 im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie. 2000 (254a)
2. Avifaunistische Untersuchung im Rahmen des Landschaftspflegerischen Begleitplans zur geplanten Ostumfahrung Ditzingen-Schöckingen. 2002 (335)
3. Gutachten zum Arten- und Biotopschutz Gebiet ‚Steinberg‘ in Tübingen. 1994 (114b)
4. Faunistische Untersuchungen zur geplanten Ortsumfahrung Rutesheim. 2002 (346)
5. Umweltverträglichkeitsstudie für den geplanten Neubau der Ortsumgehung Miedelsbach – Fachbeitrag Fauna. 2002 (345)
6. Nordumfahrung Herrenberg – Umweltverträglichkeitsstudie zum Planfall 3 – tierökologischer und vegetationskundlicher Beitrag. 2001 (274)
7. Bebauungsplan Erlesweg/Edelweg Onolzheim – Fachbeitrag Fauna. 1998 (219)
8. Grünordnungsplan Südumfahrung Gültstein – Tierökologischer Beitrag. 1998 (210)
9. Grünordnungsplan Südrandstraße Hirschlanden – Tierökologischer Beitrag. 1998 (212)
10. Geplantes Wohn- und Gewerbegebiet Oberer / Unterer Hülben in Holzgerlingen – Erhebungen zur Fauna. 1999 (242)

**III. Bioplan Tübingen, Tübingen**

1. Umweltverträglichkeitsstudie zur B312 Alaufstieg. November 1991
2. Umweltverträglichkeitsstudie zu Ausbau bzw. Neubauvarianten der B27 zwischen Balingen und Schömberg – Faunistische Untersuchungen. 1990
3. Umweltverträglichkeitsstudie zur B28 Neu im Bereich Eutingen Vegetationskundliche und tierökologische Untersuchungen – Endbericht Juni 1995
4. Biotopverbund Achern-Ost – Teil I-III. 1994
5. Tierökologischer Fachbeitrag zur UVS Ortsumfahrung Stadt Donzdorf – Endbericht Oktober 2001

**IV. Matthias Kramer, Tübingen**

1. Ehemaliger Standortübungsplatz Listhof – Tierökologische Untersuchungen – Abschlussbericht Dezember 1994

**V. Knoll Ökoplan GmbH, Sindelfingen**

1. Biotopentwicklungskonzept Esslingen Teil 1. Juni 1999

**VI. Regierungspräsidium Tübingen, Ref. 56: Naturschutz und Landschaftspflege, Tübingen**

1. Avizönose vom Schönbuchrand Teil 1: Fohlensteige bei Entringen bis Himbachtal. 1992
2. Die Avizönose der traditionellen Streuobstwiesen im Bereich „Olgahöhe-Lindenstelle“ bei Mössingen, Kreis Tübingen. 1994
3. Das geplante Naturschutzgebiet Kochhartgraben, Landkreis Tübingen. 1991
4. Das geplante Naturschutzgebiet „Hinterer Guckenbühl“, Auftragsarbeit der BNL Tübingen. 1993

**VII. Regierungspräsidium Stuttgart, Ref. 56: Naturschutz und Landschaftspflege, Stuttgart**

1. Naturschutzgebiet „Limburg“, Pflege- und Entwicklungsplan. 1993/1994

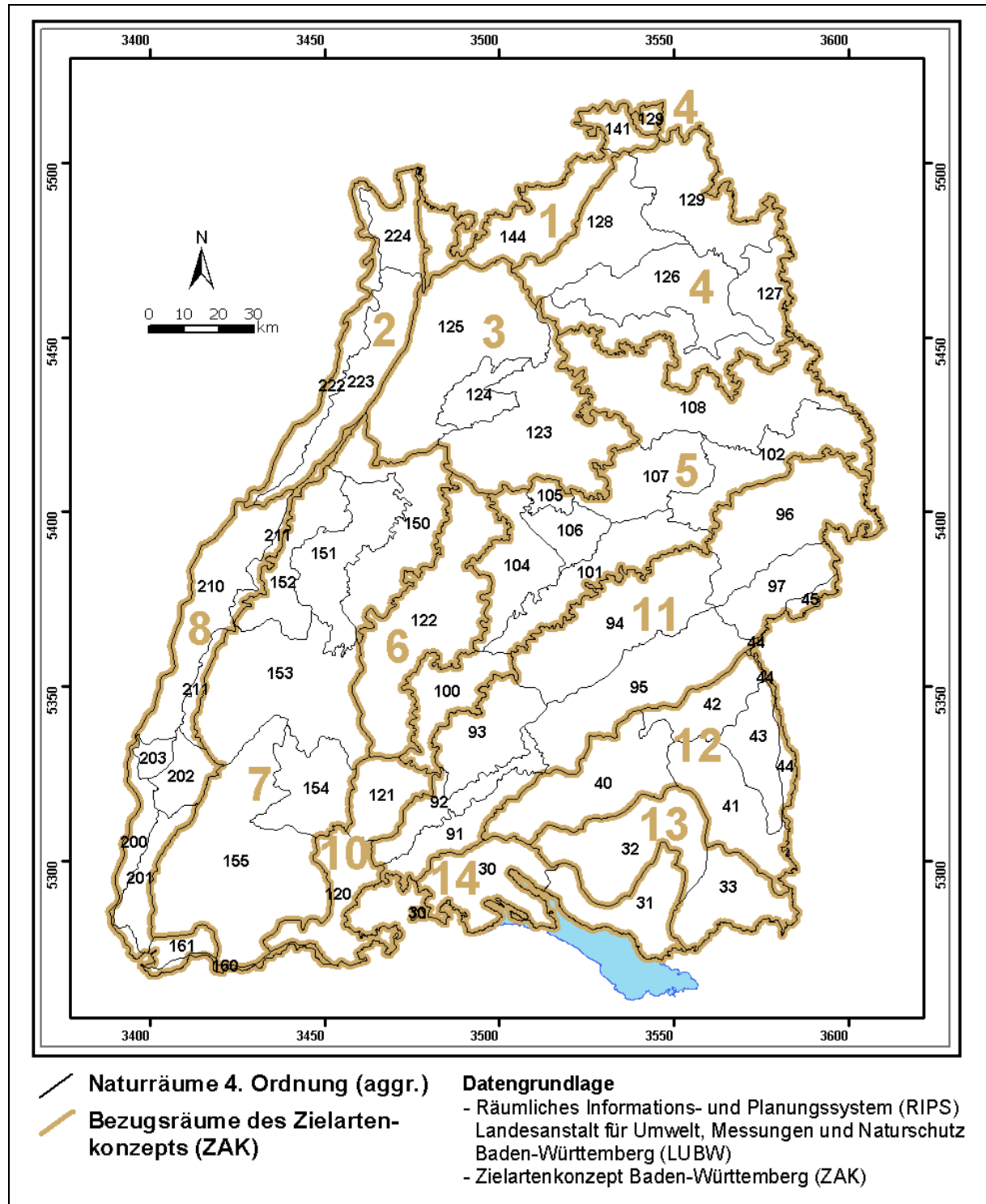




## Anhang II

### Im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept“ verwendete naturräumliche Gliederungen

Abb. A2-1 verdeutlicht die im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ für die Verbreitungsanalyse der bearbeiteten Zielarten verwendeten Fassungen der Naturräume 4. Ordnung und der Bezugsräume des Zielartenkonzepts.



**Abb. A2-1:** Darstellung der im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg“ verwendeten 54 Naturräume 4. Ordnung und 13 Bezugsräume des Zielartenkonzepts. Legende siehe Tab. A2-1.

**Tab. A2-1** Liste der im Projekt „Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg verwendeten ZAK-Bezugsräume Naturräume 4. Ordnung (oben) und Bezugsräume des Zielartenkonzepts (unten).

Nr.	Name	Nr.	Name	Nr.	Name
30	Hegau	101	Mittleres Albvorland	144	Sandstein-Odenwald
31	Bodenseebecken	102	Östliches Albvorland	150	Schwarzwald-Randplatten
32	Oberschwäbisches Hügelland	104	Schönbuch und Glemswald	151	Grindenschwarzwald und Enzhöhen
33	Westallgäuer Hügelland	105	Stuttgarter Bucht	152	Nördlicher Talschwarzwald
40	Donau-Ablach-Platten	106	Die Filder	153	Mittlerer Schwarzwald
41	Riss-Aitrach-Platten	107	Schurwald u. Welzheimer Wald	154	Südöstlicher Schwarzwald
42	Hügelland der unteren Riss	108	Schwäb.-Fränk. Waldberge	155	Hochschwarzwald
43	Holzstöcke	120	Alb-Wutach-Gebiet	160	Hochrheintal
44	Unteres Illertal	121	Baar	161	Dinkelberg
45	Donauried	122	Obere Gäue	200	Markgräfler Rheinebene
91	Hegau-Alb	123	Neckarbecken	201	Markgräfler Hügelland
92	Baaralb und Oberes Donautal	124	Strom- und Heuchelberg	202	Freiburger Bucht
93	Hohe Schwabenalb	125	Kraichgau	203	Kaiserstuhl
94	Kuppige Flächenalb	126	Kocher-Jagst-Ebene	210	Offenburger Rheinebene
95	Mittlere Flächenalb	127	Hohenloher-Haller-Ebene	211	Lahr-Emmendinger Vorberge
96	Albuch und Härtsfeld	128	Bauland	222	Nördl. Oberrhein-Niederung
97	Lonetal-Flächenalb	129	Tauberland	223	Hardtebenen
100	Südwestliches Albvorland	141	Sandstein-Spessart	224	Neckar-Rheinebene

Nr.	Name	Nr.	Name	Nr.	Name
1	Odenwald / Spessart	6	Obere Gäue	11	Schwäbische Alb
2	Nördlicher Oberrhein	7	Schwarzwald	12	Donau-Ablach- / Riss-Aitrach-Platten
3	Kraichgau / Neckarbecken	8	Südlicher Oberrhein / Hochrhein	13	Südwestdeutsches Hügelland
4	Kocher / Jagst / Tauber	10	Baar / Wutach	14	Bodensee
5	Albvorland				

Für die Landesarten der Artengruppen Vögel, Heuschrecken, Tagfalter, Widderchen, Amphibien und Reptilien wurde die Verbreitung der Zielarten von den 18 Bezugsräumen des ZAK auf 54 Naturräume 4. Ordnung konkretisiert. Für alle anderen Arten des Informationssystems ZAK liegen Verbreitungsangaben basierend auf 13 Bezugsräumen zu Grunde. Diese 13 Bezugsräume stellen eine Aktualisierung und an der Praxis orientierte Zusammenfassung einzelner ehemaliger ZAK-Bezugsräume dar.

Die im Projekt verwendete Gliederung in Naturräume 4. Ordnung basiert auf der im Auftrag der damaligen Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg überarbeiteten Version (BREUNIG 1998) der naturräumlichen Gliederung nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953). Diese Fassung wurde im Rahmen des Projekts zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg (HEINL et al. 1999) leicht aggregiert und in dieser Form im Projekt übernommen.

Die 13 ZAK-Bezugsräume wurden hierbei aus den ursprünglich 18 ZAK-Bezugsräumen durch Auflösung der drei Auenräume (Rhein, Neckar, Donau) sowie der „Adelegg“ und des „Kaiserstuhls“ erstellt. Der Naturraum „Marktheidenfelder Platte“ wurde entgegen der ursprünglichen Zuordnung dem Bezugsraum „Kocher/Jagst/Tauber“ zugerechnet. Diese Vereinfachungen entsprechen mit Ausnahme der Aggregation des Kaiserstuhls den im ZAK (Stand 1996) getroffenen Empfehlungen für die künftige Gliederung der Bezugsräume. Zudem wurden die Grenzverläufe der ZAK-Räume an die (geringfügigen) Änderungen von Naturraumgrenzen durch BREUNIG (1998) angepasst.

## Anhang III

### Vorstellung des Verfahrens zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘

Im Rahmen des Projekts ‚Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg‘ wurden für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ zwei neue Verfahren zur Analyse der Verbundsituation von Flächenkonfigurationen (Konnektivität) entwickelt. Das im Projekt verwendete Verfahren der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ wird in Kap. 2.1.3.4.4 vorgestellt. Dort erfolgen auch Begriffbestimmungen und Erläuterungen des theoretischen Hintergrunds von quantitativen Landschaftsstrukturanalysen. Das zweite Verfahren – die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ – wird im Folgenden vorgestellt. Es baut auf der ‚Radialen Transektanalyse‘ nach KUHN (1998) auf.

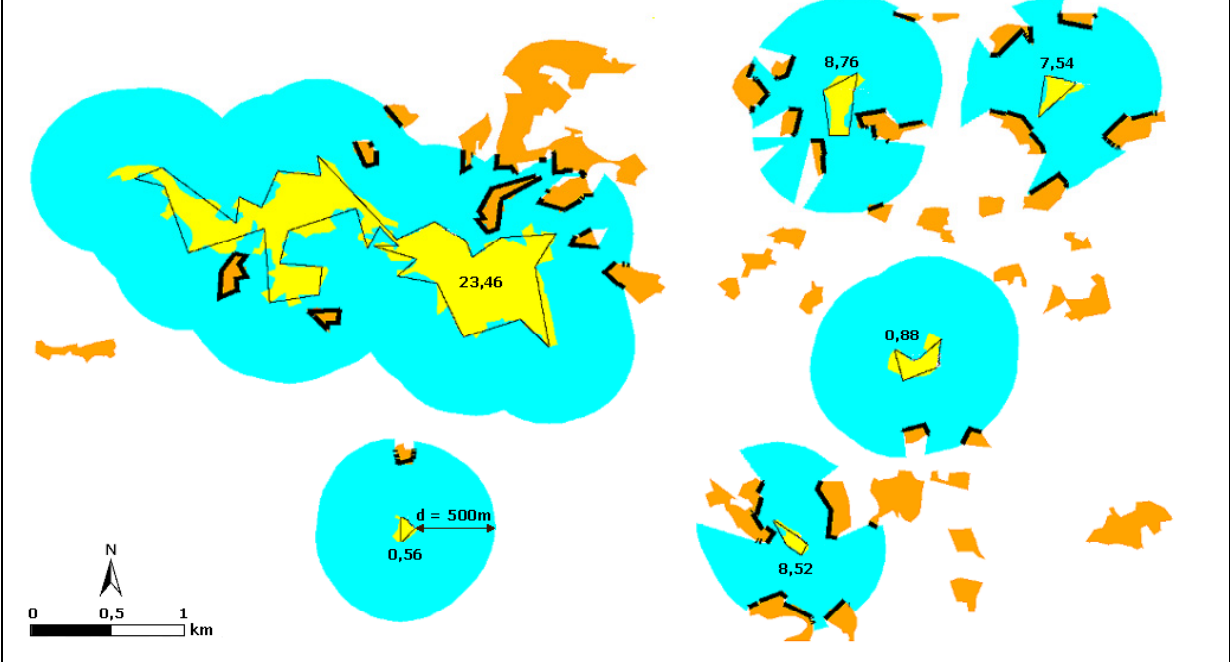
#### **Funktionsweise**

Abb. A3-1a verdeutlicht die Funktionsweise der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘. Der betrachtete Landschaftsausschnitt wird zunächst in als Habitate aufgefasste Flächen (‚Patches‘) und die dazwischengelegene Landschaftsmatrix diskretisiert (vgl. Kap. 2.1.3.4.4). Für eine betrachtete Fläche (‚Focal-Patch‘) wird über GIS-Routinen ein Sichtfeld mit einem frei wählbaren Schwellenwert der Distanz erzeugt – im Beispiel 500m. Eine deutliche Verbesserung der Rechenleistung ergibt sich durch eine Generalisierung der Focal-Patches, da die Sichtfeldanalysen für jeden Punkt eines Polygons durchgeführt werden. Eine Generalisierung im dargestellten Umfang (Abb. A3-1a) ergibt jedoch das gleiche Sichtfeld wie die Berechnung anhand der Originalgeometrie. Alle Kanten der umliegenden Flächen, die vom Focal-Patch aus ‚einsehbar‘ sind, d.h. näher als der Distanzwert liegen und nicht durch andere Flächen verdeckt sind, werden extrahiert. Diese sog. ‚Sichtkanten‘ werden gerastert und für jede Rasterzelle die Distanz zur nächstgelegenen Kante des Focal-Patches ermittelt. Nach einer inversen Gewichtung der Distanzen (s.u.) werden alle Rasterzellenwerte der Sichtkanten, die für ein Focal-Patch ermittelt wurden, aufsummiert. Der Ergebniswert wird im Folgenden als dimensionsloser Index interpretiert und für den Vergleich der Verbundsituationen von Flächen verwendet. Der Wert, der sich für ein Focal-Patch ergibt, steigt mit der zunehmenden Länge der Sichtkanten der umliegenden Flächen und mit deren kürzerer Distanz zum Focal-Patch. Der Höhe des absoluten Wertes wird keine Bedeutung beigemessen. In Abb. A3-1a sind die Ergebniswerte für die sechs Flächen angegeben, für die exemplarisch die Funktionsweise der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ dargestellt ist.

Aus tierökologischer Sicht betrachtet beruht die Methode auf der Annahme, dass Individuen eine Habitatfläche in zufälliger Richtung verlassen. Diese Prämisse liegt vielen Ansätzen der Modellierung des Dispersionverhalten – insbesondere bei Invertebraten – zu Grunde (vgl. POETHKE et al. 1996: 235, WITH & KING 1999: 76, HEINZ et al. 2005). Bei Annahme einer zufallsgesteuerten Ausbreitung steht die Wahrscheinlichkeit in einer anderen Habitatfläche anzukommen in einem positiven Zusammenhang mit der Länge der Begrenzungen der benachbarten Flächen und deren Nähe zum Focal-Patch (s.u. ‚Theoretische Grundlagen‘). Dies gilt insbesondere bei Annahme eines mehr oder weniger geradlinigen – vom Focal-Patch aus radial verlaufenden – Mobilitätsverhaltens der Art bzw. des Individuums. Damit können die Ergebnisse der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ als ein Maß der Erreichbarkeit einer Fläche interpretiert werden. Über die Eignung einer erreichten Fläche als Habitat, die im Rahmen von Konnektivitätsanalysen häufig mit der Flächengröße gleichgesetzt wird, fließen zunächst keine Kennwerte ein. In vielen Fällen wird die Länge der Sichtkanten jedoch mit der Größe der Flächen, aus der sie stammen, korrelieren. Doch sind auch Situationen denkbar, in denen dies nicht der Fall ist wie bspw. bei langgezogenen schmalen Riegeformen. Da jedoch innerhalb des Verfahrens dokumentiert ist, von welcher Fläche eine Sichtkante jeweils stammt, könnten Kennwerte zur weiteren Charakterisierung der Flächen (bspw. Größe, Qualitäten etc.) integriert werden.

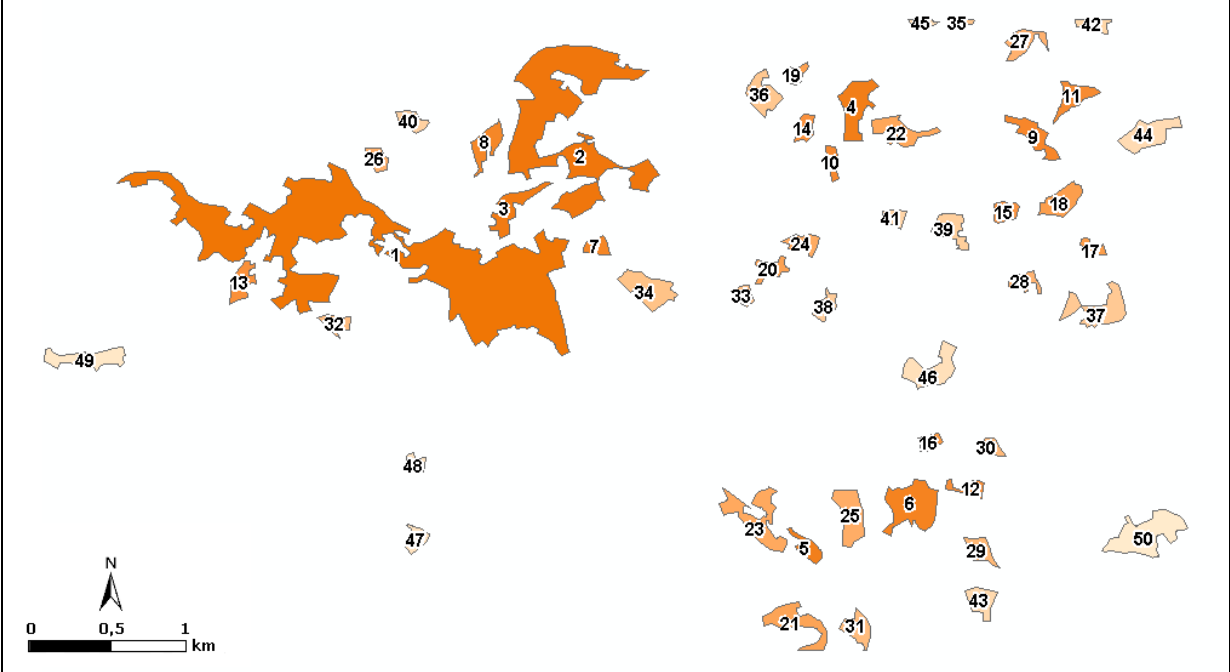
Abb. A3-1b zeigt die Rangfolge der Flächen, die sich nach Durchführung der ‚Radialen Sichtkantenanalyse mit einem Distanzwert von 500m für alle Flächen ergibt.

Abb. A3-1a



- Fläche für die eine Sichtkantenanalyse durchgeführt wird (Focal-Patch)
- Fläche im Umfeld eines Focal-Patches die bei der Sichtkantenanalyse berücksichtigt wird
- Sichtfeld um Focal-Patch
- Sichtkanten der in einem Sichtfeld gelegenen Flächen
- Umriss des generalisierten Focal-Patches

Abb. A3-1b

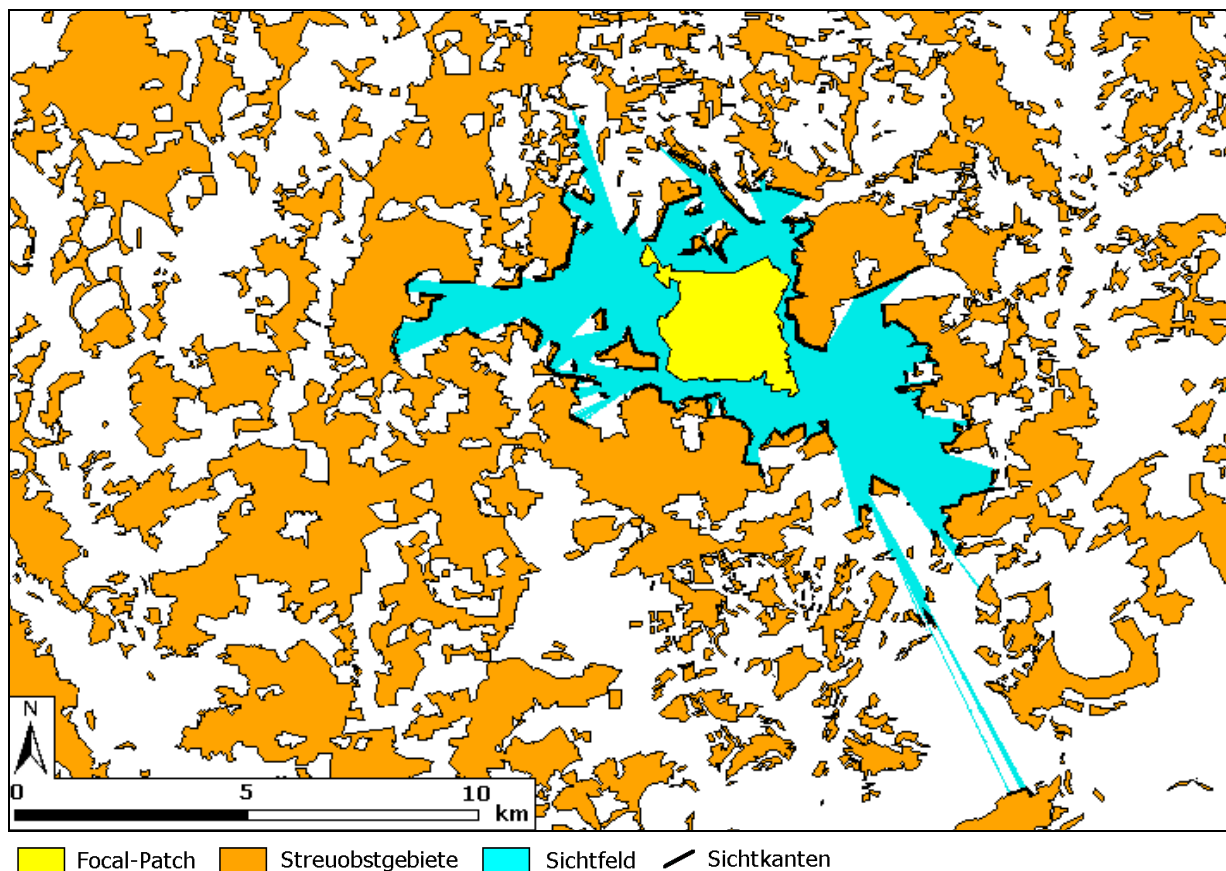


- 1 Rangfolge der Flächen hinsichtlich Konnektivität

**Abb. A3-1:** Funktionsweise der Radialen Sichtkantenanalyse (Abb. A3-1a) und Darstellung der Rangfolge der Konnektivitätsanalyse (Abb. A3-1b). Analysiert wurden 50 Streuobstgebiete im Landkreis Göppingen.

Es zeigt sich, dass große Polygone hohe Ränge erhalten und solche, die in zentraler Lage von vergleichsweise vielen anderen Flächen umschlossen sind. Für große Flächen (z.B. Ränge 1 und 2) liegt das daran, dass sich entsprechend große Sichtfelder ergeben und damit die Wahrscheinlichkeit der Lage weiterer Flächen bzw. Sichtkanten innerhalb des Sichtfelds zunimmt. Im Falle der kleineren Flächen ist die Anzahl nahe gelegener Flächen, bzw. die Länge der Sichtkanten, entscheidend für ein gutes Abschneiden im dargestellten Ranking (z.B. Ränge 3 bis 7). Mit der Auswahl von großen Flächen und solchen kleineren Flächen, die innerhalb eng vernetzter Flächenkonfigurationen liegen, sind eben jene Anforderungen an Vorranggebiete für den Artenschutz erfüllt, die sich aus der ‚SLOSS-Diskussion‘ ergeben haben (vgl. Kap. 2.1.3.4.1). Abb. A3-1b lässt zudem erkennen, dass die kleineren Flächen, die hohe Ränge erzielt haben, bevorzugt inmitten von engräumig benachbarten Flächenkonfigurationen liegen, da die zentrale Lage die Wahrscheinlichkeit der Lage benachbarter Flächen im Sichtfeld erhöht. Solchen Flächen kann im Rahmen des Biotopverbund-Ansatzes (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) als Trittsteine eine besondere Bedeutung für den Individuenaustausch zukommen.

Ein wesentlicher Vorteil des Verfahrens gegenüber anderen Konnektivitätsmaßen, wie den Proximity-Indizes nach GUSTAFSON & PARKER (1992, 1994), stellt die relativ geringe Bedeutung des vom Anwender zu spezifizierenden Suchradius dar. Bei der Berechnung der Proximity-Indizes werden alle Flächen innerhalb der angegebenen Distanz berücksichtigt. Das kann dazu führen, dass eine geringe Änderung des Distanzwertes eine sehr deutliche Änderung der Ergebnisse bewirkt. Da die exakte Angabe von charakteristischen Wanderungsdistanzen für Tierarten in der Regel problematisch ist, besteht die Gefahr unplausibler Analysen. Bei der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ wird das betrachtete Umfeld in dichten Flächenkonfigurationen und je nach Bemessung der ‚Sichtweite‘ ggf. nur durch umliegende Flächen begrenzt. Dann kommt dem gewählten Schwellenwert der ‚Sichtweite‘ keine Bedeutung zu. Diese Situation wird in Abb. A3-2 verdeutlicht.



**Abb. A3-2:** Anwendung der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ mit einem Distanzwert von 15 km in einer dichten Flächenkonfiguration, in der das Sichtfeld ausschließlich von benachbarten Flächen und nicht durch den vorgegebenen Distanzwert begrenzt wird.

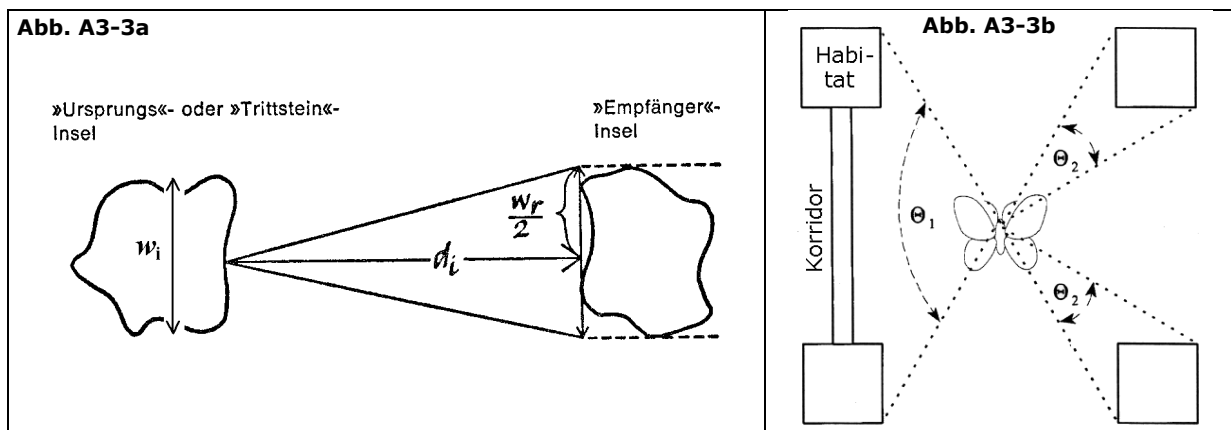
### Theoretische Grundlagen

In ihrer richtungsweisenden ‚Inseltheorie der Biogeographie‘ (MACARTHUR & WILSON 1963, 1967 bzw. 1971), die in Kapitel 2.1.3.4.1 erläutert wird, erklären die Autoren die Wahrscheinlichkeit der Erstbesiedlung einer Insel mit den Einflussgrößen der Entfernung zu einer Besiedlungsquelle (‚distance effect‘) und der Größe der neu besiedelten Insel (‚target effect‘). Der ‚target-effect‘ bezeichnet die höhere Wahrscheinlichkeit größerer Inseln von ziellos wandernden Arten aufgefunden zu werden. MACARTHUR & WILSON (1971: 125) entwerfen ein Modell der Quantifizierung der Besiedlungswahrscheinlichkeit einer sog. ‚Empfängerinsel‘ durch Individuen, die eine sog. ‚Ursprungsinsel‘ verlassen. Das Modell setzt sich aus drei Faktoren zusammen: (1) Die Anzahl von Individuen, welche die Ursprungsinsel verlassen (Emigranten), (2) das Verhältnis der Distanz zwischen Ursprungs- und Empfängerinsel zum mittleren Ausbreitungsvermögen der Art und (3) der Wahrscheinlichkeit, dass die Empfängerinsel bei einer zufälligen Wahl der Ausbreitungsrichtung erreicht wird (‚target effect‘). Die Formel lautet (MACARTHUR & WILSON (1971: 129) (vgl. Abb. A3-3a):

**Formel A3-1:** Berechnung der Besiedlungswahrscheinlichkeit einer Insel nach MACARTHUR & WILSON (1971: 125)

<div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> <span>Teil 1</span> <span>Teil 2</span> <span>Teil 3</span> </div> <div style="border: 1px solid black; padding: 10px; margin: 10px auto; width: fit-content;"> <math display="block">\frac{2 \tan^{-1} \left( \frac{w_r}{2d_i} \right)}{360^\circ} \alpha w_i^2 e^{-d_i/\Delta}</math> </div>	<p>mit:</p> <p><math>w_r</math>: Durchmesser der Empfängerinsel, gemessen im rechten Winkel zur kürzesten Distanz zur Ursprungsinsel</p> <p><math>d_i</math>: kürzeste Distanz zwischen Ursprungs- und Empfängerinsel</p> <p><math>\forall</math>: Konstante</p> <p><math>w_i</math>: Durchmesser der Ursprungsinsel, gemessen im rechten Winkel zur kürzesten Distanz zur Empfängerinsel</p> <p><math>\Delta</math>: mittlere Ausbreitungsdistanz einer Art</p>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

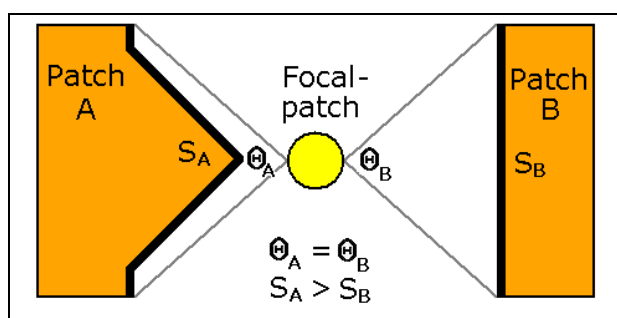
Der ‚target effect‘ wird dabei als Verhältnis des Winkels, der die erfolgversprechenden Ausbreitungsrichtungen umfasst, die zu einer Ankunft in der Empfängerinsel führen, zu  $360^\circ$  ausgedrückt (s. Teil 1 der Formel). MACARTHUR & WILSON (1971: 129) begründen diese Vorgehensweise damit, dass die Vielzahl an Faktoren, welche im Freiland die tatsächliche Ankunfts-wahrscheinlichkeit eines Individuums beeinflussen, die Wahl des denkbar einfachsten Ansatzes in einem Modell nahelegt. Die Anzahl der Emigranten wird als Funktion des ‚Durchmessers‘ der Ursprungsinsel  $w_i$  ausgedrückt.  $\forall$  stellt eine artspezifische Konstante dar (s. Teil 2 der Formel). Die Autoren weisen darauf hin, dass die Verwendung der tatsächlichen Flächengröße einer Insel und nicht die Annäherung über den ‚Durchmesser‘ realistischer wäre, da Inseln selten auch nur annähernd eine kreisrunde Form aufweisen. Der Exponent der Formel - der Quotient aus der Distanz der beiden betrachteten Inseln und der mittleren Ausbreitungsdistanz einer Art - drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass eine Art aufgrund ihres artspezifischen Mobilitätsvermögens die Distanz zwischen Ursprungs- und Empfängerinsel überwinden kann (s. Teil 3 der Formel).



**Abb. A3-3:** Darstellung der Einflussgrößen zur Berechnung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) (Abb. A3-3a) und Übertragung des Konzepts auf den ‚drift fence effect‘ nach HADDAD & BAUM (1999) (Abb. A3-3b). Abb. A3-3a entnommen aus MACARTHUR & WILSON (1971: 129), Abb. A3-3b entnommen aus HADDAD & BAUM (1999: 631).

HADDAD & BAUM (1999) greifen das Konzept des ‚target-effect‘ auf. Sie untersuchen in mehrjährigen Freilandexperimenten den Einfluss von Mobilitätskorridoren auf die Populationsdichte von vier Tagfalter-Arten (*Junonia coenia*, *Euptoieta claudia*, *Phoebis sennae*, *Papilio troilus*). Dazu wurden in einem dichten Pinienbestand 27 gleich große Lichtungen mit 1,64 ha Größe angelegt, wovon 19 durch Korridore mit 32m Breite verbunden wurden, während 8 Lichtungen isoliert blieben. Bei allen Arten bis auf *Papilio troilus* konnten höhere Populationsdichten in den durch Korridore verbundenen Flächen nachgewiesen werden. Die Autoren führen dies auf drei mögliche Einflussmechanismen von Korridoren zurück: (1) Zunahme des Individuenaustauschs zwischen Patches, (2) Vergrößerung der als Lebensraum geeigneten Fläche und (3) verstärkte Immigration von Individuen aus der umgebenden Landschaft. Letzere Wirkung bezeichnen HADDAD & BAUM (1999: 632 als ‚drift fence effect‘ von Korridoren. Darunter verstehen sie die Vorstellung, dass in der Landschaft dispergierende Individuen einen Korridor antreffen und entlang diesem einer Habitatfläche zugeleitet werden – ähnlich der Wirkung eines Fangzauns. Diese Hypothese konnte aufgrund des Untersuchungsdesigns der Freilandexperimente nicht eindeutig belegt werden, doch ergaben Simulationsrechnungen eine Zunahme der Immigration in Habitatflächen durch den ‚drift fence effect‘ um bis zu 15% (HADDAD & BAUM 1999: 631). Die Operationalisierung des Effekts erfolgte dabei über den in Abb. A3-3b dargestellten Winkel 1, der - wie bei der Berechnung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) – die erfolgversprechenden Ausbreitungsrichtungen umfasst, die zu einer Ankunft in einem Habitat oder in einem Korridor führen. Auch in weiteren Freilanduntersuchungen der Wirkung von Habitatkonfigurationen auf die Populationsgrößen von Tagfaltern wurde der ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) berücksichtigt (z.B. FAHRIG & PALOHEIMO 1988, HARRISON 1989).

Der Vergleich der Operationalisierung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) bzw. des ‚drift fence effects‘ nach HADDAD & BAUM (1999) (im Folgenden mit ‚Winkelansätze‘ bezeichnet) mit der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ lässt Gemeinsamkeiten und Unterschiede in der Reaktion auf Veränderungen von Flächenkonfigurationen erkennen. Bei beiden Ansätzen verringert sich die Bedeutung einer Fläche konstanter Größe mit zunehmender Distanz. Bei den Winkelansätzen beruht dies auf einer Abnahme des Winkels der erfolgversprechenden Ausbreitungsrichtungen, bei der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ auf der inversen Gewichtung der Distanz der Sichtkanten. Die Zunahmen der Größe einer Fläche mit konstanter Lage kann sich bei beiden Ansätzen unterschiedlich auswirken. Der Winkelansatz reagiert nur dann, wenn mit der Flächenzunahme auch eine Vergrößerung des ‚Durchmessers‘ (s.o.) der Fläche aus Sicht des Focal-Patches verbunden ist. D.h. die Vergrößerung der Fläche durch eine Ausdehnung auf das Focal-Patch zu – innerhalb des Winkels zwischen den erfolgversprechenden Ausbreitungsrichtungen - oder auf der dem Focal-Patch abgewandten Seite bewirkt keine Änderung des Wertes. Wie Abb. A3-4 verdeutlicht, reagiert die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ jedoch auf die Vergrößerung einer Fläche auf das Focal-Patch zu mit höheren Ergebniswerten, da die Sichtkante (hier des Patches A) einerseits länger wird und zudem aufgrund der geringeren Distanz eine stärkere Gewichtung erfährt.



#### Maße der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘

$S_{A, B}$  Sichtkanten der Patches A und B

#### Maße des ‚Winkelansatzes‘

$\Theta_{A, B}$  erfolgversprechender Winkel der Migration vom Focal-Patch zu den Patches A und B

**Abb. A3-4:** Schematische Darstellung der unterschiedlichen Reaktionen des ‚Winkelansatzes‘ und der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ auf eine Vergrößerung der Fläche in Richtung des Focal-Patches. Während der ‚Winkelansatz‘ zu identischen Werten führt, reagiert die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ plausibel mit höheren Ergebniswerten (s. Text).

Die Zunahme des Wertes bei der beschriebenen Veränderung der Flächenkonfiguration ist plausibel, da eine erfolgreiche Migration vom Focal-Patch nach Patch A aufgrund der geringeren Distanz und der größeren Kantenlänge – unter sonst gleichen Rahmenbedingungen – wahrscheinlicher ist als nach Patch B. Das Beispiel verdeutlicht, dass die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ im Unterschied zum ‚Winkelansatz‘ die tatsächlich einer Art zur Immigration in eine Habitatfläche zur Verfügung stehenden Randlänge berücksichtigt. Dieser methodische Ansatz kann mit der Hypothese von BOWMAN et al. (2002) in Verbindung gebracht werden, dass für viele Wirbellose und auch Wirbeltiere die Immigrationsrate nicht von der Größe eines Habitats sondern von der Randlänge abhängt. Diese kann mit der Radialen Sichtkantenanalyse exakt ermittelt werden. Der ‚Winkelansatz‘ verwendet mit dem ‚Durchmesser‘ der Empfängerinsel nach MACARTHUR & WILSON (1971: 125) nur eine grobe und unzuverlässige Annäherung an Form und Größe der Insel, worauf die Autoren auch einschränkend hinweisen. Damit steht mit der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ eine plausiblere Operationalisierung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) bzw. des ‚drift fence effect‘ nach HADDAD & BAUM (1999) zur Verfügung, als dies über den ‚Winkelansatz‘ möglich ist.

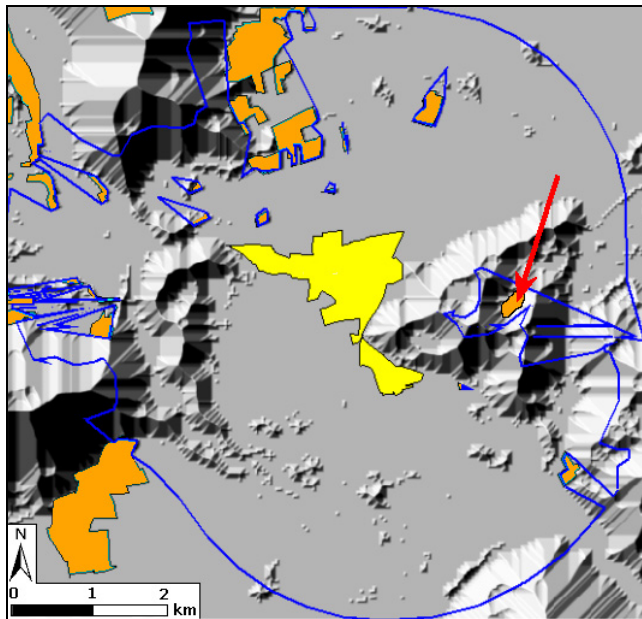
### **Berücksichtigung der Landschaftsmatrix**

Wie in Kap. 2.1.3.4.4 erläutert, wird bei quantitativen Analysen der Landschaftsstruktur im Rahmen des Ansatzes der ‚landscape ecology‘ häufig ein Landschaftsausschnitt in die zu untersuchenden Landschaftseinheiten („Patches“) und die dazwischen gelegene Fläche („Landschaftsmatrix“) räumlich diskretisiert. Konnektivitätsanalysen unterscheiden sich dann prinzipiell dadurch, ob die Landschaftsmatrix räumlich explizit, bspw. in Form unterschiedlicher Raumwiderstände verschiedener Lebensraumtypen, berücksichtigt wird oder nur die Distanz zwischen den Patches einfließt. Werden entsprechende Gewichtungen vorgenommen, spricht man auch von ‚ökologischer Distanz‘ („ecological distance“, vgl. OPDAM et al. 2003: 118) im Unterschied zur euklidischen Distanz – d.h. der ‚Luftlinie‘ – zwischen den Patches. Modellansätze, welche die Landschaftsmatrix berücksichtigen, sind zunächst als realistischer einzuschätzen, doch erweist sich bei der praktischen Umsetzung die Parametrisierung der Raumwiderstände häufig als problematisch.

Bei den bisher in diesem Kapitel beschriebenen Konnektivitätsanalysen wurde die Landschaftsmatrix nicht berücksichtigt. Für die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ ist eine Integration denkbar. Eine Möglichkeit besteht darin, bei der Gewichtung der gerasterten Sichtkanten nicht die euklidische Distanz sondern eine ‚ökologische Distanz‘ zu Grunde zu legen. Eine Möglichkeit der Modellierung der ‚ökologischen Distanz‘ ist die Überführung der Lebensraumtypen der Landschaftsmatrix in eine Kostenoberfläche. Hierfür wird jedem Lebensraumtyp ein Höhenwert zugewiesen, der qualitativ die Durchlässigkeit für eine betrachtete Art widerspiegelt. In dieser ‚Kostenlandschaft‘ können in einem zweiten Schritt, radial ausgehend vom Focal-Patch, Kostensummen berechnet werden, indem die Einzelwerte der durchlaufenen Rasterzellen summiert werden. Dies führt zu hohen Summenwerten in Rasterzellen von Sichtkanten, die nur durch Lebensraumtypen mit vergleichsweise geringer Durchlässigkeit erreicht werden können. Über eine inverse Gewichtung wird erreicht, dass der Beitrag dieser Rasterzellen zum Ergebniswert für ein Focal-Patch gering ausfällt. Es können zudem Abbruchkriterien vorgegeben werden, die ein völliges Ignorieren von Sichtkanten bewirken. Diese Möglichkeit verdeutlicht Abb. A3-5. Das Ergebnis der Kostensummenanalyse in einer hinsichtlich artspezifischen Durchlässigkeit bewerteten Landschaft ist hier als dreidimensionale Oberfläche dargestellt. Es wurde exemplarisch angenommen, dass sich eine Art ohne Kosten außerhalb des Waldes und innerhalb des Waldes mit einem Aufwand von „1“ pro Rasterzelle fortbewegen kann. Dies führt zu einer Darstellung aller Waldgebiete als Erhebungen, wobei die Höhe der Oberfläche der Anzahl der Rasterzellen mit Waldnutzung entspricht, die auf kürzestem Wege durchquert werden mussten, um an die entsprechende Stelle zu gelangen. Die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ wurde dann in einer kombinierten ‚Landschaft‘ aus den Patches der Streuobstgebiete und der Kostensummenoberfläche durchgeführt. In dieser ‚Landschaft‘ endet das Sichtfeld entweder – bei ungehinderter Fortbewegung – am voreingestellten Distanzwert von 2 km oder – bei Fortbewegung im Wald – am voreingestellten Abbruchkriterium von 300 ‚Höhenmetern‘ – oder an Patches die innerhalb dieser Distanzen liegen. Da die Zellengröße auf 1m x 1m gesetzt wurde, besagt dieses Abbruchkriterium, dass sich die Begrenzung des Sichtfelds nach 300m der Fortbewegung im Wald befindet.



Das führt im dargestellten Beispiel dazu, dass die mit dem Pfeil gekennzeichnete Fläche nicht berücksichtigt wird, weil sie im Vergleich zu den anderen Flächen nur durch das Zurücklegen einer größeren Distanz in einem Lebensraumtyp mit artspezifisch hohem Raumwiderstand zu erreichen wäre.



**Abb. A3-5:** Exemplarische Darstellung der räumlich expliziten Berücksichtigung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix bei der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘.

Die mit dem Pfeil gekennzeichnete Fläche kann bei Annahme eines höheren Raumwiderstands für die Mobilität im Wald nicht erreicht werden. (Erläuterung s. Text).

- Focal-Patch
- Streuobstgebiete
- Begrenzung des Sichtfelds

### Exkurs zur Gewichtung der Distanz

Vielen Konnektivitätsanalyse von Flächenmustern aus tierökologischer Sicht ist gemeinsam, dass eine Quantifizierung der in einem Suchradius um ein Focal-Patch realisierten Flächenkonfiguration erfolgt. Dabei wird in der Regel eine inverse Gewichtung der Distanz zwischen Focal-Patch und der analysierten Objekte im Suchradius angewendet (vgl. FAHRIG 2003, OPDAM et al. 2003). Die Gewichtung basiert auf der Annahme, dass die Wahrscheinlichkeit der Ankunft einer Art in einem geeigneten Habitat umso größer ist, je weniger Strecke sie in Räumen zurück legen muss, die für sie als Lebensraum ungeeignet sind bzw. nur als Durchgangsraum genutzt werden können. Häufig kommen dabei Exponentialfunktionen zum Einsatz, da insbesondere bei Invertebraten häufig entsprechende Verteilungen der Migrationsdistanzen beobachtet werden können. Diese sind dadurch geprägt, dass ein Großteil der Individuen eine charakteristische Wanderungsdistanz zurücklegt während einige wenige „supertramps“ (DIAMOND 1976 in NENTWIG et al. 2004: 113) immer wieder auch deutlich weitere Distanzen bewältigen (vgl. VAN DYCK & BAGUETTE 2005: 540 ff.). Unterschiedliche Methoden der Distanzgewichtung können – obwohl dieselbe Methode der Konnektivitätsanalyse verwendet wird – zu stark differierenden Ergebnissen führen. Daher wurden für die Distanzgewichtung innerhalb der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ für die zunächst vorgesehene Anwendung im Rahmen des Indikators ‚Biotopverbund‘ eine exponentielle und eine lineare Distanzgewichtung getestet. Da die Konnektivitätsanalysen im Rahmen des Projekts aufgrund der Bearbeitung von Artenkollektiven nicht artspezifisch präzisiert werden konnten, wurde bei der Distanzgewichtung von möglichst einfachen und naheliegenden Annahmen ausgegangen. Die exponentielle Gewichtung erfolgte durch Überführung eines Distanzwerts in seinen Kehrwert, während die lineare Gewichtung durch Transformation eines Distanzwerts in den inversen Anteil am vorgegebenen maximalen Distanzwert – im Beispiel 500m – erfolgte. Die Formeln verdeutlichen die Vorgehensweise:

**Formel A3-2:** Exponentielle Distanzgewichtung

$$I_d\_exp = \frac{1}{d}$$

mit: d: Distanzwert einer Sichtkanten-Rasterzelle zum Focal-Patch  
 $d_{max}$ : maximal mögliche Distanz einer Sichtkanten-Rasterzelle

**Formel A3-3:** Lineare Distanzgewichtung

$$I_d\_lin = 100 - \left( \frac{100}{d_{max}} d \right)$$

Darüber hinaus wurde die Vorgehensweise mit der Distanzgewichtung innerhalb des Isolationsmaßes  $S_i$  nach HANSKI (1994b: 153) verglichen. Dieses Maß ist Bestandteil der räumlich expliziten Abbildung der Dynamik von Metapopulationen für Tagfalterarten über Inzidenzmodelle. Unter Inzidenz wird dabei die Wahrscheinlichkeit verstanden, eine lokale Population in einem bestimmten Jahr vorzufinden (z.B. HANSKI 1994a, HANSKI 1994b, MOILANEN & HANSKI 1998, HANSKI 1999). Nach POETHKE et al. (1996: 232) lassen die gute Übereinstimmung der Modellprognosen mit den im Freiland beobachteten Bestzungswahrscheinlichkeiten das Metapopulationsmodell von Hanski als ein geeignetes Werkzeug für den Einsatz im Artenschutz erscheinen. Eine Anwendung des Modells auf die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ war nicht möglich, da dafür Parameter wie die Extinktions- und Kolonisationswahrscheinlichkeiten aller lokalen Populationen einer Metapopulation benötigt werden. Jedoch war unter gewissen Annahmen (s.u.) ein Vergleich der Distanzgewichtung innerhalb des Isolationsmaßes nach Hanski mit der Gewichtung innerhalb der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ möglich. Die Formel des Isolationsmaßes nach HANSKI (1994b: 153) lautet:

**Formel A3-4:** Berechnung des Isolationsmaßes  $S_i$  nach HANSKI (1994b)

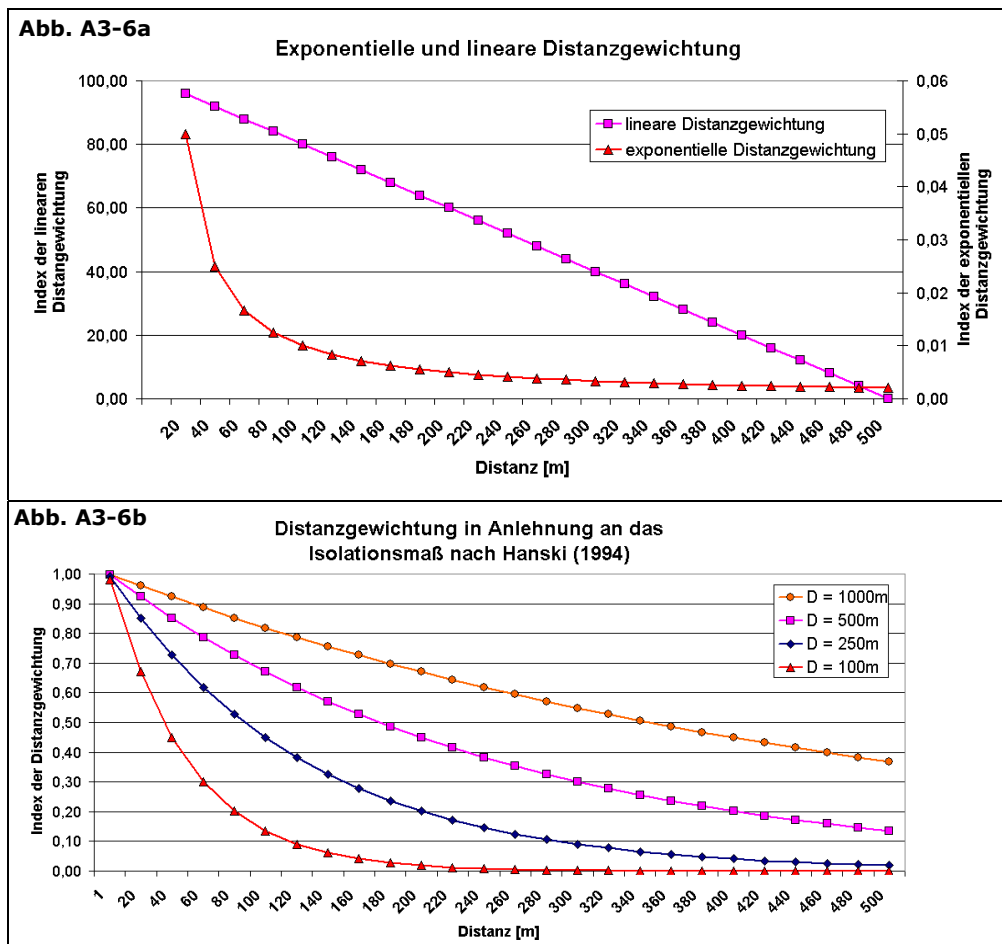
$$S_i = \sum p_j \exp(-\alpha d_{ij}) A_j$$

mit:  $S_i$ : Isolationsmaß für das Focal-Patch i  
 $p_j$ : Angabe zu Inzidenz der Art in Patch j: 1 für besetzt, 0 für nicht besetzt  
 $\forall$ : Konstante für die Überlebenswahrscheinlichkeit der Art bzgl. der Distanz  $d_{ij}$   
 $d_{ij}$ : Distanz zwischen Focal-Patch i und Patch j  
 $A_j$ : Fläche von Patch j

Da für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ keine einzelartspezifischen Konnektivitätsanalysen durchgeführt werden konnten, wurde bei der Anwendung des Isolationsmaßes die Inzidenz für alle Flächen angenommen ( $p_j = 1$ ). Die Konstante  $\forall$  wurde in Anlehnung an Operationalisierungen von POETHKE et al. (1996: 235) und SACHTELEBEN (2000: 93) im Rahmen der Modellierung von Heuschreckenpopulationen mit  $\forall = 2/D$  umgesetzt, wobei D die mittlere Distanz darstellt, die durch ein Individuum zurück gelegt wird. Die Patchfläche  $A_j$  wurde unberücksichtigt gelassen, da die ‚Radiale Sichtkantenanalyse‘ nicht die Flächengröße der Patches berücksichtigt, sondern die Sichtkanten.

Abb. A3-6 zeigt den Vergleich der im Rahmen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ erfolgten exponentiellen und linearen Distanzgewichtung (Abb. A3-6a) mit der Gewichtung in Anlehnung an das Isolationsmaß nach HANSKI (1994a) (Abb. A3-6b) für den Distanzbereich bis 500m. In Abb. A3-6a ist der Wertebereich kleiner 20m nicht dargestellt. Wie in Kap. 2.1.3.3.3 erläutert, wurden die Habitatpotenzialflächen aller Anspruchstypen die näher als 15m beieinander liegen zu einer Fläche vereinigt. Daher können keine kleineren Distanzwerte bei der Konnektivitätsanalyse der Flächen auftreten. Da diese zu vergleichsweise extrem hohen Indexwerten führen, wurde auf eine Darstellung verzichtet. Für Abb. A3-6b wurden für die mittleren Distanzwerte D eines wandernden Individuums (s.o.) die Werte 100m, 200m, 500m und 1000m eingesetzt.

Die in Abb. A3-6a dargestellte exponentielle Distanzgewichtung des Wertebereichs von 20m bis 500m ergibt eine starke Gewichtung der Distanzwerte bis ca. 100m. Sichtkanten, die in weiterer Entfernung liegen, werde in der Gesamtsumme der invers gewichteten Distanzwerte des Focal-Patches kaum berücksichtigt. Damit ähnelt die Kurve stark der Distanzgewichtung in Anlehnung an HANSKI (1994a) bei Verwendung eines mittleren Distanzwertes von 100m, die ebenfalls den Distanzbereich oberhalb 100m extrem gering gewichtet. Die Kurve der linearen Distanzgewichtung in Abb. A3-6a verdeutlicht die geringe inverse Gewichtung mit zunehmender Distanz. Sie ähnelt in hohem Maße dem Verlauf der Indexwerte in Anlehnung an HANSKI (1994a) bei ebenfalls der Anwendung von 500m als mittlerer Wanderungsdistanz.



**Abb. A3-6:** Vergleich der im Rahmen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ getesteten Distanzgewichtungen (Abb. A3-6a) mit der Gewichtung in Anlehnung an das Isolationsmaß nach HANSKI (1994a) (Abb. A3-6b).

Damit kann eine hohe Übereinstimmung der linearen Distanzgewichtung innerhalb der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘ bei Verwendung eines maximalen Distanzwerts von 500m, mit der Distanzgewichtung in Anlehnung an HANSKI (1994a) bei Verwendung desselben Distanzwerts festgestellt werden.

Es kann zusammenfassend festgestellt werden, dass das GIS-basierte Verfahren zur Konnektivitätsanalyse von Flächenkonfigurationen der ‚Radialen Sichtkantenanalyse‘, eine nachvollziehbare Operationalisierung des ‚target effect‘ nach MACARTHUR & WILSON (1971) leistet. Im Vergleich zur Operationalisierung nach MACARTHUR & WILSON (1971) - oder auch davon abgeleitet nach HADDAD & BAUM (1999) - über den ‚erfolgsversprechenden Winkel‘ der Ausbreitung, bewirkt die explizite Extraktion der ‚Sichtkanten‘ eine plausiblere modellhafte Bemessung der Wahrscheinlichkeit der Immigration von Individuen von einem Focal-Patch in die betrachteten Nachbar-Patches.

Für die Umsetzung des Indikators ‚Biotopverbund‘ im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ wurde dem Verfahren der Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘ (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) der Vorzug gegeben. Wesentlicher Grund war, dass dieses Verfahren, neben der Identifizierung von Flächen die eine hohe Vernetzung erwarten lassen, eine planungsorientierte räumlich explizite Abbildung plausibler potenzieller Mobilitätsräume erzeugt. Die Auswahl von Vorranggebieten basiert nicht auf abstrakten Indizes sondern auf nachvollziehbaren Flächengrößen. In Kap. 2.1.3.4.4 werden weitere Vorteile des Verfahrens aus Sicht der Aufgabenstellung im Projekt „Informationssystem ZAK“ und in Kap. 4.1.6 aus allgemeiner planerischer Sicht dargestellt.



## Anhang IV

### Kurzvorstellung der testweise angewendeten, modifizierten Proximity-Indizes zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen

Abb. A4-1 verdeutlicht schematisch die zwei testweise angewendeten, modifizierten Versionen des Proximity-Index nach GUSTAFSON & PARKER (1992). Für jedes betrachtete Patch (Focalpatch) wird die Fläche aller im Suchkreis befindlichen Patches (X – Z) invers distanzgewichtet aufaddiert, sodass die Flächengröße weiter entfernt gelegener Patches nur in geringem Umfang berücksichtigt wird, als die der näher gelegenen. Die Versionen unterscheiden sich darin, dass in Version I nur – wie bei GUSTAFSON & PARKER (1992) – die Distanzen jeweils zwischen dem Focal-Patch und den weiteren im Suchkreis gelegenen Patches berücksichtigt werden, während in Version II alle im Suchkreis auftretenden Distanzen zwischen allen Patches – auch der Distanzen zwischen den Nachbar-Patches – in die Berechnung des Maßes einbezogen werden.

Ausgangssituation beider verglichener Versionen ist gleichermaßen eine Vier-Flächen-Konstellation mit identischen Flächengrößen (1) und zwei gleichen Abständen zwischen Focalpatch und Nachbarpatches (FP-X,Y: 1) sowie einer größeren Distanz (FP-Z: 2). Da es sich um eine schematische Darstellung handelt, werden im Folgenden keine Einheiten verwendet. Es wurde eine inverse lineare Gewichtung der Distanzen gemäß folgender Formel vorgenommen:

**Formel A4-1:** Lineare Distanzgewichtung der modifizierten Proximity-Indizes

$$I_{d\_lin} = 10 - \left( \frac{1}{d_{\max}} d \right)$$

mit: d: Distanz zwischen den Patches  
 $d_{\max}$ : maximal mögliche Distanz, hier 10

Da als maximal mögliche Distanz der Patches – bzw. als Radius des Suchkreises – ein Wert von 10 angenommen wurde, wird eine Distanz von 1 in einen gewichteten Wert von 0,9, eine Distanz von 2 in einen Wert von 0,8 etc. überführt. Die Berechnung des Proximity-Index erfolgt dann für Version I in Anlehnung an GUSTAFSON & PARKER (1992)<sup>1</sup>, indem die Fläche des Focalpatches mit den distanzgewichteten Flächen der Nachbarpatches addiert wird (vgl. Rechenweg in Abb. A4-1a). Für Version II wird das Vorgehen übertragen auf die Berücksichtigung aller Distanzen der Flächen untereinander, indem diese Berechnung für jede der vier Flächen durchgeführt wird. Die Ergebniswerte werden addiert und durch die Anzahl der Flächen dividiert (vgl. Matrix in Abb. A4-1b).

Die Abbildung zeigt schematisch vier grundlegende Möglichkeiten der Veränderung von Flächenkonfigurationen, von denen gemäß etablierter Modellvorstellungen (vgl. Kap. 2.1.3.4.4) positive Auswirkungen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen angenommen wird. Fall A und D stellen die Vergrößerung einer der betrachteten Flächen dar, die mit größeren und damit stabileren Populationsgrößen in Zusammenhang gebracht wird. Fall B und C sind Möglichkeiten der Distanzverkürzung zwischen den Flächen. Dies wird mit einer Stabilisierung der Populationen durch erhöhten Individuenaustausch in Verbindung gebracht. In der jeweils untersten Zeile der beiden Abbildungen ist das Resultat der Berechnung der modifizierten Proximity-Indizes dargestellt. Es zeigt sich, dass der Index in der Berechnung laut Version I, auf die Veränderung der Flächenkonstellation in den Fällen C und D nicht reagiert. Dies ist in beiden Fällen darauf zurück zu führen, dass die Distanzen der Nachbarpatches untereinander nicht berücksichtigt werden. Entsprechend zeigen die Indexwerte in Version II, dass bei dieser Form der Berechnung alle vier Veränderungen der Flächenkonstellation eine plausible Veränderung des Indexwertes zur Folge haben.

<sup>1</sup> GUSTAFSON & PARKER (1992: 103) dividieren für alle Patches im Suchkreis die Flächengröße der Nachbarpatches durch deren jeweilige Distanz zum Focalpatch und addieren die Ergebniswerte.

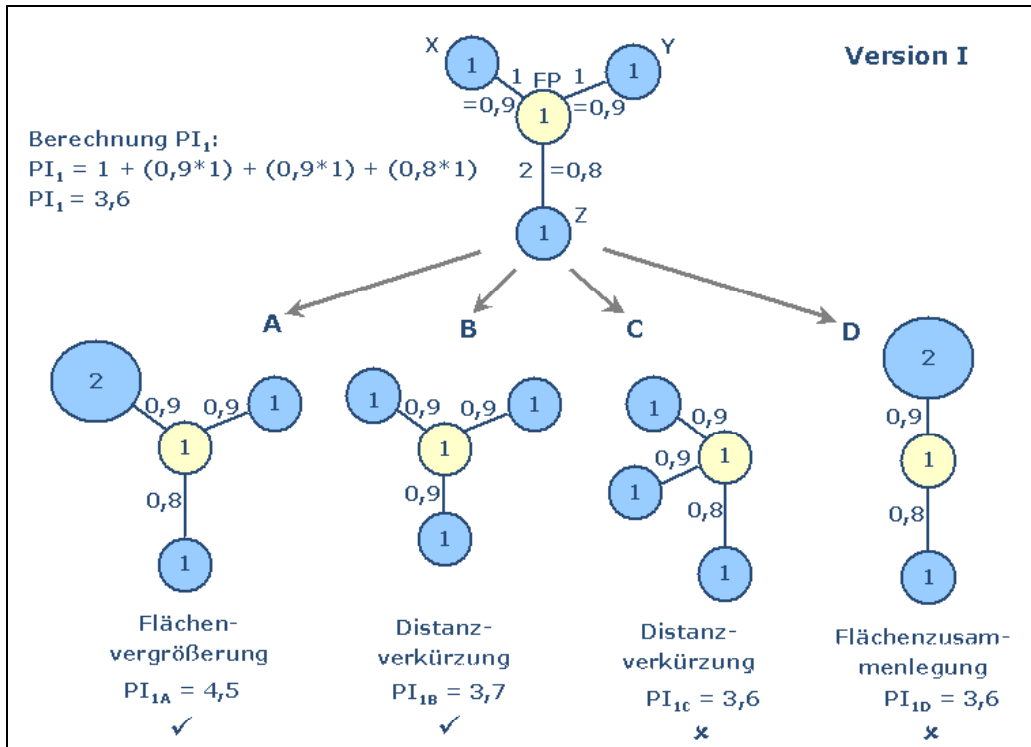


Abb. A4-1a

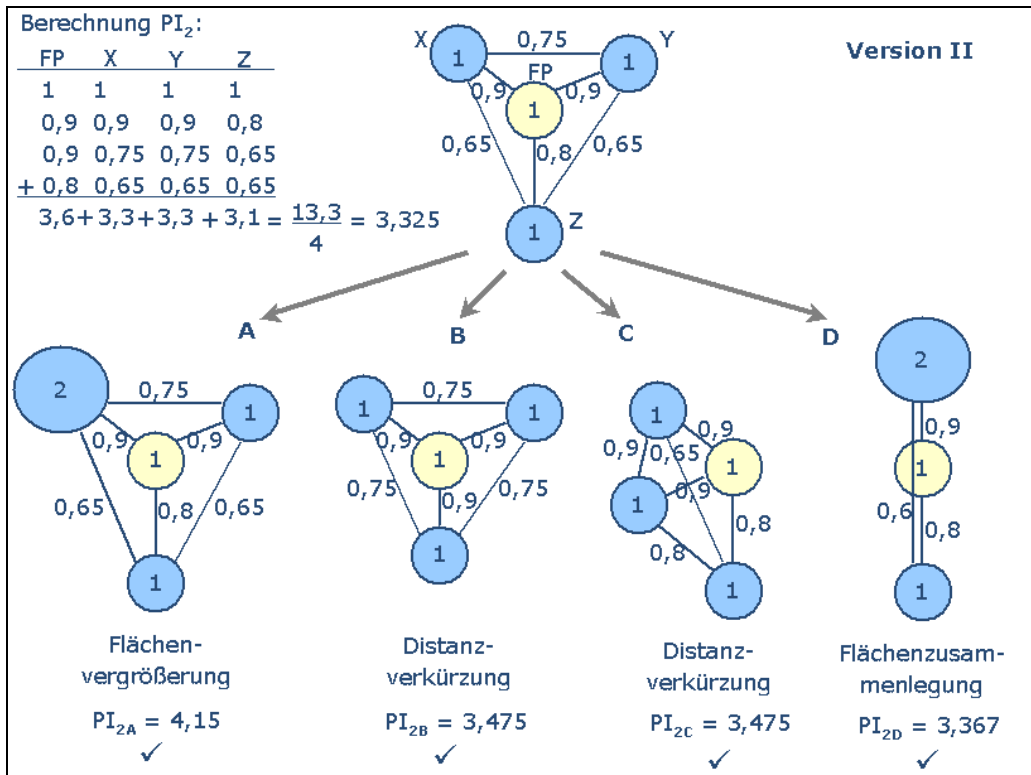


Abb. A4-1b

FP: Focalpatch



Größe der Patchfläche

X-Z: Patches im Suchkreis



Distanz mit Gewichtung

**Abb. A4-1:** Schematische Verdeutlichung der Funktionsweise der beiden testweise angewendeten modifizierten Proximity-Indizes.

## Anhang V

### Möglichkeiten zur Modifikation des Verfahrens zur Erzeugung ‚potenzieller Verbundräume‘

#### A. Berücksichtigung der Landnutzung in der Verbindungsfläche

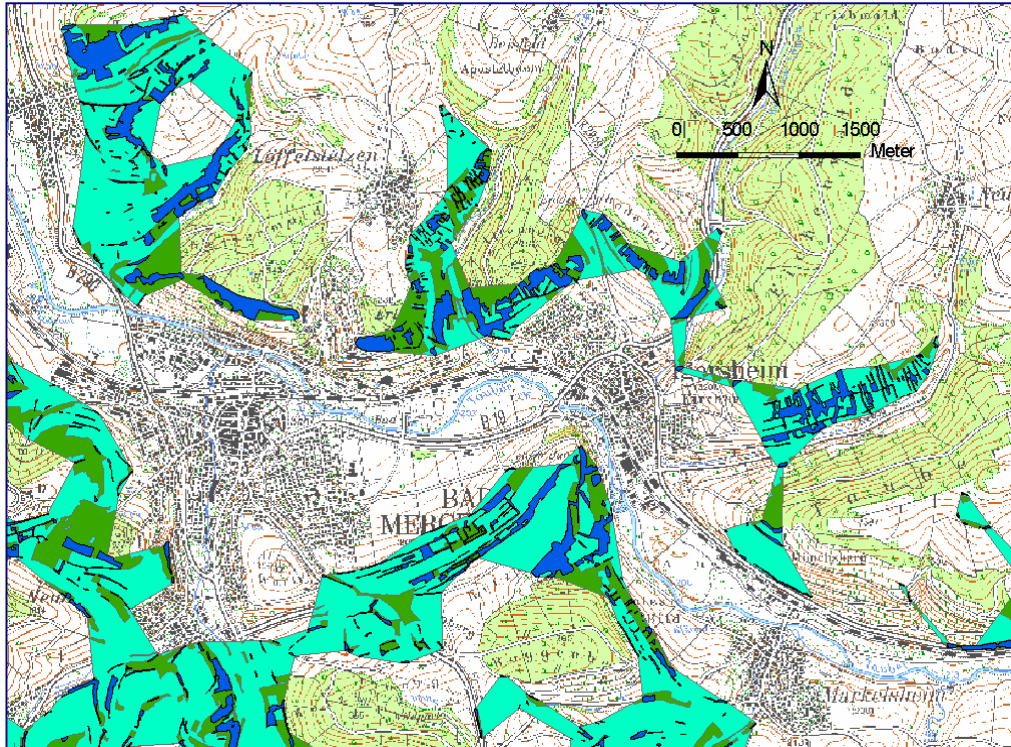


Abb. A5-1a

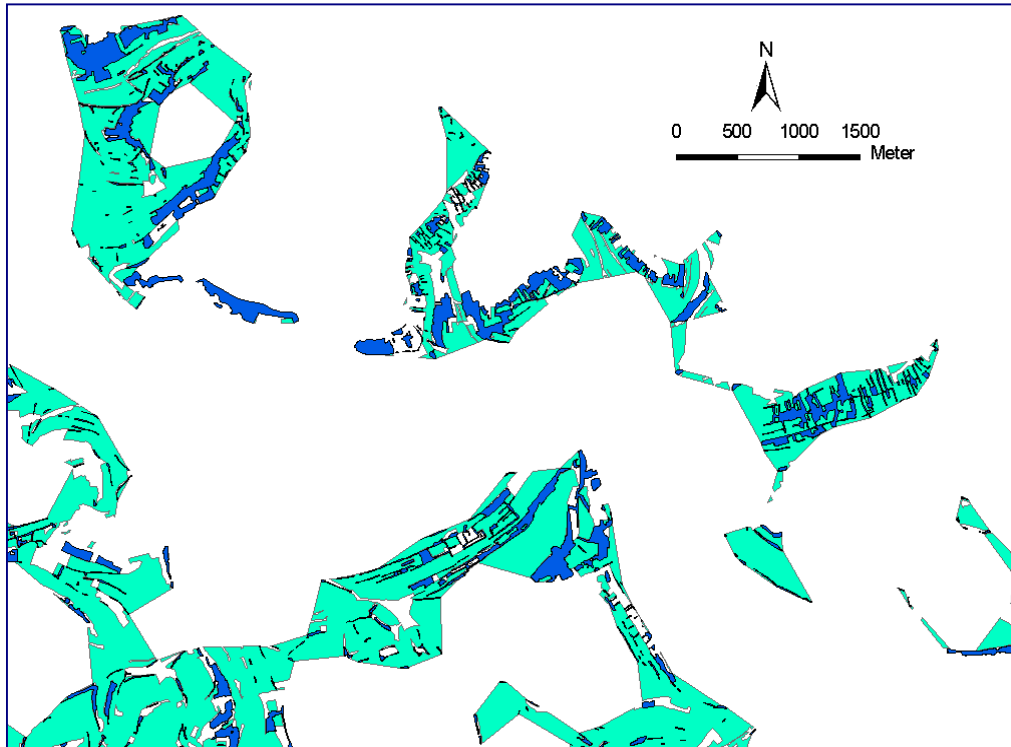






Abb. A5-1b

**Abb. A5-1:** Kombination der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit der Landnutzung (Abb. A5-1a) und Eliminieren des im Wald gelegenen Teils der Verbindungsfläche (Abb. A5-1b).

	Habitatpotenzialfläche (hier Kalkmagerrasen)
	Verbindungsfläche
	potenzieller Verbundraum
	Verbindungsfläche im Wald

## B. Kombination der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit der Pufferbildung um Kernflächen

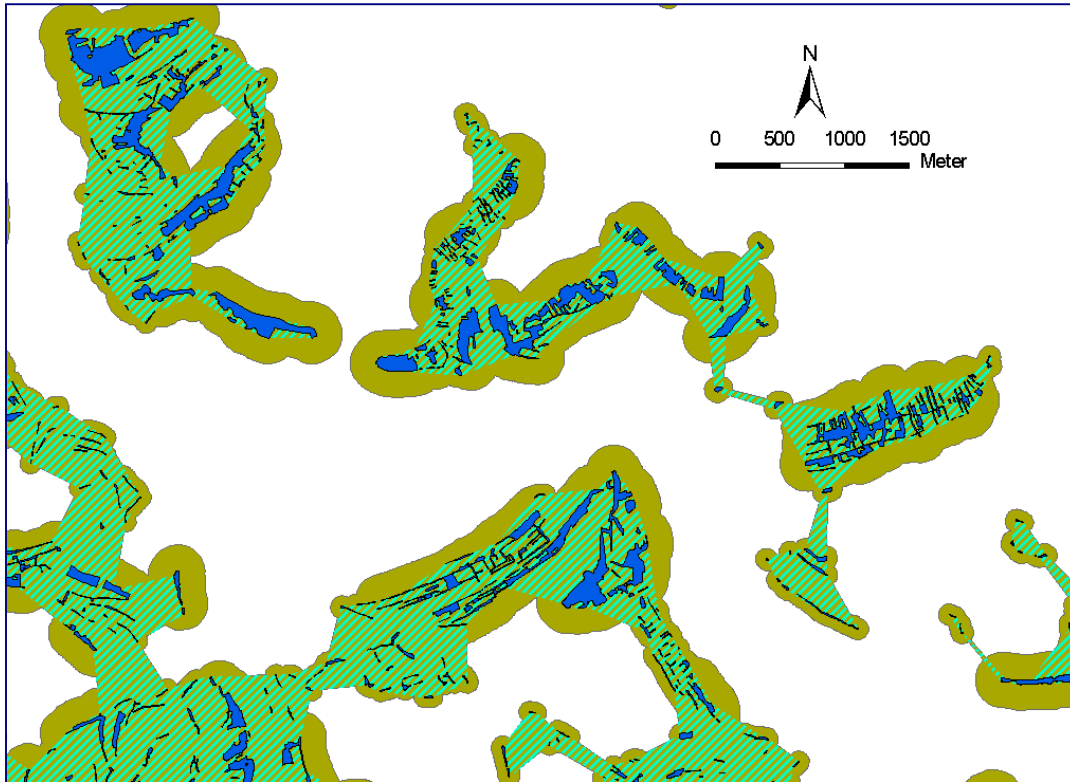


Abb. A5-2a

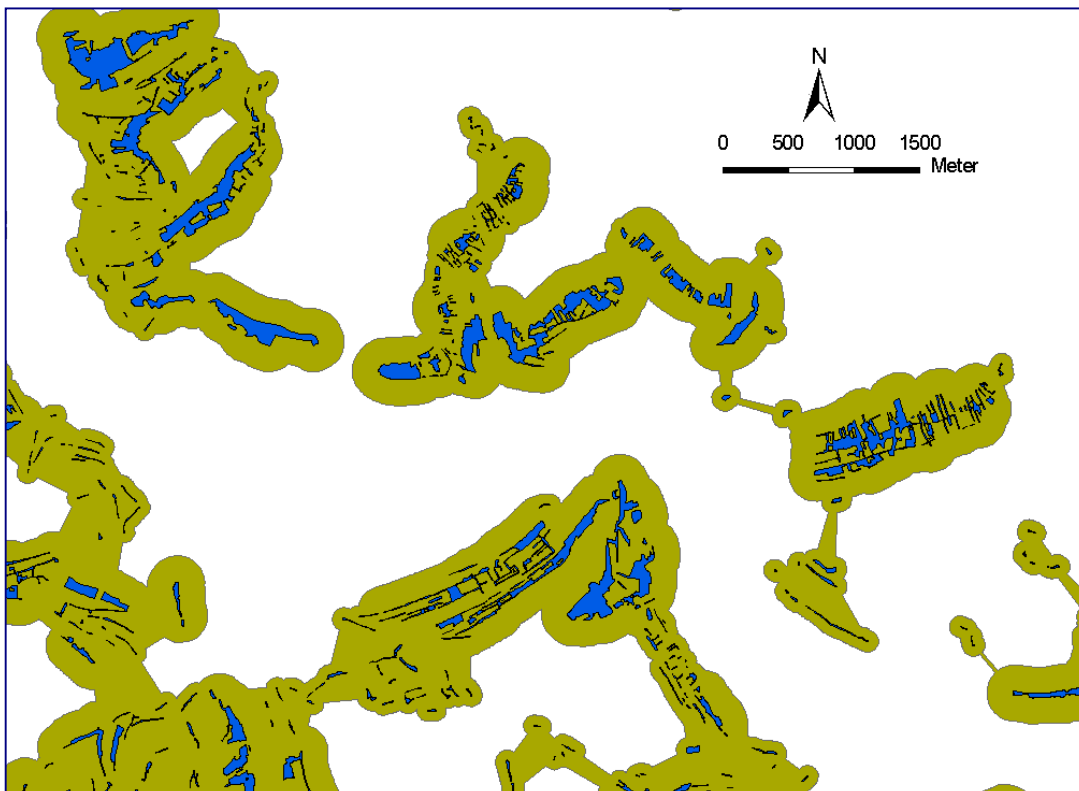
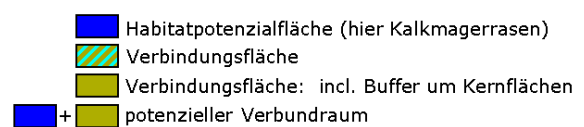


Abb. A5-2b

**Abb. A5-2:** Kombination der ‚potenziellen Verbundräume‘ mit der Pufferbildung um Kernflächen mit variablen Pufferdistanzen.





## Anhang VI

### Liste der analysierten Tagfalter, Widderchen, Heuschrecken, Vögel, Wildbienen (Die Erläuterung des ZAK-Status und des Profils erfolgt am Ende des Anhangs)

**Tab. A6-1:** Gesamtartenliste der ausgewerteten Datenquellen der Tagfalter und Widderchen. Analysiert wurde die Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen (Spalte ‚Profil‘: C und B, Definitionen am Ende des Anhangs)

Deutscher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)	Wissenschaftlicher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)	Wissenschaftlicher Name nach: KARSHOLT & RAZOWSKI (1996)	Kürzel	ZAK	Profil BW	Profil BB
Sonnenröschen-Grünwidderchen	<i>Adscita geryon</i>	<i>Adscita geryon</i>	Ads_gery	N	C	C
Ampfer-Grünwidderchen	<i>Adscita statures</i>	<i>Adscita statures</i>	Ads_stat	N		
Kleiner Schillerfalter	<i>Apatura ilia</i>	<i>Apatura ilia</i>	Apa_ilia	N		
Großer Schillerfalter	<i>Apatura iris</i>	<i>Apatura iris</i>	Apa_iris			
Baum-Weißling	<i>Aporia crataegi</i>	<i>Aporia crataegi</i>	Apo_crat		B	
Feuriger Perlmutterfalter	<i>Fabriciana adippe</i>	<i>Argynnis adippe</i>	Fab_adip		B	
Großer Perlmutterfalter	<i>Mesoacidalia aglaja</i>	<i>Argynnis aglaja</i>	Mes_agl		B	B
Magerrasen-Perlmutterfalter	<i>Clossiana dia</i>	<i>Boloria dia</i>	Clo_dia		B	B
Randring-Perlmutterfalter	<i>Procllossiana eunomia</i>	<i>Boloria eunomia</i>	Pro_euno			
Silberfleck-Perlmutterfalter	<i>Clossiana euphrosyne</i>	<i>Boloria euphrosyne</i>	Clo_euph		B	
Braunfleckiger Perlmutterfalter	<i>Clossiana selene</i>	<i>Boloria selene</i>	Clo_sele			
Mädesüß-Perlmutterfalter	<i>Brenthis ino</i>	<i>Brenthis ino</i>	Bren_ino			
Grüner Zipfelfalter	<i>Callophrys rubi</i>	<i>Callophrys rubi</i>	Cal_rubi		B	B
Weißbindiges Wiesenvögelchen	<i>Coenonympha arcania</i>	<i>Coenonympha arcania</i>	Coe_arca		B	B
Rotbraunes Wiesenvögelchen	<i>Coenonympha glycerion</i>	<i>Coenonympha glycerion</i>	Coe_glyc	N	B	C
Wald-Wiesenvögelchen	<i>Coenonympha hero</i>	<i>Coenonympha hero</i>	Coe_hero	LA		
Hufeisenklee-Gelbling	<i>Colias australis</i>	<i>Colias alfacariensis</i>	Col_aust		C	C
Wander-Gelbling	<i>Colias crocea</i>	<i>Colias crocea</i>	Col_croc		B	B
Goldene Acht*	<i>Colias hyale</i>	<i>Colias hyale</i>	Col_hyal		B	B
Zwerg-Bläuling	<i>Cupido minimus</i>	<i>Cupido minimus</i>	Cup_mini		C	C
Rundaugen-Mohrenfalter	<i>Erebia medusa</i>	<i>Erebia medusa</i>	Ere_medu		B	B
Graubindiger Mohrenfalter	<i>Erebia aethiops</i>	<i>Erebia aethiops</i>	Ere_aeth	N	B	
Weißbindiger Mohrenfalter	<i>Erebia ligea</i>	<i>Erebia ligea</i>	Ere_lige			
Kronwicken-Dickkopffalter	<i>Erynnis tages</i>	<i>Erynnis tages</i>	Ery_tage		B	B
Schwarzfleckiger Ameisen-Bläuling	<i>Maculinea arion</i>	<i>Glaucoopsyche arion</i>	Mac_ario	LB	B	C

<b>Deutscher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)</b>	<b>Wissenschaftlicher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)</b>	<b>Wissenschaftlicher Name nach: KARSHOLT &amp; RAZOWSKI (1996)</b>	<b>Kürzel</b>	<b>ZA K</b>	<b>Profil BW</b>	<b>Profil BB</b>
Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling	<i>Maculinea nausithous</i>	<i>Glaucomyza nausithous</i>	Mac_naus	LB		
Kreuzenzian-Ameisen-Bläuling	<i>Maculinea rebeli</i>	<i>Glaucomyza rebeli</i>	Mac_rebe	LA	C	C
Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling	<i>Maculinea teleius</i>	<i>Glaucomyza teleius</i>	Mac_tele	LA		
Schlüsselblumen-Würfelfalter	<i>Hamearis lucina</i>	<i>Hamearis lucina</i>	Ham_luci	N	B	B
Komma-Dickkopffalter	<i>Hesperia comma</i>	<i>Hesperia comma</i>	Hes_comm	N	B	C
Segelfalter	<i>Iphiclides podalirius</i>	<i>Iphiclides podalirius</i>	Iph_poda	LA	B	B
Kleiner Perlmutterfalter	<i>Issoria lathonia</i>	<i>Issoria lathonia</i>	Iss_lath		B	B
Mauerfuchs	<i>Lasiommata megera</i>	<i>Lasiommata megera</i>	Las_mege		B	B
Tintenfleck-Weißling	<i>Leptidea sinapis/reali</i>	<i>Leptidea sinapis/reali</i>	Lep_sire		B	B
Kleiner Eisvogel	<i>Limenitis camilla</i>	<i>Limenitis camilla</i>	Lim_cami			
Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar</i>	<i>Lycaena dispar</i>	Lyc_disp	N		
Kleiner Feuerfalter	<i>Lycaena phlaeas</i>	<i>Lycaena phlaeas</i>	Lyc_phla			
Brauner Feuerfalter	<i>Lycaena tityrus</i>	<i>Lycaena tityrus</i>	Lyc_tity			
Östlicher Scheckenfalter	<i>Melitaea britomartis</i>	<i>Melitaea britomartis</i>	Mel_brit		C	C
Wegerich-Scheckenfalter	<i>Melitaea cinxia</i>	<i>Melitaea cinxia</i>	Mel_cinx	LB	B	C
Trauermantel	<i>Nymphalis antiopa</i>	<i>Nymphalis antiopa</i>	Nym_anti	N		
Großer Fuchs	<i>Nymphalis polychloros</i>	<i>Nymphalis polychloros</i>	Nym_poly	LB		
Kleiner Sonnenröschen-Bläuling	<i>Aricia agestis</i>	<i>Polyommatus agestis</i>	Ari_ages		B	B
Himmelblauer Bläuling	<i>Lysandra bellargus</i>	<i>Polyommatus bellargus</i>	Lys_bell	N	C	C
Silbergrüner Bläuling	<i>Lysandra coridon</i>	<i>Polyommatus coridon</i>	Lys_cori		C	C
Storchschnabel-Bläuling	<i>Eumedonia eumedon</i>	<i>Polyommatus eumedon</i>	Eum_eume		B	
Esparssetten-Bläuling	<i>Plebicula thersites</i>	<i>Polyommatus thersites</i>	Ple_ther		B	B
Kleiner Würfel-Dickkopffalter	<i>Pyrgus malvae</i>	<i>Pyrgus malvae</i>	Pyr_malv		B	B
Kleiner Schlehen-Zipfelfalter	<i>Satyrium acaciae</i>	<i>Satyrium acaciae</i>	Sat_acac	N	B	B
Pflaumen-Zipfelfalter	<i>Satyrium pruni</i>	<i>Satyrium pruni</i>	Sat_prun			
Kreuzdorn-Zipfelfalter	<i>Satyrium spini</i>	<i>Satyrium spini</i>	Sat_spin	N	C	C
Ulmen-Zipfelfalter	<i>Satyrium w-album</i>	<i>Satyrium w-album</i>	Sat_walb			
Roter Würfel-Dickkopffalter	<i>Spialia sertorius</i>	<i>Spialia sertorius</i>	Spi_sert		B	B
Mattscheckiger Braun-Dickkopffalter	<i>Thymelicus acteon</i>	<i>Thymelicus acteon</i>	Thy_acte	N	B	B
Esparssetten-Widderchen	<i>Zygaena carniolica</i>	<i>Zygaena carniolica</i>	Zyg_carn	N	C	C
Veränderliches Widderchen	<i>Zygaena ephialtes</i>	<i>Zygaena ephialtes</i>	Zyg_ephi	N	B	C
Sechsfleck-Widderchen	<i>Zygaena filipendulae</i>	<i>Zygaena filipendulae</i>	Zyg_fili		B	B
Klee-Widderchen	<i>Zygaena lonicerae</i>	<i>Zygaena lonicerae</i>	Zyg_loni		B	B

Deutscher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)	Wissenschaftlicher Name nach: EBERT (1991a, 1991b), EBERT (1994)	Wissenschaftlicher Name nach: KARSHOLT & RAZOWSKI (1996)	Kürzel	ZAK	Profil BW	Profil BB
Beilfleck-Widderchen	<i>Zygaena loti</i>	<i>Zygaena loti</i>	Zyg_loti	N	B	B
Thymian-Widderchen	<i>Zygaena purpuralis</i>	<i>Zygaena purpuralis</i>	Zyg_purp	N	B	C
Hufeisenklee-Widderchen	<i>Zygaena transalpina</i>	<i>Zygaena transalpina</i>	Zyg_trans	N	B	C
Sumpfhornklee-Widderchen	<i>Zygaena trifolii</i>	<i>Zygaena trifolii</i>	Zyg_trif	N		
Kleines Fünffleck-Widderchen	<i>Zygaena viciae</i>	<i>Zygaena viciae</i>	Zyg_vici		B	B

\* deutscher Name nach wikipedia (www.wikipedia.org, 21.08.2006)

**Tab. A6-2:** Gesamtartenliste der ausgewerteten Datenquellen der Heuschrecken. Ausgewertet wurden die Charakter- und biotoptypischen Begleitarten für Kalkmagerrasen. (Spalte ‚Profil BW‘: C und B, Definitionen am Ende des Anhangs).

Deutscher Name nach DETZEL (1998)	Wissenschaftlicher Name nach DETZEL (1998)	Kürzel	Kürzel GÖG <sup>1</sup>	ZAK	Profil BW
Hausgrille	<i>Acheta domesticus</i>	Ach_dome	ad		
Große Höckerschrecke	<i>Arcyptera fusca</i>	Arc_fusc	af	LA	C
Nadelholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes constrictus</i>	Bar_cons	bc		
Laubholz-Säbelschrecke	<i>Barbitistes serricauda</i>	Bar_serr	bs		
Weißbrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	Cho_albo	cal		
Feld-Grashüpfer	<i>Chorthippus apricarius</i>	Cho_apri	car	LA	B
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	Cho_bigu	cbi		B
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>	Cho_brun	cbu		B
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	Cho_dors	cda		
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	Cho_moll	cmo	N	C
Sumpfgrashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i>	Cho_mont	cmn	N	
Gemeinder Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>	Cho_para	cp		B
Große Goldschrecke	<i>Chrysochraon dispar</i>	Chr_disp	cdi		
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus discolor</i>	Con_disc	cds		
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	Con_dors	cdo	LB	
Warzenbeißer	<i>Decticus verrucivorus</i>	Dec_verr	dv	LB	C
Kleine Goldschrecke	<i>Euthystira brachyptera</i>	Eut_brac	cba		B
Rote Keulenschrecke	<i>Gomphocerippus rufus</i>	Gom_rufu	gr		B
Maulwurfsgrille	<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	Gry_gryl	gg		
Feldgrille	<i>Gryllus campestris</i>	Gry_camp	gc		B
Plumpschrecke	<i>Isophya kraussii</i>	Iso_krau	ik	LB	B
Gestreifte Zartschrecke	<i>Leptophyes albovittata</i>	Lep_albo	la		C
Punktierte Zartschrecke	<i>Leptophyes punctatissima</i>	Lep_punc	lp		
Südliche Eichenschrecke	<i>Meconema meridionale</i>	Mec_meri	mme		
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>	Mec_thal	mt		
Zweifarbige Beißschrecke	<i>Metrioptera bicolor</i>	Met_bico	mbi		C
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	Met_brac	mbr		C
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeselii</i>	Met_roes	mro		B
Ameisengrille	<i>Myrmecophilus acervorus</i>	Myr_acer	mac		C
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	Myr_sylv	mma	N	C

Deutscher Name nach DETZEL (1998)	Wissenschaftlicher Name nach DETZEL (1998)	Kürzel	Kürzel GÖG <sup>1</sup>	ZAK	Profil BW
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>	Nem_sylv	ns		B
Blauflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda caerulescens</i>	Oed_caer	oc	N	C
Rotflügelige Ödlandschrecke	<i>Oedipoda germanica</i>	Oed_germ	og	LA	C
Rotleibiger Grashüpfer	<i>Omocestus haemorrhoidales</i>	Omo_haem	oh	LB	C
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	Omo_rufi	ove	N	B
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	Omo_viri	ovi		B
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phanoptera falcata</i>	Pha_falc	pf		B
Gewöhnliche Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>	Pho_grid	pg		B
Westliche Beißschrecke	<i>Platycleis albopunctata</i>	Pla_albo	pao	N	C
Gewöhnliche Gebirgsschrecke	<i>Podisma pedestris</i>	Pod_pede	pp	LA	C
Wantschaftschrecke	<i>Polysarcus denticauda</i>	Pol_dent	Pd	LB	
Rotflügelige Schnarrschrecke	<i>Psophus stridulus</i>	Pso_stri	ps	LB	C
Blauflügelige Sandschrecke	<i>Sphingonotus caeruleans</i>	Sph_caer	sc	N	
Gebirgsgrashüpfer	<i>Stauroderus scalaris</i>	Sta_scal	ssa	LB	B
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	Ste_line	sl	N	C
Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	Ste_nigr	sn	LA	C
Kleiner Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	Ste_stig	sst	LB	C
Sumpfschrecke	<i>Stethophyma grossum</i>	Ste_gros	mg	LB	
Gewächshausschrecke	<i>Tachycines asynamoros</i>	Tac_asyn	ta		
Zweipunkt-Dornschröcke	<i>Tetrix bipunctata</i>	Tet_bipu	tb	N	C
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>	Tet_subu	ts		
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>	Tet_tenu	tt		B
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>	Tet_undu	tu		
Zwitscherschröcke	<i>Tettigonia cantans</i>	Tet_cant	tca		
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	Tet_viri	tv		

<sup>1</sup> Kürzel laut Heuschreckendatenbank GÖG, P. Detzel

**Tab. A6-3:** Gesamtartenliste der ausgewerteten Avifauna. Spalte ‚Profil BW‘ bezieht sich auf Streuobstgebiete, Definitionen am Ende des Anhangs.

Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Profil BW	Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Profil BW
Amsel	<i>Turdus merula</i>			Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		B
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>			Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>		
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	N		Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>		
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	N	B	Mittelspecht	<i>Picoides medius</i>		B
Berglaubsänger	<i>Phylloscopus bonelli</i>	LA		Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>		
Blässhuhn	<i>Fulica atra</i>			Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>		
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>		B	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		B
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>		B	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>		
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	LA		Rabenkrähe	<i>Corvus corone corone</i>		B
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>			Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>		
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>		B	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	LA	
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>			Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>		
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>			Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>		

Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Pro fil BW	Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Pro fil BW
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>			Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>		B
Elster	<i>Pica pica</i>		B	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		
Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>			Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>		
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>			Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	N		Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>		
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>			Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>		
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>		B	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>			Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>			Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>		
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>		B	Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>		
Gartengras- mücke	<i>Sylvia borin</i>		B	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		
Gartenrot- schwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		C	Star	<i>Sturnus vulgaris</i>		B
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>			Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	N	C
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>			Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>		B
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>			Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>		
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>			Sumpfmehse	<i>Parus palustris</i>		B
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>		B	Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>		
Grauhammer	<i>Miliaria calandra</i>	LA		Tannenmeise	<i>Parus ater</i>		
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>			Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	N	
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>		B	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		
Grauspecht	<i>Picus canus</i>		B	Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>		B
Grünling	<i>Carduelis chloris</i>		B	Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>		
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>		B	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>			Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		
Halsband- schnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	LB	C	Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>		B
Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>	LA		Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>		
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>			Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	LA	
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>			Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>		
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>			Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>			Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	N	
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	LA		Waldohreule	<i>Asio otus</i>		
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>			Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	N	
Kernbeisser	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>		B	Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>		
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	LA		Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	N	
Klappergras- mücke	<i>Sylvia curruca</i>		B	Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>		
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>		B	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	LB	C
Kleinspecht	<i>Picoides minor</i>		B	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	N	

Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Profil BW	Deutscher Name*	Wissenschaftlicher Name*	ZAK	Profil BW
Kohlmeise	<i>Parus major</i>			Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	N	
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>			Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>		
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	N		Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>		B
Mauersegler	<i>Apus apus</i>			Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>		
				Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	N	

\* Die Nomenklatur folgt mit wenigen, aktuell geänderten Ausnahmen BARTHEL & HELBIG (2005).

Wissenschaftlicher Name nach WESTRICH (1990b)	ZAK	Profil BW
<i>Andrena agilissima</i>	LB	C
<i>Anthophora aestivalis</i>	LB	C
<i>Anthophora retusa</i>	N	B
<i>Eucera macroglossa</i>	LA	B
<i>Eucera salicariae</i>	LB	B
<i>Halictus quadricinctus</i>	LB	C
<i>Lasioglossum costulatum</i>	N	B
<i>Lasioglossum limbellum</i>	LB	C
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	-	B

**Tab. A6-4:** Artenliste der ausgewerteten Wildbienen. Spalte ‚Profil BW‘ bezieht sich auf Lössböschungen, Definitionen s.u.

**ZAK-Status** (landesweite Bedeutung der Zielarten – aktualisierte Einstufung, Stand 2005):

**Landesarten:** Zielarten von herausragender Bedeutung auf Landesebene:

**LA** Landesart Gruppe A; vom Aussterben bedrohte Arten und Arten mit meist isolierten, überwiegend instabilen bzw. akut bedrohten Vorkommen, für deren Erhaltung umgehend Artenhilfsmaßnahmen erforderlich sind.

**LB** Landesart Gruppe B; Landesarten mit noch mehreren oder stabilen Vorkommen in einem wesentlichen Teil der von ihnen besiedelten ZAK-Bezugsräume sowie Landesarten, für die eine Bestandsbeurteilung derzeit nicht möglich ist und für die kein Bedarf für spezielle Sofortmaßnahmen ableitbar ist.

**N** Naturraumart; Zielarten bes. regionaler Bedeutung und landesweit hoher Schutzpriorität.

### Profil

Die Einteilung skaliert die Bedeutung der Biotoptypen für die auftretenden Arten sowie die Stetigkeit ihres Auftretens darin. Die Einstufung erfolgte auf Basis langjähriger Erfahrungswerte und Literaturangaben durch die im Projekt beteiligten Tierökologen (vgl. Anhang I) unter Berücksichtigung der Definitionen bei SCHAEFER (2003):

**C** „**Charakterarten:** In einem größeren Gebiet [hier: BW = Baden-Württemberg, BB = Landkreis Böblingen] ganz oder vorzugsweise in (...) einem bestimmten Biotoptyp vorkommend“ (SCHAEFER 2003: 67).

**B** **Biotoptypische Begleitarten:** Mit einem von mehreren Siedlungsschwerpunkten, d. h. ohne ausgesprochene Bindung, jedoch mit stetigem Auftreten im betreffenden Biotoptyp und – im landesweiten Maßstab – wichtigen Vorkommen; biotoptypische Arten nutzen zur Reproduktion typische Bestandteile des Biotoptyps (Beispiel: Arten magerer Grasfluren im Biotoptyp Kalkmagerrasen) (vgl. SCHAEFER 2003: 67).

und in Anlehnung an SCHAEFER (2003: 40):

- **Sonstige Arten:** azöne Arten: Ubiquisten oder nur zufällig/ausnahmsweise im betreffenden Biotoptyp reproduzierende Art [Siedlungsschwerpunkt(e) außerhalb]; sonstige Arten nutzen zur Reproduktion – sofern im Biotoptyp überhaupt vorkommend – allenfalls untypische Bestandteile des Biotoptyps (Beispiel: Arten von Brennesselfluren im Biotoptyp Kalkmagerrasen).

## Anhang VII

### Ergebnis der Vorwärtsselektion der Einheiten der Landnutzungskartierung des Gutsbezirks Münsingen für die Analyse der Artengruppe Heuschrecken

**Tab. A7-1:** Ergebnis der Vorwärtsselektion der Nutzungsklassen bei Auswertung der gesamten Flächengröße einer zusammenhängenden Nutzungseinheit, die vom 150m-Umkreis um die Fundorte der Arten angeschnitten wird (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG, Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie AGL Ulm).

Rang	erklärende Variable	Bedingte Effekte			Einzel- effekte	Inflation factor
		LambdaA	P	F	Lambda1	VIF
1	Nährstoffarmes Grünland	0.03	0.030	2.66	0.03	1.2049
2	Biwakierungsfläche Grünland <sup>1</sup>	0.02	0.068	1.94	0.02	1.0106
3	Forstliche Nutzung	0.02	0.072	1.97	0.02	1.0981
4	Militärisches Übungsgelände	0.02	0.060	1.88	0.02	1.0201
5	Nadelholzaufforstung	0.01	0.180	1.08	0.01	
6	§32-Grünland (Schafweiden)	0.01	0.402	0.86	0.02	1.2510
7	Kürzlich rekultivierte Fläche	0.01	0.410	0.82	0.01	
8	Mähwiesen	0.01	0.352	0.84	0.01	
9	Mischaufforstung	0.01	0.414	0.71	0.01	
10	Gemulchtes Grünland	0.00	0.376	0.74	0.01	
11	Pferchacker	0.01	0.518	0.72	0.01	
12	Sukzessionsflächen	0.01	0.294	0.80	0.01	
13	Nährstoffreiches Grünland (Schafweiden)	0.01	0.560	0.71	0.01	
14	Acker (landwirtschaftliche Nutzung)	0.00	0.414	0.66	0.01	
15	Ruderalisiertes Grünland (Schafweide)	0.01	0.482	0.69	0.01	
16	Laubholzaufforstung	0.01	0.610	0.61	0.01	
17	Steinbruch	0.01	0.416	0.62	0.01	1.0079
18	Teich	0.00	0.296	0.73	0.00	
19	Wildacker	0.01	0.424	0.61	0.01	
20	Bebauter Bereich	0.00	0.750	0.44	0.01	
21	Hochstamm-Obstwiesen (Schafweiden)	0.01	0.562	0.40	0.01	
22	Aufforstung (nicht näher spezifiziert)	0.00	0.832	0.27	0.00	
23	Grünlandbrache	0.00	0.912	0.29	0.00	

Anmerkung: Die grau hinterlegten Variablen wurden im Modell verwendet (vgl. Kap. 3.2.5.3)  
Daten: Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie AGL, Ulm

**Tab. A7-2:** Ergebnis der Vorwärtsselektion der Nutzungsklassen bei Auswertung der Flächenanteile der Nutzungseinheiten am 150m-Umkreis um die Fundorte der Arten. (Daten: Heuschrecken-Datenbank GÖG, Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie AGL Ulm).

Rang	erklärende Variable	Bedingte Effekte			Einzel- effekte	Inflation factor
		LambdaA	P	F	Lambda1	VIF
1	Militärisches Übungsgelände	0.15	0.002	14.76	0.15	1.0481
2	§32-Grünland (Schafweiden)	0.04	0.014	3.56	0.04	1.3244
3	Forstliche Nutzung	0.02	0.028	2.36	0.03	1.3654
4	Biwakierungsfläche Grünland	0.02	0.100	1.81	0.02	1.0215
5	Kürzlich rekultivierte Flächen	0.01	0.172	1,21	0.01	
6	Nähstoffarmes Grünland (Festuco-Cynosuretum)	0.01	0.200	1.32	0.02	1.2227
7	Nähstoffreiches Grünland (Schafweiden)	0.01	0.336	1,11	0.01	
8	Gemulchtes Grünland	0.01	0.282	1,09	0.01	
9	Mähwiesen	0.02	0.178	1,34	0.01	
10	Nadelholzaufforstung	0.01	0.290	0.98	0.01	
11	Steinbruch	0.01	0.236	0.92	0.01	1.3244
12	Acker (landwirtschaftliche Nutzung)	0.00	0.432	0.72	0.01	
13	Laubholzaufforstung	0.01	0.374	0.86	0.01	
14	Bebauter Bereich	0.01	0.366	0.68	0.01	
15	Pferchacker	0.00	0.556	0.71	0.01	
16	Mischaufforstung	0.01	0.628	0.58	0.01	
17	Ruderalisiertes Grünland (Schafweide)	0.01	0.778	0.56	0.01	
18	Hochstamm-Obstwiesen (Schafweiden)	0.00	0.450	0.63	0.01	
19	Sukzessionsflächen	0.01	0.360	0.82	0.01	
20	Grünlandbrache	0.01	0.642	0.59	0.00	
21	Teich	0.00	0.448	0.59	0.00	
22	Wildacker	0.01	0.552	0.54	0.01	
23	Aufforstung (nicht näher spezifiziert)	0.00	0.732	0.38	0.00	

Anmerkung: Die grau hinterlegten Variablen wurden im Modell verwendet (vgl. Kap. 3.2.5.3)  
 Daten: Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie AGL, Ulm



## Anhang VIII

### 1. Dokumentation der Selektionsregeln zur räumlichen Abbildung der Habitatpotenzialflächen der 25 im Projekt „Informationssystem ZAK“ bearbeiteten Anspruchstypen anhand landesweiter GIS-Datensätze

**Tab. A8-1:** Übersicht der bei der Zuweisung besonderer Schutzverantwortungen zu den Gemeinden Baden-Württembergs aus landesweiter Sicht bearbeiteten Lebensraum- bzw. Anspruchstypen.

Bezeichnung des Anspruchstyps	Tab.	Umsetzung	Krit.1	Krit.2	Krit.3
<b>A. Auf den Biotopkartierungen basierende Anspruchstypen</b>					
Strukturreiche Weinberggebiete	A8-2	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	25%	1 ha
Kalkmagerrasen	A8-3	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	25%	1 ha
Silikatmagerrasen	A8-4	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	25%	1 ha
Offene Sandbiotope	A8-5	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	100%	10 m <sup>2</sup>
Nährstoffreiches Feucht- und Nassgrünland	A8-6	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	25%	1 ha
Nährstoffarmes (Wechsel-)Feucht- und Nassgrünland	A8-7	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	50%	10 m <sup>2</sup>
Offene Hoch- und Übergangsmoore, Moorgewässer	A8-8	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	50%	10 m <sup>2</sup>
Verlandungszonen an Stillgewässern	A8-9	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	50%	10 m <sup>2</sup>
Hartholzauwälder der großen Flüsse	A8-10	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	100%	1 ha
Weichholzauwälder der großen Flüsse	A8-11	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	50%	1 ha
Bruch- und Sumpfwälder	A8-12	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	50%	1 ha
Lichte Trockenwälder	A8-13	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	100%	10 m <sup>2</sup>
Lössböschungen und Hohlwege	A8-14	flächenhaft	10 m <sup>2</sup>	25%	10 m <sup>2</sup>
Naturnahe Quellen	A8-15	punktförmig	1 m <sup>2</sup>	25%	-
Kleingewässer	A8-16	punktförmig	10 m <sup>2</sup>	25%	-
Größere Stillgewässer	A8-17	punktförmig	200 m <sup>2</sup>	25%	-
Steinriegel	A8-18	punktförmig	1 m <sup>2</sup>	25%	-
Trockenmauern	A8-19	punktförmig	1 m <sup>2</sup>	50%	-
Kalkfelsen, Kalkschotterflächen	A8-20	punktförmig	10 m <sup>2</sup>	25%	-
Nicht-Kalkfelsen, Blockhalden	A8-21	punktförmig	10 m <sup>2</sup>	25%	-
Höhlen und Stollen	A8-22	punktförmig	1 m <sup>2</sup>	50%	-
<b>B. Auf weiteren Datenquellen basierende Anspruchstypen</b>					
Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht	A8-23	flächenhaft	1 ha	25%	1 ha
Rohbodenbiotope (inkl. entspr. Kleingewässer)	A8-24	punktförmiger Teil flächenhafter Teil	- -	25% 100%	- 1 ha
Streuobstgebiete	A8-25	flächenhaft	1 ha	25%	1 ha
Mittleres Grünland	A8-26	flächenhaft	1 ha	100%	1 ha

#### Erläuterung

- **Krit.1:** Habitatpotenzialflächen bis zur angegebenen Flächengröße wurden bei der Auswahl von Vorranggebieten über die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ nicht berücksichtigt. Dies dient auch der Beseitigung von irrelevanten Kleinstflächen, die durch GIS-Funktionen entstehen.
- **Krit.2:** Für die Indikatoren ‚Flächengröße‘ und ‚Biotopverbund‘ verwendeter Schwellenwert zur Auswahl von Vorranggebieten.
- **Krit.3:** Mindestfläche des Anteils einer Gemeinde an den Vorranggebieten eines Anspruchstyps zur Zuweisung einer besonderen Schutzverantwortung. Aufgrund der naturgemäß sehr unterschiedlichen Flächenausdehnung der Lebensraumtypen wurden zwei verschiedene Mindestanteile gewählt.

## A. Auf den Biotopkartierungen basierende Anspruchstypen

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LfU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-2: Anspruchstyp „Strukturreiche Weinberggebiete“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Offene Felsbildung (21.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Natürliche offene Felsbildung (einschließlich Felsbänder) (21.11)</li> <li>◦ Anthropogen freigelegte Felsbildung (Steinbrüche, Felsanschnitte) (21.12)</li> </ul> </li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (21.30)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Mergel- oder Feinschutthalde (21.31)</li> <li>◦ Geröll- oder Blockhalde (21.32)</li> </ul> </li> <li>• Hohlweg (23.10)</li> <li>• Steinriegel (23.20)</li> <li>• Trockenmauer (23.40)</li> <li>• Saumvegetation trockenwarmer Standorte (35.20)</li> <li>• Wacholderheide (36.30)</li> <li>• Magerrasen bodensaurer Standorte (36.40)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Borstgrasrasen (36.41)</li> <li>◦ Flügelginsterweide (36.42)</li> <li>◦ Besenginsterweide (36.43)</li> </ul> </li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (36.50)</li> <li>• Trockenrasen(36.70)</li> <li>• Gebüsche trockenwarmer Standorte (42.10)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockenrasen (V10)</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (V11)</li> <li>• Magerrasen bodensaurer Standorte (V15)</li> <li>• Trockensaum (V20)</li> <li>• Trockengebüsch (V21)</li> <li>• Wacholderheide (V25)</li> <li>• Felsengebüsch (V27)</li> <li>• Felsformation (M50)</li> <li>• Felswand (M51)</li> <li>• Fels einzeln (M52)</li> <li>• Steilwald aus Lockergestein (M53)</li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (M55)</li> <li>• Hohlweg (M77)</li> <li>• Steinriegel (M78)</li> <li>• Trockenmauer (M79)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felsbildungen: mind. 1,5 m Höhe oder 10 m<sup>2</sup> Fläche bei Senkrechtopjektion</li> <li>• Gesteinshalden: Erfassung bis max. 50% Gehölzbewuchs</li> <li>• Hohlweg: mind. 1 m tief und Böschungen an steilster Stelle über 45° Neigung</li> <li>• Steinriegel: mind. 5 m Länge</li> <li>• Trockenmauer: mind. 0,5 m hoch und über 2 m<sup>2</sup> Mauerfläche</li> <li>• Trockensäume: nur Bestände, die an naturnahe Wälder bzw. Gebüsche trockenwarmer Standorte oder Feldhecken bzw. -gehölze angrenzen</li> <li>• Wacholderheide: Erfassung ab 1000 m<sup>2</sup>, Bestände zwischen 500 und 1000 m<sup>2</sup> oder kleinere Bestände in engem räumlichen Verbund nur dann, wenn mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen vorkommen</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte und Magerrasen bodensaurer Standorte: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund und Vorkommen von mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	Verwendung nur der Biotope, die zugleich: <ul style="list-style-type: none"> <li>- innerhalb der Weinbaugebiete laut ATKIS (vgl. Tab. A8-27) liegen: Objektart ‚Sonderkultur‘ (OA 4109), Kulturart ‚Weingarten‘ (KLT 3000)</li> <li>- in Hangbereichen mit über 5° Neigung, und</li> <li>- Südwest- bis Südost-Exposition (90°-270°) (Quelle: DHM, vgl. Tab. A8-27)</li> </ul>	
<b>Erläuterung</b>	Verwendet wurden die Biotope mit Anteil an den aufgeführten Biotoptypen und -untertypen, die innerhalb der Weinbaufläche nach ATKIS sowie in einem angrenzenden 100 Meter breiten Streifen gelegen sind. Um diese Biotope wurden Pufferflächen mit 100 Meter Distanz erzeugt und aus der entstehenden Flächenkulisse nur jene Bereiche beibehalten, die durch eine Hangneigung von über 5° und südwest- bis südostseitiger Exposition stark wärmebegünstigt sind.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Baumpieper, Wiedehopf, Zaunammer <b>Reptilien:</b> Mauereidechse, Schlingnatter, Westliche Smaragdeidechse <b>Heuschrecken:</b> <i>Mantis religiosa</i> (Gottesanbeterin), <i>Modicogryllus frontalis</i> (Östliche Grille), <i>Oedipoda caerulea</i> (Blaufügelige Ödlandschrecke), <i>Platycleis albopunctata</i> (Westliche Beißschrecke) <b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Glaucopsyche alexis</i> (Alexis-Bläuling), <i>Hipparchia fagi</i> (Großer Waldportier), <i>Polyommatus bellargus</i> (Himmelblauer Bläuling)	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotoptkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LfU 2001)	<b>Waldbiotoptkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-3: Anspruchstyp „Kalkmagerrasen“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Saumvegetation trockenwarmer Standorte* (35.20)</li> <li>• Wacholderheide* (36.30)</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (36.50)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sandrasen kalkhaltiger Standorte** (36.61)</li> </ul> </li> <li>• Trockenrasen*/** (36.70)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockenrasen*/** (V10)</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte (V11)</li> <li>• Trockensaum (V 20)</li> <li>• Wacholderheide* (V25)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotoptkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockensäume: nur Bestände, die an naturnahe Wälder bzw. Gebüsche trockenwarmer Standorte oder Feldhecken bzw. –gehölze angrenzen</li> <li>• Wacholderheide: Erfassung ab 1000 m<sup>2</sup>, Bestände zwischen 500 und 1000 m<sup>2</sup> oder kleinere Bestände in engem räumlichen Verbund nur dann, wenn mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen vorkommen</li> <li>• Magerrasen basenreicher Standorte: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund und Vorkommen von mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen</li> </ul>	
<b>Einschränkungen</b>	<p>* Biotope wurden dem Anspruchstyp „Kalkmagerrasen“ zugeordnet, wenn im gleichen Biotopkomplex Magerrasen basenreicher Standorte (36.50 bzw. V11) vorkommen oder – falls dies nicht der Fall ist – wenn sie innerhalb der Kalkgebiete laut Anspruchstyp „Kalkfelsen, Kalkschotterflächen“ gelegen sind (vgl. Anspruchstyp Silikatmagerrasen“).</p> <p>** Verwendung nur der Biotope, die außerhalb folgender Naturräume 4. Ordnung gelegen sind: Nördliche Oberrhein-Niederung (222), Hardtebenen (223) und Neckar-Rheinebene (224) (vgl. Anspruchstyp „Sandbiotope“).</p>	
<b>Anmerkung</b>	Sandrasen werden außerhalb des ZAK-Bezugsraums ‚nördlicher Oberrhein mit den Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen bzw. Silikatmagerrasen‘ zusammengefasst, da die spezifischen Zielarten der Sandbiotope in ihrer Verbreitung weitgehend auf den nördlichen Oberrhein beschränkt sind, weshalb außerhalb dieses Bezugsraums ähnliche Besiedlungsmuster zu erwarten sind.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Heuschrecken:</b> <i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Kleiner Heidegrashüpfer), <i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer), <i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Rotleibiger Grashüpfer), <i>Platycleis albopunctata</i> (Westliche Beißschrecke), <i>Psophus stridulus</i> (Rotflügelige Schnarschrecke)</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Chazara briseis</i> (Berghexe), <i>Euphydryas aurinia</i> (Goldener Scheckenfalter), <i>Jordanita notata</i> (Skabiosen-Grünwidderchen), <i>Maculinea rebeli</i> (Kreuzenzian-Ameisen-Bläuling), <i>Melitaea cinxia</i> (Wegerich-Scheckenfalter), <i>Melitaea didyma</i> (Roter Scheckenfalter), <i>Melitaea parthenoides</i> (Westlicher Scheckenfalter), <i>Polyommatus damon</i> (Weißdolch-Bläuling), <i>Plebicula dorylas</i> (Wundklee-Bläuling)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-4: Anspruchstyp „Silikatmagerrasen“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zwergstrauchheide** (36.20)</li> <li>• Wacholderheide* (36.30)</li> <li>• Magerrasen bodensaurer Standorte (36.40)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Borstgrasrasen (36.41)</li> <li>○ Flügelginsterweide (36.42)</li> <li>○ Besenginsterweide (36.43)</li> </ul> </li> <li>• Sandrasen** (36.60)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sandrasen kalkfreier Standorte** (36.62)</li> </ul> </li> <li>• Trockenrasen*/** (36.70)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockenrasen*/** (V10)</li> <li>• Magerrasen bodensaurer Standorte** (V15)</li> <li>• Wacholderheide* (V25)</li> <li>• Zwergstrauchheide** (V45)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zwergstrauchheide: alle Bestände ohne zwergstrauchreiche Schlagflächen im Wald</li> <li>• Wacholderheide: Erfassung ab 1000 m<sup>2</sup>, Bestände zwischen 500 und 1000 m<sup>2</sup> oder kleinere Bestände in engem räumlichen Verbund nur dann, wenn mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen vorkommen</li> <li>• Magerrasen bodensaurer Standorte: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund und Vorkommen von mind. zwei Kenn- und Trennarten der Magerrasen</li> </ul>	
<b>Einschränkungen</b>	<p>* Biotope wurden dem Anspruchstyp „Silikatmagerrasen“ zugeordnet, wenn im gleichen Biotopkomplex Magerrasen bodensaurer Standorte (36.40-43 bzw. V15) vorkommen oder – falls dies nicht der Fall ist – wenn sie außerhalb der Kalkgebiete laut Anspruchstyp „Kalkfelsen, Kalkschotterflächen“ gelegen sind (vgl. Anspruchstyp „Kalkmagerrasen“).</p> <p>** Verwendung nur der Biotope, die außerhalb folgender Naturräume 4. Ordnung gelegen sind: Nördliche Oberrhein-Niederung (222), Hardtebenen (223) und Neckar-Rheinebene (224) (vgl. Anspruchstyp „Sandbiotope“).</p>	
<b>Anmerkung</b>	<p>Sandrasen werden außerhalb des ZAK-Bezugsraums ‚Nördlicher Oberrhein‘ mit den Anspruchstypen ‚Kalkmagerrasen‘ bzw. ‚Silikatmagerrasen‘ zusammengefasst, da die spezifischen Zielarten der Sandbiotope in ihrer Verbreitung weitgehend auf den nördlichen Oberrhein beschränkt sind, weshalb außerhalb dieses Bezugsraums ähnliche Besiedlungsmuster zu erwarten sind.</p>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Bergpieper, Zippammer</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Decticus verrucivorus</i> (Warzenbeißer), <i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Gefleckte Keulenschrecke), <i>Stauroderus scalaris</i> (Gebirgsgrashüpfer)</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Lycaena alciphron</i> (Violetter Feuerfalter), <i>Argynnis niobe</i> (Mittlerer Perlmutterfalter)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-5: Anspruchstyp „Offene Sandbiotope“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Offene Binnendüne (22.30)</li> <li>• Zwergstrauchheide (36.20)</li> <li>• Sandrasen (36.60) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sandrasen kalkhaltiger Standorte (36.61)</li> <li>○ Sandrasen kalkfreier Standorte (36.62)</li> </ul> </li> <li>• Trockenrasen (36.70)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Trockenrasen (V10)</li> <li>• Zwergstrauchheide (V45)</li> <li>• Offene Binnendüne (M72)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Offene Binnendüne: alle offenen, gehölzarmen Binnendünen ohne intensive Nutzung</li> <li>• Zwergstrauchheide: alle Bestände ohne zwergstrauchreiche Schlagflächen im Wald</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	Verwendung nur der Biotope, die innerhalb folgender Naturräume 4. Ordnung gelegen sind: Nördliche Oberrhein-Niederung (222), Hardtebenen (223) und Neckar-Rheinebene (224).	
<b>Anmerkung</b>	Offene Sandbiotope sind eine Besonderheit in Baden-Württemberg und weitgehend auf die nördliche Oberrheinebene beschränkt (Naturräume 222, 224 und 223). Ein Großteil der genannten Zielarten ist in seiner Verbreitung innerhalb Baden-Württembergs auf diesen Raum beschränkt. Diese Lebensräume sind durch Nutzungsaufgabe der früher oft beweideten Flächen, Aufforstung und durch Unterbindung der natürlichen Dynamik mit typischerweise häufigen Störungen (Sandverwehung und -umlagerung), in deren Folge immer wieder neue offene Sandflächen entstanden, extrem gefährdet. Daher und aufgrund der hohen Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt in Baden-Württemberg wird allen Gemeinden mit Anteil an diesen Lebensräumen eine besondere Schutzverantwortung für dieses Zielartenkollektiv zugewiesen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Brachpieper, Heidelerche, Ziegenmelker</p> <p><b>Wildbienen<sup>1</sup>:</b> <i>Ammobates punctatus</i> (Bedornete Sandgängerbiene), <i>Andrena argentata</i> (Sandbienen-Art), <i>Anthophora bimaculata</i> (Dünen-Pelzbiene), <i>Colletes marginatus</i> (Dünen-Seidenbiene), <i>Epeolus cuciger</i> (Heide-Filzbiene), <i>Nomioides minutissimus</i> (Sandsteppenbienen)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Harpalus hirtipes</i> (Zottenfüßiger Schnellläufer), <i>H. melancholicus</i> (Dünen-Schnellläufer), <i>H. servus</i> (Ovaler Schnellläufer)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotoptkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotoptkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-6: Anspruchstyp „Nährstoffreiches Feucht- und Nassgrünland“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Waldfreier Sumpf (32.30) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Waldsimsen-Sumpf (32.31)</li> <li>○ Schachtelhalm-Sumpf (32.32)</li> <li>○ Sonstiger Waldfreier Sumpf (32.33)</li> </ul> </li> <li>• Nasswiese (33.20) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nasswiese basenreicher Standorte der Tieflagen (33.21)</li> <li>○ Nasswiese basenreicher Standorte der montanen Lagen (33.22)</li> <li>○ Nasswiese basenarmer Standorte (33.23)</li> </ul> </li> <li>○ Land-Schilfröhricht (34.52)</li> <li>• Großseggenried (34.60) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Steifseggen-Ried (34.61)</li> <li>○ Sumpfseggen-Ried (34.62)</li> <li>○ Schlankseggen-Ried (34.63)</li> <li>○ Blasenseggen-Ried (34.66)</li> <li>○ Rispenseggen-Ried (34.67)</li> <li>○ Kammseggen-Ried (34.68)</li> <li>○ Sonstiges Großseggenried (34.69)</li> </ul> </li> <li>• Hochstaudenflur (35.40) <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Hochstaudenflur quelliger, sumpfiger oder mooriger Standorte (35.41)</li> <li>○ Gewässerbegleitende Hochstaudenflur (35.42)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nasswiese (V40)</li> <li>• Feuchtwiese (V42)</li> <li>• Waldsimsen- und Schachtelhalm-Sümpfe (V48)</li> <li>• Röhricht (V51)</li> <li>• Großseggen-Ried (V52)</li> <li>• Hochstaudenflur (V53)</li> </ul>
<b>Ertfassungskriterien</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nasswiese: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund, Vorkommen von mind. zwei Kenn- und Trennarten der Nasswiese, diese Bedingungen gelten nicht für Bestände in Quellbereichen oder Mooren</li> <li>• Feuchtwiese: extensiv bewirtschaftete Feuchtwiesen über 500 m<sup>2</sup> Größe, kleinere Flächen nur bei Lage in engem räumlichen Verbund</li> <li>• Hochstaudenflur: alle Bestände auf sumpfigen, quelligen oder moorigen Standorten, entlang naturnaher Fließgewässer und anderer §32-Gewässer(teile)</li> </ul>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Bekassine, Braunkehlchen, Großer Brachvogel, Kiebitz, Weißstorch</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Chorthippus montanus</i> (Sumpf-Grashüpfer), <i>Stethophyma grossum</i> (Sumpfschrecke)</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Boloria eunomia</i> (Randring-Perlmutterfalter), <i>Maculinea nausithous</i> (Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling), <i>Boloria tiania</i> (Natterwurz-Perlmutterfalter)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Agonum viridicupreum</i> (Bunter Glanzflächläufer), <i>Bembidion gilvipes</i> (Feuchbrachen-Ahlenläufer), <i>Stenolophus skrimshiranus</i> (Rötlicher Scheibenhals-Schnellläufer)</p> <p><b>Weichtiere<sup>1</sup>:</b> <i>Vertigo angustior</i> (Schmale Windelschnecke)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-7: Anspruchstyp „Nährstoffarmes (Wechsel-)Feucht- und Nassgrünland“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kleinseggenried basenarmer Standorte (32.10)</li> <li>• Kleinseggenried basenreicher Standorte (32.20)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Kopfbinsen-Ried (32.21)</li> <li>○ Davallseggen-Ried (32.22)</li> </ul> </li> <li>• Pfeifengras-Streuwiese (33.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Wunderseggen-Ried (34.64)</li> <li>○ Schnabelseggen-Ried (34.65)</li> </ul> </li> <li>• Feuchtheide (36.10)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pfeifengras-Streuwiese (V41)</li> <li>• Feuchtheide (V47)</li> <li>• Niedermoor( M42)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pfeifengras-Streuwiese: alle Bestände, auch Brachestadien, mit mind. zwei Kenn- und Trennarten der Pfeifengras-Streuwiese, Bedingung gilt nicht für Bestände in Mooren</li> <li>• Feuchtheide: Bestände ab 500 m<sup>2</sup>, kleinere Flächen nur bei Lage in engem kleinräumigen Verbund, Bedingung gilt nicht für Bestände auf moorigen und sumpfigen Standorten</li> </ul>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Braunkehlchen, Bergpieper</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Carcharodus floccifera</i> (Heilziest-Dickkopffalter), <i>Euphydryas aurinia</i> (Goldener Scheckenfalter), <i>Maculinea alcon</i> (Lungenenzian-Ameisen-Bläuling), <i>Maculinea teleius</i> (Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling), <i>Minois dryas</i> (Blaukernauge)</p> <p><b>Laufkäfer</b><sup>1</sup>: <i>Agonum gracile</i> (Zierlicher Flachläufer), <i>Agonum viridicupreum</i> (Bunter Glanzflachläufer)</p> <p><b>Weichtiere</b><sup>1</sup>: <i>Vertigo angustior</i> (Schmale Windelschnecke), <i>Vertigo geyeri</i> (Vierzählige Windelschnecke)</p>	

Datensatz	<b>Biotoptkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotoptkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-8: Anspruchstyp „Offene Hoch- und Übergangsmoore, Moorgewässer“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stillgewässer im Moorbereich (13.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Natürliches Stillgewässer im Moorbereich (13.11)</li> <li>○ Anthropogenes Stillgewässer im Moorbereich (13.12)</li> </ul> </li> <li>• Hochmoor (31.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Natürliches Hochmoor (31.11)</li> </ul> </li> <li>• Natürliches Übergangs- oder Zwischenmoor (31.20)</li> <li>• Regenerations- und Heidestadien von Hoch-, Zwischen- oder Übergangsmoor (31.30)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Moor-Regenerationsfläche (31.31)</li> <li>○ Heidestadium eines Moores (31.32)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stillgewässer im Moorbereich (M20)</li> <li>• Hochmoor (M40)</li> <li>• Natürliches Übergangs- oder Zwischenmoor (M41)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotoptkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regenerations- und Heidestadien: auch Erfassung von extensiv als Grünland oder Torfstich genutzten sowie teilabgetorften Moorflächen</li> </ul>	
<b>Anmerkung</b>	Stillgewässer in Hoch- und Übergangsmooren weisen eine moorspezifische Gewässerfauna (u. a. bei den Libellen) auf, sind standörtlich an entsprechende Moore gebunden und werden deshalb den Hoch- und Übergangsmooren und nicht den sonstigen Stillgewässern zugeordnet.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Amphibien:</b> Moorfrosch</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Boloria aquilonaris</i> (Hochmoor-Perlmutterfalter), <i>Coenonympha tullia</i> (Großes Wiesenvögelchen), <i>Colias palaeno</i> (Hochmoor-Gelbling), <i>Plebeius optilete</i> (Hochmoor-Bläuling)</p> <p><b>Libellen<sup>1</sup>:</b> <i>Aeshna subarctica elisabethae</i> (Hochmoor-Mosaikjungfer), <i>Leucorrhinia dubia</i> (Kleine Moosjungfer), <i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Große Moosjungfer), <i>Leucorrhinia rubicunda</i> (Nordische Moosjungfer), <i>Nehalennia speciosa</i> (Zwerglibelle), <i>Somatochlora arctica</i> (Arktische Smaragdlibelle)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Agonum ericeti</i> (Hochmoor-Glanzflachläufer)</p>	
<b>Tab. A8-9: Anspruchstyp „Verlandungszonen an Stillgewässern“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Naturnaher Uferbereich des Bodensees (13.41)</li> <li>• Verlandungsbereich an sonstigen Stillgewässern (13.50)</li> <li>○ Ufer-Schilfröhricht* (34.51)</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	* Verwendung nur der an einem Stillgewässer gelegenen Biotope (verschlüsselte Eigenschaften: 901, 902, 903, 904, 905, 906, 907, 908, 909, 910, 915, 945)	
<b>Anmerkung</b>	Erfassung nur sehr unvollständig, da bei der Waldbiotoptkartierung die Verlandungsbereiche und die Uferschilfröhrichte mit den Gewässern erfasst wurden und sich nicht differenziert darstellen lassen	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Bekassine, Drosselrohrsänger, Knäkente, Krickente, Rohrdommel, Rohrweihe, Schilfrohrsänger, Schwarzhalstaucher, Tüpfelsumpfhuhn, Wasserralle, Zwergdommel, Zwergtaucher</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Conocephalus dorsalis</i> (Kurzflügelige Schwertschrecke)</p> <p><b>Libellen<sup>1</sup>:</b> <i>Aeshna isosceles</i> (Keilflecklibelle), <i>Sympecma paedisca</i> (Sibirische Winterlibelle), <i>Sympetrum depressiusculum</i> (Sumpf-Heidelibelle), <i>Sympetrum flaveolum</i> (Gefleckte Heidelibelle)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Agonum versutum</i> (Auen-Glanzflachläufer), <i>Demetrias imperialis</i> (Gefleckter Halmläufer), <i>Odacantha melanura</i> (Sumpf-Halsläufer)</p> <p><b>Weichtiere<sup>1</sup>:</b> <i>Vertigo moulinsiana</i> (Bauchige Windelschnecke)</p>	



<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-10: Anspruchstyp „Hartholzauwälder der großen Flüsse“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	• Stieleichen-Ulmen-Auwald (Hartholz-Auwald) (52.50)	• Stieleichen-Ulmen-Auwald (W41)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• alle natürlichen und naturnahen Bestände rezenter Auenbereiche	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Amphibien:</b> Moorfrosch <b>Fledermäuse<sup>2</sup></b> <b>Laufkäfer und Sandlaufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Harpalus progredivens</i> (Auwald-Schnellläufer) Totholzkäfer <sup>1</sup> : <i>Oxylaemus cylindricus</i> , <i>Trichopherus pallidus</i> , <i>Protaetia aeruginosa</i> (Großer Goldkäfer), <i>P. fieberi</i> , <i>P. lugubris</i> (Marmorierter Goldkäfer)	
<b>Tab. A8-11: Anspruchstyp „Weichholzauwälder der großen Flüsse“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	• Silberweiden-Auwald (Weichholz-Auwald) (52.40)	• Silberweiden-Auwald (W42)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• alle natürlichen und naturnahen Bestände	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Säugetiere:</b> Biber <b>Amphibien:</b> Moorfrosch <b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Limodromus longiventris</i> (Gestreckter Enghalsläufer), <i>Platynus livens</i> (Sumpfwald-Enghalsläufer) <b>Totholzkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Ampedus elegantulus</i> , <i>Ischnodes sanguinicollis</i> , <i>Triplax collaris</i> , <i>Saperda perforata</i> , <i>Megapenthes lugens</i> , <i>Neomida haemorrhoidalis</i>	
<b>Tab. A8-12: Anspruchstyp „Bruch- und Sumpfwälder“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	• Bruchwald (52.10) ○ Schwarzerlen-Bruchwald (52.11) ○ Birken-Bruchwald (52.12) ○ Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald (52.21)	• Schwarzerlen-Bruchwald (W35) • Birken-Bruchwald (W37) • Traubenkirschen-Erlen-Eschen-Wald (W46)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• alle natürlichen und naturnahen Bestände	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Amphibien:</b> Moorfrosch <b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Platynus livens</i> (Sumpfwald-Enghalsläufer) <b>Totholzkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Dicerca alni</i> (Erlen-Prachtkäfer), <i>Leptura arcuata</i> , <i>Necydalis major</i> (Großer Wespenbock)	
<b>Tab. A8-13: Anspruchstyp „Lichte Trockenwälder“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	○ Steinsamen-Eichenwald (53.11) ○ Kiefern-Steppenheidewald (53.41)	• Steinsamen-Eichen-Wald (W07) • Kiefern-Steppenheidewald (W27)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• alle natürlichen und naturnahen Bestände	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Berglaubsänger <b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Zygaena angelicae elegans</i> (Elegans-Widderchen), <i>Zygaena fausta</i> (Bergkronwicken-Widderchen) <b>Totholzkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Rosalia alpina</i> (Alpenbock), <i>Dicerca berlinensis</i> (Berliner Prachtkäfer)	

Datensatz	Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)	Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)
	verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
Tab. A8-14: Anspruchstyp „Lössböschungen und Hohlwege“		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hohlweg (23.10)</li> <li>• Steilwand aus Lockergestein* (21.20)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Lösswand* (21.21)</li> </ul> </li> <li>* Biotoptyp nicht geschützt (Stand 2005), daher unvollständige Erfassung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hohlweg (M77)</li> <li>• Steilwand aus Lockergestein (M53)</li> </ul>
<b>Einschränkung</b>	Höhenlage unterhalb 470 müNN (Quelle: DHM, vgl. Tab. A8-27)	
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hohlweg: mind. 1 m tief und Böschungen an steilster Stelle über 45° Neigung</li> <li>• Steilwand aus Lockergestein (nur M53): mind. 3 m Höhe</li> </ul>	
<b>Anmerkungen</b>	Da die Zielarten dieses Anspruchstyps ihre Verbreitungsschwerpunkte in den wärmegetönten Lagen Baden-Württembergs haben, wurde die Höhenlage als weiteres Kriterium ergänzt. Lössböschungen sind darüber hinaus nicht nur innerhalb von Hohlwegen oder als Steilwände zielartenrelevante Lebensräume, sondern auch in kleinflächigen Ausprägungen, z. B. als Stufenraine, die nicht als § 32 Biotope kartiert wurden, insbesondere wenn sie besonnt sind und offene Bodenstellen zur Nestanlage für Wildbienen aufweisen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Bienenfresser, Uferschwalbe <b>Wildbienen<sup>1</sup>:</b> <i>Andrena agilissima</i> (Blauschillernde Sandbiene), <i>Anthophora aestivalis</i> (Gestreifte Pelzbiene), <i>Halictus quadricinctus</i> (Vierbindige Furchenbiene), <i>Lasioglossum limbellum</i> (Schmalbienen-Art)	
Tab. A8-15: Anspruchstyp „Naturnahe Quellen“		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Naturnahe Quelle (11.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Sickerquelle (11.11)</li> <li>◦ Sturz- oder Fließquelle (11.12)</li> <li>◦ Tümpelquelle (11.13)</li> <li>◦ Karstquelltopf (11.14)</li> <li>◦ Gießen (11.15)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quelle (M30)</li> <li>• Quelliger Bereich (M31)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quelle (M30), Quelliger Bereich (M31): keine Erfassung in dichten Nadelholzdickungen</li> </ul>	
<b>Anmerkung</b>	Aufgrund der natürlicherweise kleinflächigen Vorkommen der Lebensräume erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Libellen<sup>1</sup>:</b> <i>Cordulegaster bidentata</i> (Gestreifte Quelljungfer) <b>Weichtiere<sup>1</sup>:</b> <i>Bythinella badensis</i> (Badische Quellschnecke), <i>B. bavarica</i> (Bayerische Quellschnecke), <i>B. dunkeri</i> (Quellschneckenart)	

Datensatz	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-16: Anspruchstyp „Kleingewässer“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tümpel oder Hüle (13.20)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tümpel (13.21)</li> <li>○ Hüle (13.22)</li> </ul> </li> <li>○ Altwasser (13.32) nicht eingerückt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tümpel oder Hüle (M21)</li> <li>• Teich (M22)</li> <li>• Weiher (M25)</li> <li>• Altwasser (M28)</li> </ul>
<b>Einschränkungen</b>	Verwendung nur der Biotope: - die weniger als 200 m <sup>2</sup> Fläche dieser Biotoptypen/-untertypen beinhalten - die unterhalb 750 müNN gelegen sind (Quelle: DHM, vgl. Tab. A8-27)	
<b>Anmerkungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufgrund des natürlicherweise kleinflächigen Vorkommens der Lebensräume erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.</li> <li>• Die Beschränkung auf tiefer gelegene Lagen erfolgte im Hinblick auf die Präferenz des zugehörigen Zielartenkollektivs für wärmebegünstigte Regionen.</li> <li>• Intention der Abgrenzung zu den „Größeren Stillgewässern“ ist die Präferenz zahlreicher Zielarten für einen dieser Gewässertypen</li> <li>• Für Amphibien ebenfalls bedeutsame ephemere Kleinstgewässer wie wassergefüllte Fahrspuren, Vernässungsstellen in Äckern, Flutmulden etc. konnten mit den zur Verfügung stehenden Daten nicht berücksichtigt werden.</li> </ul>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Amphibien:</b> Geburtshelferkröte, Gelbbauchunke, Kammmolch, Laubfrosch, Springfrosch	
<b>Tab. A8-17: Anspruchstyp „Größere Stillgewässer“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tümpel oder Hüle (13.20)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tümpel (13.21)</li> <li>○ Hüle (13.22)</li> </ul> </li> <li>○ Altwasser (13.32)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tümpel oder Hüle (M21)</li> <li>• Teich (M22)</li> <li>• See (M23)</li> <li>• Weiher (M25)</li> <li>• Baggersee (M26)</li> <li>• Altwasser (M28)</li> </ul>
<b>Ergänzung</b>	ATKIS-Objekt ‚Binnensee, Stausee, Teich‘ (OA 5112) (vgl. Tab. A8-27)	
<b>Einschränkungen</b>	Verwendung nur der Biotope / Objekte: - die mehr als 200 m <sup>2</sup> Fläche dieser Biotoptypen/-untertypen beinhalten - die unterhalb 750 müNN gelegen sind (Quelle: DHM, vgl. Tab. A8-27)	
<b>Anmerkungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Da bei diesen Lebensräumen die Habitatqualität nicht mit der Flächengröße korreliert, erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.</li> <li>• Die Beschränkung auf tiefer gelegene Lagen erfolgte im Hinblick auf die Präferenz des zugehörigen Zielartenkollektivs für wärmebegünstigte Regionen.</li> <li>• Intention der Abgrenzung zu den „Kleingewässern“ ist die Präferenz zahlreicher Zielarten für einen dieser Gewässertypen.</li> </ul>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Uferschwalbe, Flussregenpfeifer, Flussuferläufer, Flussseeschwalbe <b>Amphibien:</b> Kammmolch, Laubfrosch <b>Fische<sup>1</sup>:</b> Bitterling, Blaufelchen, Seeforelle, Edelkrebs <b>Libellen<sup>1</sup>:</b> <i>Leucorrhinia caudalis</i> (Zierliche Moosjungfer), <i>Anax parthenope</i> (Kleine Königslibelle)	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-18: Anspruchstyp „Steinriegel“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	• Steinriegel (23.20)	• Steinriegel (M78)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• mind. 5 m Länge	
<b>Einschränkung</b>	Verwendung nur der Biotope, die außerhalb der Waldfläche nach ATKIS (vgl. Tab. A8-27) gelegen sind (OA ‚Wald, Forst‘ 4107)	
<b>Anmerkung</b>	Aufgrund des natürlicherweise kleinflächigen Vorkommens der Lebensräume erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Steinschmätzer <b>Reptilien:</b> Kreuzotter, Schlingnatter <b>Heuschrecken:</b> <i>Chorthippus apricarius</i> (Feldgrashüpfer) <b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Satyrium acaciae</i> (Kleiner Schlehen-Zipfelfalter), <i>Iphiclides podalirius</i> (Segelfalter)	
<b>Tab. A8-19: Anspruchstyp „Trockenmauer“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	• Trockenmauer (23.40)	• Trockenmauer (M79)
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	• mind. 0,5 m hoch und über 2 m <sup>2</sup> Mauerfläche	
<b>Einschränkung</b>	• Verwendung nur der Biotope, die außerhalb der Waldfläche nach ATKIS (vgl. Tab. A8-27) gelegen sind (OA ‚Wald, Forst‘ 4107) • Verwendung nur der Biotope innerhalb der Messtischblatt-Quadranten mit Nachweisen der Mauereidechse ab 1990 laut LAUFER et al. (2007). Die Vorkommen in der Stuttgarter Bucht, bei denen es sich nach aktuellem Kenntnisstand um zahlreiche Flächen handelt, wurden berücksichtigt, wenngleich ihr Vorkommen offensichtlich auf eine bereits lange Zeit zurückreichende Aussetzung zurückgeht. Einzelne weitere auf künstliche Ansiedlung zurückgehende und eng begrenzte Vorkommen blieben dagegen unberücksichtigt.	
<b>Anmerkung</b>	• Aufgrund des natürlicherweise kleinflächigen Vorkommens der Lebensräume erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen. • Bedeutendste Zielart der Trockenmauern in Baden-Württemberg ist die Mauereidechse. Daher wurden nur die Trockenmauern innerhalb ihres Verbreitungsgebietes - bezogen auf die Messtischblatt-Quadranten gemäß obiger Einschränkung - berücksichtigt.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Reptilien:</b> Mauereidechse	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotoptkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotoptkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-20: Anspruchstyp „Kalkfelsen, Kalkschotterflächen“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Offene Felsbildung (21.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Natürliche offene Felsbildung (einschließlich Felsbänder) (21.11)</li> <li>○ Anthropogen freigelegte Felsbildung (Steinbrüche, Felsanschnitte) (21.12)</li> </ul> </li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (21.30)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Mergel- oder Feinschutthalde (21.31)</li> <li>○ Geröll- oder Blockhalde (21.32)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felsformation (M50)</li> <li>• Felswand (M51)</li> <li>• Fels einzeln (M52)</li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (M55)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotoptkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felsbildungen: mind. 1,5 m Höhe oder 10 m<sup>2</sup> Fläche bei Senkrechtopjektion</li> <li>• Gesteinshalden: Erfassung bis max. 50% Gehölzbewuchs</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	<p>Die genannten Biotoptypen werden nur in Gebieten mit kalkhaltigen bzw. kalkähnlichen Gesteinen berücksichtigt, die über folgende Einheiten der ‚Karte der Hydrogeologischen Einheiten‘ abgebildet wurden (vgl. Tab. A8-27):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Junge Talfüllungen* (1)</li> <li>- Postglaziale Süßwasserkalke (2)</li> <li>- Umlagerungssedimente** (3)</li> <li>- Löss, Lösslehm* (4)</li> <li>- Interglazialer Querkalk, Travertin (5)</li> <li>- Schotter des Rib-Würm-Komplexes im Rheingraben* (6)</li> <li>- Moränensedimente* (7)</li> <li>- Bohnerz-Formation, Feuersteinlehm* (11)</li> <li>- Pliozän-Schichten* (12)</li> <li>- Miozän-Schichten (13)</li> <li>- OSM, alpine Konglomerate, jüngere Juranagelfluh (17)</li> <li>- OSM, Süßwasserkalke (18)</li> <li>- Brackwassermolasse* (19)</li> <li>- Obere Meeresmolasse* (20)</li> <li>- Untere Süßwassermolasse* (21) (OSM: Obere Süßwassermolasse)</li> <li>- Tertiäre Magmatite*** (22)</li> <li>- Tertiäre Impaktbildungen*** (23)</li> <li>- Höherer Oberjura (24)</li> <li>- Unterer Massenkalk (25)</li> <li>- Mittlerer Oberjura (26)</li> <li>- Oxford-Schichten (27)</li> <li>- Mitteljura, ungegliedert (28)</li> <li>- Opalinuston* (30)</li> <li>- Unterjura* (31)</li> <li>- Trias, z.T. mit Jura ungegliedert in Störungszonen (32)</li> <li>- Gipskeuper (37)</li> <li>- Oberer Muschelkalk (40)</li> <li>- Mittlerer Muschelkalk (41)</li> <li>- Muschelkalk, ungegliedert (43)</li> <li>- Moorbildung, Torf* (47)</li> <li>- Jungtertiäre bis altpleistozäne Sande* (48)</li> </ul> <p><b>Erläuterung</b> * und **: Bei Felsbildungen mit Lage in nicht-felsbildenden Gesteine und Sedimenten wurde angenommen, dass sie aus darunter liegenden geologischen Einheiten bestehen. Daher erfolgte eine naturraumbezogene Differenzierung dieser Felsen in Kalk- bzw. Nicht-Kalkfelsen: * Zuordnung zu Kalkfelsen in den Naturräumen: 40, 42, 45, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 120, 121, 122, 128, 129, 160, 161 ** Zuordnung zu Kalkfelsen in den Naturräumen: 40, 42, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 100, 101, 102, 120, 121, 122, 128, 129, 160, 161 *** Zuordnung zu Kalkfelsen, analog FFH-Lebensraumtyp 8210 (vgl. LFU 2003)</p>	
<b>Anmerkung</b>	Da die Flächenangabe der Biotope in Senkrechtopjektion erfasst wurde und damit nur den Felskopf berücksichtigt und nicht die meist deutlich größere Felsfläche, erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Dohle, Uhu, Wanderfalke</p> <p><b>Tagfalter/Widderchen:</b> <i>Parnassius apollo</i> (Apollofalter),</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Calliptamus italicus</i> (Italienische Schönschrecke), <i>Oedipoda germanica</i> (Rotflügelige Ödlandschrecke)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Cymindis axillaris</i> (Achselfleckiger Nachtläufer), <i>Licinus depressus</i> (Kleiner Stumpfpfanzengläufer)</p> <p><b>Schnecken<sup>1</sup>:</b> <i>Pupilla sterii</i> (Gestreifte Puppenschnecke)</p> <p><b>Nachtfalter<sup>3</sup>:</b> <i>Charissa ambiguata</i> (Ungebänderter Steinspanner), <i>Charissa intermedia</i> (Schwarzlinien-Steinspanner), <i>Standfussiana lucernea</i> (Zackenlinien-Bodeneule), <i>Euxoa decora</i> (Hellgraue Erdeule), <i>Apamea platinea</i> (Platingraue Grasbüscheleule)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-21: Anspruchstyp „Nicht-Kalkfelsen, Blockhalden“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Offene Felsbildung (21.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Natürliche offene Felsbildung (einschließlich Felsbänder) (21.11)</li> <li>○ Anthropogen freigelegte Felsbildung (Steinbrüche, Felsanschnitte) (21.12)</li> </ul> </li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (21.30)               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Mergel- oder Feinschutthalde (21.31)</li> <li>○ Geröll- oder Blockhalde (21.32)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felsformation (M50)</li> <li>• Felswand (M51)</li> <li>• Fels einzeln (M52)</li> <li>• Offene natürliche Gesteinshalde (M55)</li> </ul>
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Felsbildungen: mind. 1,5 m Höhe oder 10 m<sup>2</sup> Fläche bei Senkrechtopjektion</li> <li>• Gesteinshalden: Erfassung bis max. 50% Gehölbewuchs</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	<p>Die genannten Biotoptypen werden nur außerhalb der Gebiete mit kalkhaltigen bzw. kalk-ähnlichen Gesteinen herangezogen, die über folgenden Einheiten der ‚Karte der Hydrogeologischen Einheiten‘ abgebildet wurden (vgl. Tab. A8-27):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Junge Talfüllungen* (1)</li> <li>- Umlagerungssedimente** (3)</li> <li>- Löss, Löslehm* (4)</li> <li>- Schotter des Rib-Würm-Komplexes im Rheingraben* (6)</li> <li>- Moränensedimente* (7)</li> <li>- [Beckensedimente (8)]</li> <li>- Deckenschotter (9)</li> <li>- Schotter ungegliedert (meist älteres Pleistozän) (10)</li> <li>- Pliozän-Schichten* (12)</li> <li>- Oligozän-Schichten (14)</li> <li>- Eozän-Schichten (15)</li> <li>- Obere Süßwassermolasse (16)</li> <li>- Brackwassermolasse* (19)</li> <li>- Obere Meeresmolasse* (20)</li> <li>- Untere Süßwassermolasse* (21)</li> <li>- Eisensandstein (29)</li> <li>- Oberkeuper (33)</li> <li>- Sandsteinkeuper (34)</li> <li>- Untere Bunte Mergel (35)</li> <li>- Schilfsandstein-Formation (36)</li> <li>- Mittelkeuper, ungegliedert (38)</li> <li>- Unterkeuper (39)</li> <li>- Unterer Muschelkalk (42)</li> <li>- Oberer Buntsandstein (44)</li> <li>- Mittlerer Buntsandstein (45)</li> <li>- Mittlerer Buntsandstein bis Zechsteindolomit-Formation (46)</li> <li>- Rotliegendes (49)</li> <li>- Moorbildung, Torf* (47)</li> <li>- Jungtertiäre bis altpleistozäne Sande* (48)</li> <li>- Devon-Karbon (50)</li> <li>- Paläozoische Magmatite (51)</li> <li>- Metamorphe Gesteine (52)</li> <li>- Flugsand* (53)</li> <li>- [Schotter des Rib-Würm-Komplexes außerhalb großer Talsysteme* (54)]</li> </ul> <p><b>Erläuterung</b> * und **: Bei Felsbildungen mit Lage in nicht-felsbildenden Gesteine und Sedimenten wurde angenommen, dass sie aus darunter liegenden geologischen Einheiten bestehen. Daher erfolgte eine naturraumbezogene Differenzierung dieser Felsen in Kalk- bzw. Nicht-Kalkfelsen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>* Zuordnung zu Nicht-Kalkfelsen in den Naturräumen: 30, 31, 32, 33, 41, 43, 44, 100, 101, 102, 104, 105, 106, 107, 108, 123, 124, 125, 126, 127, 141, 144, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 200, 201, 202, 203, 210, 211, 222, 223, 224</li> <li>** Zuordnung zu Nicht-Kalkfelsen in den Naturräumen: 30, 31, 32, 33, 41, 43, 44, 45, 104, 105, 106, 107, 108, 123, 124, 125, 126, 127, 141, 144, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 200, 201, 202, 203, 210, 211, 222, 223, 224</li> </ul> <p>[ ] Einheiten ohne Vorkommen von Felsformationen bzw. Gesteins-, Blockhalden gemäß den Biotopkartierungen (Offenland- und Waldbiotopkartierung)</p>	
<b>Anmerkung</b>	Da die Flächenangabe der Biotope in Senkrechtopjektion erfasst wurde und damit nur den Felskopf berücksichtigt und nicht die meist deutlich größere Felsfläche, erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Dohle, Wanderfalke, Uhu, Zippammer</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Oedipoda germanica</i> (Rotflügelige Ödlandschrecke)</p> <p><b>Wildbienen<sup>1</sup>:</b> <i>Osmia andreoides</i> (Rote Schneckenhausbiene), <i>Osmia villosa</i> (Zottige Mauerbiene)</p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Leistus piceus</i> (Schlanker Bartläufer), <i>Nebria castanea</i> (Berg-Dammläufer)</p> <p><b>Nachtfalter<sup>3</sup>:</b> <i>Charissa ambigutata</i> (Ungebänderter Steinspanner), <i>Charissa intermedia</i> (Schwarzlinien-Steinspanner), <i>Euxoa decora</i> (Hellgraue Erdeule)</p>	

<b>Datensatz</b>	<b>Biotopkartierung des Offenlandes (§32 NatSchG)</b> verwendete Biotoptypen /-untertypen (vgl. LFU 2001)	<b>Waldbiotopkartierung (§30a LWaldG)</b> verwendete Waldgesellschaften (W), Vegetations- (V) und morphologische (M) Strukturen (vgl. FVA 1997)
<b>Tab. A8-22: Anspruchstyp „Höhlen und Stollen“</b>		
<b>verwendete Einheiten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höhle oder Stollen (22.10)               <ul style="list-style-type: none"> <li>◦ Höhle (22.11)</li> <li>◦ Stollen (22.12)</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Höhle oder Stollen (M76)</li> </ul>
<b>Ergänzung</b>	,Stollenmundloch' (KON 6001) und ,Höhleneingang' (KON 6003) des ATKIS Objekts ,Stollenmundloch, Keller-, Höhleneingang, Schachtöffnung' (OA 2320)	
<b>Erfassungskriterien der Biotopkartierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• kartiert werden nur die Höhlen- / Stolleneingänge</li> </ul>	
<b>Einschränkung</b>	Verwendung nur der Biotope/Objekte oberhalb 400 müNN (Quelle: DHM, vgl. Tab. A8-27)	
<b>Anmerkungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Da keine Angaben zur Hohlraumgröße zur Verfügung standen, erfolgte eine punktförmige Umsetzung des Anspruchstyps durch Verwendung des Zentroidpunktes der ausgewählten Biotopflächen.</li> <li>• Die Erfassung der Höhlen im Rahmen der Biotopkartierung erfolgte nicht systematisch (mdl. Mittl. Hr. Gerstner, LUBW im Juli 2005). Örtlich sind deutlich mehr Höhlen und v.a. Bergwerksstollen und Felsenkeller vorhanden (mdl. Mittl. Dr. A. Nagel, Westerheim im Juli 2005).</li> <li>• Neben der Anzahl von Höhlen ist insbesondere die (fledermausrelevante) Größe sowie die Form einer Höhle entscheidend für deren Habitatqualität (mdl. Mittl. Dr. A. Nagel, Westerheim im Juli 2005).</li> <li>• Für die Eignung als Überwinterungsquartiere sind u. a. geringe Jahresdurchschnittstemperaturen (&lt; 10° C) entscheidend (mdl. Mittl. Dr. A. Nagel, Westerheim im Juli 2005). Dies führte zur Ergänzung des Höhenlage-Kriteriums (&gt; 400 m).</li> </ul>	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Fledermäuse<sup>2</sup></b>	

## B. Auf weiteren Datenquellen basierende Anspruchstypen

<b>Tab. A8-23: Anspruchstyp „Ackergebiete mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht“</b>				
<b>Selektionsregel</b>	<b>verwendete Einheiten</b>			<b>Datenquelle (s. Tab. A8-27)</b>
<b>Grundlage:</b> Ackergebiete	Objektart ‚Ackerland‘ (OA 4101)			ATKIS
<b>Einschränkung 1:</b> ‚Standortgunst aus tierökologischer Sicht‘	<i>Kalkscherbenreiche Standorte:</i> Kalksteine-Jura (78) Kalksteine- Muschelkalk (90) Wechselfolgen-Tertiär (105)	<i>Sandige Standorte:</i> Sande, Kies (17) Wechselfolgen Keuper (67) Sandsteine (110)	<i>Löss-Standorte:</i> Löss (84)	Gesteinskarte
	Mitteljura (28)	Unterkeuper (39)	Löss /-lehm (4)	Hydrogeologische Einheiten
	Gründigkeit: flach-mittel (deigvv = 0-5) Bodenart: steinig (verbgx = 2, 3)	-		Agrarökologische Gliederung (Durchschnitt aller vorherrsch. und verbr. Aus- prägungen)
<b>Einschränkung 2:</b> ‚Klimagunst aus tier- ökologischer Sicht‘	Kontinental getöntes Klima: Temperaturdifferenz zwischen wärmstem und kältestem Monat: > 17,8 ° C			Karte der Konti- nentalität
<b>Erläuterung</b>	Aus der Ackerfläche nach ATKIS wurden nur jene Bereiche verwendet die zugleich in Räumen mit Standort- und Klimagunst aus tierökologischer Sicht gelegen sind.			
<b>Anmerkung</b>	Ziel dieses Anspruchstyps ist die Abbildung von Landschaftsteilen (nicht einzelner potenzieller Habitats) mit dominierender Ackernutzung, die aufgrund ihrer pedologischen und klimatischen Bedingungen hohe Erwartungswerte für die Besiedlung durch spezifische Zielarten der Äcker aufweisen. Dies sind in Baden-Württemberg v. a. die klimatisch kontinental geprägten Landesteile (z. B. enge Bindung der Graumammer) und die Ackerlandschaften auf kalkscherbenreichen, Sand- oder Löss-Böden. In diesen Gebieten finden sich z. T. auch noch Reste strukturreicher, kleinparzellierter Ackergebiete (z. B. in den Lössgebieten im Kraichgau), die durch eine geringe Intensität der Nutzung und eine hohe Vielfalt an ackertypischen Lebensräume und Kleinstrukturen wie Säume, Hecken, Ackerrandstreifen oder Ackerbrachen geprägt sind. Eine direkte Auswertung der relevanten Lebensräume oder der Schlaggrößen war aufgrund der Datenlage nicht möglich.			
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Graumammer, Kiebitz, Rebhuhn <b>Säugetiere<sup>1</sup>:</b> Feldhamster <b>Wildbienen<sup>1</sup>:</b> <i>Osmia papaveris</i> (Französische Mauerbiene), <i>Andrena suerinensis</i> (Sandbienen-Art) <b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Calathus ambiguus</i> (Breithalsiger Kahnläufer), <i>Cylindera germanica</i> (Deutscher Sandlaufkäfer), <i>Dolichus halensis</i> (Fluchtläufer), <i>Harpalus froehlichii</i> (Froelichs Schnellläufer), <i>Harpalus modestus</i> (Kleiner Schnellläufer)			



<b>Tab. A8-24: Anspruchstyp „Rohbodenbiotope inkl. entsprechender Kleingewässer“</b>		
<b>Selektionsregel</b>	<b>verwendete Einheiten</b>	<b>Datenquelle (s. Tab. A8-27)</b>
<b>Grundlage 1:</b> Abbaustellen oberflächennaher mineralischer Rohstoffe	Aktuelle und Alt-Abbaugelände (Ausschluss der Torf-Abbaue aus den aktuellen Abbaustellen)	RIPS / LGRB
<b>Grundlage 2:</b> Truppenübungsplätze	Objektart ‚Truppenübungsplatz, Standortübungsplatz‘ (OA 7403)	ATKIS
<b>Erläuterung</b>	Da die Alt-Abbaugelände ausschließlich als Punktdaten vorlagen, wurden die flächenhaft vorliegenden aktuellen Abbaugelände ebenfalls unter Verwendung des Zentroids in Punktdaten überführt. Aus der Kombination beider Punktdatensätze wurde über Indikator ‚Biotopverbund‘ für punktförmig umgesetzte Anspruchstypen Vorranggebiete ausgewählt. Zusätzlich wurden alle Truppenübungsplätze – ohne Auswahlkriterium – als Vorranggebiete betrachtet. Es wurde denjenigen Gemeinden eine besondere Schutzverantwortung zugewiesen, die an den über Indikator ‚Biotopverbund‘ ausgewählten Vorranggebieten der Abbaugelände oder an einem der Truppenübungsplätzen Anteil haben.	
<b>Anmerkung</b>	Dieser Anspruchstyp zielt auf die Abbildung von Habitatpotenzialen für Zielarten offener, gut besonnener Rohbodenstandorte und ephemerer Kleingewässer ab (z. B. wassergefüllte Fahrspuren auf ehemaligen Panzerübungsflächen, ephemere Gewässer in Abbaugeländen).	
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<p><b>Vögel:</b> Flussregenpfeifer, Haubenlerche, Heidelerche, Steinschmätzer</p> <p><b>Amphibien:</b> Kreuzkröte, Laubfrosch, Wechselkröte</p> <p><b>Heuschrecken:</b> <i>Aiolopus thalassinus</i> (Grüne Strandschrecke), <i>Chorthippus mollis</i> (Verkannter Grashüpfer), <i>Sphingonotus caeruleus</i> (Blaflügelige Sandschrecke), <i>Tetrix ceperoi</i> (Westliche Dornschrecke)</p> <p><b>Libellen<sup>1</sup>:</b> <i>Ishnura pumilio</i> (Kleine Pechlibelle)</p> <p><b>Wildbienen<sup>1</sup></b></p> <p><b>Laufkäfer<sup>1</sup>:</b> <i>Chlaenius nitidulus</i> (Lehmstellen-Sammetläufer), <i>Chlaenius tibialis</i> (Schwarzschenklicher Sammetläufer), <i>Cicindela sylvicola</i> (Berg-Sandlaufkäfer), <i>Cylindera germanica</i> (Deutscher Sandlaufkäfer)</p>	

<b>Tab. A8-25: Anspruchstyp „Streuobstgebiete“</b>		
<b>Selektionsregel</b>	<b>verwendete Einheiten</b>	<b>Datenquelle (s. Tab. A8-27)</b>
<b>Grundlage:</b> Streuobstgebiete	Objektart ‚Grünland‘ (OA 4102) mit Vegetationsmerkmal ‚Streuobst‘ (VEG 8000)	ATKIS
<b>Einschränkung:</b> Ausschluss von ‚Lärm- bändern‘ um ausge- wählte Straßenkatego- rien	Objektart ‚Straße‘ (OA 3101) mit folgenden Widmungen: - ‚Bundesautobahn‘ (WDM 1031) - ‚Bundesstraße‘ (WDM 1303) - ‚Landesstraße, Staatsstraße‘ (WDM 1305)	ATKIS
<p><b>Erläuterung</b></p> <p>Streuobstgebiete sind v. a. für störungsempfindliche Zielarten der Vögel von herausragender Bedeutung. Aus diesem Grund wurde folgende Methode zur Ermittlung der tatsächlich nutzbaren Flächen innerhalb dieses Anspruchstyps angewandt: REIJNEN et al. (1995b) schlagen eine Berechnung von Korridoren um Straßen vor, in denen die Dichten von Brutvögeln aufgrund der Lärmeinwirkung reduziert sind (<i>„effect distances“</i>). Die Methode basiert auf umfangreichen empirischen Untersuchungen zur Einwirkung von Straßenverkehrslärm auf die Brutvogeldichte in den Niederlanden (REIJNEN et al. 1995a). Die Breiten der Korridore sind dabei abhängig von der Verkehrsstärke, der gefahrenen Geschwindigkeit, dem Baumbestand und des Reliefs entlang der Straße sowie von der Betrachtung von Wald- oder Offenlandarten. Im Rahmen des Projekts „Informationssystem ZAK“ wurde ein vereinfachtes Verfahren angewendet, das speziell auf den Lebensraumtyp Streuobstgebiet und auf die in Baden-Württemberg zur Verfügung stehende Datenlage zugeschnitten ist. Das vereinfachte Verfahren basiert auf den im Projekt „Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg“ (vgl. ESSWEIN et al. 2002) durchgeführten umfangreichen manuellen Attributierungen des ATKIS-Datensatzes der Verkehrswege mit den durchschnittlichen täglichen Verkehrsmengen (DTV). Zudem wurde die dort vorgenommene kontinuierliche Annäherung in Form von Formeln an die von REIJNEN et al. (1995b) tabellarisch veröffentlichten Zusammenhänge zwischen Verkehrsstärken und Korridorbreite übernommen.</p> <p>Die lebensraumspezifische Anpassung der Methode erfolgte unter Verwendung möglichst ‚konservativer‘ Parameter, um möglichst solide Ergebnisse zu erhalten. Verwendet wurden folgender Parameterkombinationen:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Betrachtung von Vogelarten des Offenlandes, die von REIJNEN et al. (1995b) als weniger lärmempfindlich eingestuft werden als die Waldarten</li> <li>- Annahme eines methodisch erforderlichen Schätzwerts des Waldanteils für Streuobstgebiete von 10-20%</li> <li>- Verwendung einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 90 km/h für Landes- und Bundesstraßen und 120 km/h für Autobahnen</li> <li>- keine Berücksichtigung des straßenbegleitenden Reliefs</li> </ul> <p>Dies führte zu folgenden Berechnungsformeln für die Korridorweite (<i>„effect distance“</i>) (ESSWEIN et al. 2002):</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Für Landes-/Bundesstraßen: <math>K = 1,946 \text{ m} \cdot \sqrt{Kfz/d + 10546,3} - 174 \text{ m}</math></li> <li>- Für Autobahnen: <math>K = 2,844 \text{ m} \cdot \sqrt{Kfz/d - 1767,8} - 11 \text{ m}</math></li> </ul> <p>mit: K: Korridorbreite (einseitig) Kfz/d: durchschnittliche tägliche Verkehrsmenge</p> <p>Die Straßengeometrie wurde landesweit anhand der berechneten Korridorweiten gepuffert. Die sich ergebenden ‚Lärm-Korridore‘ wurden als Ausschlussfläche für das Vorkommen charakteristischer Brutvogel für Streuobstgebiete betrachtet. Die Streuobst-Gebiete laut ATKIS, die innerhalb eines ‚Lärm-Korridors‘ liegen wurden ausgeschnitten und damit nicht bei der Auswahl von Vorranggebieten berücksichtigt bzw. in den Korridor ragende Flächen entsprechend verkleinert.</p>		
<b>Beispiele für Zielarten</b>	<b>Vögel:</b> Halsbandschnäpper, Steinkauz, Wendehals	

**Tab. A8-26: Anspruchstyp „Mittleres Grünland“**

Selektionsregel	verwendete Einheiten	Datenquelle (s. Tab. A8-27)																					
<b>Grundlage</b> Extensives Grünland	Landnutzungs-kategorie Extensivgrünland (110) Kartierung der FFH-Lebensraumtypen „Magere Flachland-Mähwiesen“ (6510) und „Berg-Mähwiesen“ (6520) in FFH-Gebieten	Landsat 2000																					
<b>Einschränkung 1</b> Nur in MTB-Quadranten mit Vorkommen charakteristischer Arten und spez. Feuchtestufen des Standorts	Berücksichtigte Arten des mittleren Grünlands  <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 30%;"><i>Art</i></td> <td style="width: 10%;"><i>Klasse</i></td> <td style="width: 60%;"><i>Bezeichnung</i></td> </tr> <tr> <td>- Braunkehlchen</td> <td>2-9</td> <td>sehr gering/mittel - stark wechs.</td> </tr> <tr> <td>- Großer Brachvogel</td> <td>4-9</td> <td>mittel – stark wechselnd</td> </tr> <tr> <td>- <i>Polysarcus denticauda</i></td> <td>2-7, 9</td> <td>sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd</td> </tr> <tr> <td>- <i>Maculinea teleius</i></td> <td>4-7, 9</td> <td>mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd</td> </tr> <tr> <td>- <i>Maculinea nausithous</i></td> <td>4-7, 9</td> <td>mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd</td> </tr> <tr> <td>- <i>Lycaena hippothoe</i></td> <td>2-7, 9</td> <td>sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd</td> </tr> </table> (hier nur bekannte Vorkommensschwerpunkte berücksichtigt)	<i>Art</i>	<i>Klasse</i>	<i>Bezeichnung</i>	- Braunkehlchen	2-9	sehr gering/mittel - stark wechs.	- Großer Brachvogel	4-9	mittel – stark wechselnd	- <i>Polysarcus denticauda</i>	2-7, 9	sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd	- <i>Maculinea teleius</i>	4-7, 9	mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd	- <i>Maculinea nausithous</i>	4-7, 9	mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd	- <i>Lycaena hippothoe</i>	2-7, 9	sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd	WABOA, Teil Boden
<i>Art</i>	<i>Klasse</i>	<i>Bezeichnung</i>																					
- Braunkehlchen	2-9	sehr gering/mittel - stark wechs.																					
- Großer Brachvogel	4-9	mittel – stark wechselnd																					
- <i>Polysarcus denticauda</i>	2-7, 9	sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd																					
- <i>Maculinea teleius</i>	4-7, 9	mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd																					
- <i>Maculinea nausithous</i>	4-7, 9	mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd																					
- <i>Lycaena hippothoe</i>	2-7, 9	sehr gering/mittel – hoch/sehr hoch und stark wechselnd																					
<b>Einschränkung 2</b> Für <i>Mac. teleius</i> , <i>Mac. nausithous</i> , <i>Lyc. hippothoe</i> : Ausschluss der Vorkommen in Oberschwaben (s. Anm. 2)	<b>Ausschluss folgender Naturräume 4. Ordnung:</b> Hegau 30, Bodenseebecken 31, Oberschwäbisches Hügelland 32, Westallgäuer Hügelland 33, Donau-Ablach-Platten 40, Riss-Aitrach-Platten 41, Hügelland der unteren Riss 42, Holzstöcke 43, Unteres Illertal 44	Naturräume 4. Ordnung (aggr.)																					
<b>Anmerkung 1</b>	Die Abbildung des artenreichen mittleren Grünlands war allein mit den derzeit zur Verfügung stehenden landesweiten GIS-Datensätzen nicht in vertretbarer Weise möglich. Inhaltlich geeignete Datensätze wie Kartierungen des ‚MEKA-Grünlands‘ oder des ‚FFH-Grünlands‘ sind nicht flächendeckend erhoben. Andererseits sind insbesondere die Restbestände der Zielarten des mittleren Grünlands in einem Großteil der noch besiedelten Flächen durch Flächenumbruch und Nutzungsintensivierung akut bedroht. Daher wurde auf eine veränderte Umsetzung ausgewichen, bei der zunächst eine grobe Eingrenzung des mittleren Grünlands anhand der Landsat-Daten und der standörtlichen Feuchteverhältnisse erfolgte. Zudem wurde die Kartierung der FFH-Lebensraumtypen „Magere Flachland-Mähwiesen“ (6510) und „Berg-Mähwiesen“ (6520), die innerhalb der FFH-Gebiete vorliegt, berücksichtigt. In einem weiteren Schritt wurden nur jene Grünland-Flächen berücksichtigt, die an einem Messtischblatt-Quadrant mit Nachweis charakteristischer Zielarten Anteil haben. Hierzu wurden möglichst aktuelle Verbreitungsdaten der o.g. Arten von Seiten der LUBW und weiterer Artenexperten zusammengetragen. Dennoch ist die Zusammenstellung der Nachweise nicht als vollständig zu betrachten, da nicht für alle Arten aktuelle und systematische Erhebungen vorliegen. Von <i>Maculinea nausithous</i> und <i>Lycaena hippothoe</i> wurden nur die Vorkommensschwerpunkte berücksichtigt (soweit Daten verfügbar).																						
<b>Anmerkung 2</b>	Die Vorkommen von <i>Maculinea teleius</i> , <i>Maculinea nausithous</i> und <i>Lycaena hippothoe</i> in Oberschwaben blieben unberücksichtigt. Nach Datenlage handelt es sich ausschließlich um Restpopulationen auf Streuwiesen oder anderem artenreichen Extensivgrünland innerhalb von Schutzgebieten. Eine Ausweitung der Vorkommen auf mittlere Grünlandstandorte wird selbst längerfristig als unrealistisch angesehen. Um auf derzeit intensiv gedüngten Vielschnittwiesen außerhalb der Schutzgebiete geeignete Habitate wiederherzustellen, wären vermutlich sehr lange Ausmagerungsphasen erforderlich, die in planerisch relevanten Zeiträumen nicht zum gewünschten Ergebnis beitragen würden. Auch langfristig wäre auf aktuell stark gedüngten Standorten ein Erfolg entsprechender Extensivierungsmaßnahmen fraglich, da ohne gezielte Ansaat bereits die Re-Etablierung spezifischer Wirtspflanzen misslingen dürfte (hier v. a. <i>Sanguisorba officinalis</i> ).																						

<sup>1</sup> Von dieser Tierartengruppe sind die Zielorientierten Indikatorarten im automatisierten Verfahrensablauf zur Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte berücksichtigt.

<sup>2</sup> Tierartengruppe ist bislang noch nicht im automatisierten Verfahrensablauf zur Erstellung kommunaler Zielarten- und Maßnahmenkonzepte berücksichtigt

<sup>3</sup> Tierartengruppe nicht im Zielartenkonzept Baden-Württemberg berücksichtigt

## 2. Dokumentation der verwendeten Daten

**Tab. A8-27:** Übersicht der zur landesweiten Abbildung von Habitatpotenzialflächen verwendeten GIS-Datensätze.

Bezeichnung des Datensatzes	Maßstab/ Auflösung	Stand/ Bezug	Quelle
<b>Inhaltliche Datensätze</b>			
Biotopkartierung nach §32 NatSchG (§ 24a alt) (vgl. LFU 2001)	1:5.000	2006	RIPS
Biotopkartierung nach §30a LWaldG, (vgl. FVA 1997)	1:10.000	2004	FVA
Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS), DLM 25/2	1:25.000	2004	RIPS / LVA
Landnutzung nach LANDSAT2000	30m Raster	2000	RIPS
Digitales Höhenmodell DHM 50	50m Raster	1999	RIPS / IPF
Karte der Kontinentalität	1 km Raster	1961-90	DWD
Hydrogeologische Einheiten	1:200.000	1996	RIPS / LGRB
Gesteinskarte (LfU nach KÄMPFE & GWINNER 1985)	1:600.000	1985	ILPÖ / LRP
Geogene Grundwasserbeschaffenheit	1:200.000	1996	RIPS / LGRB
Abbaustellen oberflächennaher mineralischer Rohstoffe	1:25.000	2004	RIPS / LGRB
Wasser- und Bodenatlas (WABOA), Teil Boden	1:200.000	2004	RIPS / LGRB
Agrarökologische Gliederung (digitaler landschaftsökologischer Atlas)	1:250.000	1990	LRP/ FH Nürtingen
<b>Administrative und naturräumliche Gliederungen</b>			
Naturräumliche Gliederung 4. Ordnung MEYNE & SCHMITTHÜSEN (1953) mit Korrekturen durch die LfU (BREUNIG 1998) und ILPÖ (HEINL et al. 1999)*	1:200.000	1999	ILPÖ / LRP
Naturräumliche Gliederung in Bezugsräume des ZAK RECK et al. (1996) mit Korrekturen durch ILPÖ 2002**	1:200.000	2002	ILPÖ
Gemeindegrenzen	1:25.000	1999	RIPS / LVA
Blattschnitt Topographische Karte 1:25.000	1:25.000	2003	RIPS / LVA

DWD: Deutscher Wetterdienst

FVA: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

ILPÖ: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart

IPF: Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Universität Karlsruhe

LGRB: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Regierungspräsidium Freiburg

LRP: Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg (HEINL et al. 1999)

LVA: Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

RIPS: Räumliches Informations- und Planungssystem der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

\* Aggregation kleinräumiger Teilflächen von Naturräumen, deren überwiegende Teil in Bayern oder Hessen liegt zu benachbarten Naturräumen innerhalb Baden-Württembergs

\*\* Auflösung der Auenräume von Rhein, Neckar und Donau sowie der ZAK-Bezugsräume „Kaiserstuhl“ und „Adelegg“ zu den umgebenden Räumen. Zuordnung der Marktheidenfelder Platte zum ZAK-Bezugsraum „Kocher/Jagst/Tauber“. Anpassung der ZAK-Bezugsraumgrenzen an aktuelle Grenzen der Naturräume 4. Ordnung.