



# Halboffene Verbundkorridore: Ökologische Funktion, Leitbilder und Praxis-Leitfaden

Thorsten Aßmann, Estève Boutaud, Peter Finck, Werner Härdtle,  
Diethart Matthies, Dorothea Nolte, Goddert von Oheimb,  
Uwe Riecken, Eliane Travers und Karin Ullrich

**Naturschutz und Biologische Vielfalt**  
**Heft 154**

# **Halboffene Verbundkorridore: Ökologische Funktion, Leitbilder und Praxis-Leitfaden**

Thorsten Aßmann  
Estève Boutaud  
Peter Finck  
Werner Härdtle  
Diethart Matthies  
Dorothea Nolte  
Goddert von Oheimb  
Uwe Riecken  
Eliane Travers  
Karin Ullrich

unter Mitarbeit von  
Jörg Gebert, Liana Geidezis, Ingmar Harry, Hubert Höfer, Linda Holst,  
Melanie Kreutz, Matthias Kunz, Daniela Leitzbach, Dieter Leupold,  
Dirk Mertens, Ine Pentz

**Bundesamt für Naturschutz**  
Bonn - Bad Godesberg 2016

**Titelfotos:** oben: Halboffene Landschaften der Lüneburger Heide (D. Nolte),  
Mitte: links: *Eresus kollari* (H. Höfer), Mitte: *Ophrys insectifera* (H. Höfer),  
rechts: *Poecilus lepidus* (E. Boutaud),  
unten: links: Lausitz (J. Gebert), rechts: Elbtalaue (D. Nolte).

**Adressen der Autorinnen und Autoren:**

Prof. Dr. Thorsten Aßmann	Leuphana Universität Lüneburg, Institut für Ökologie,
Estève Boutaud	Scharnhorststraße 1, 21335 Lüneburg
Prof. Dr. Werner Härdtle	E-Mail: Haerdtle@uni.leuphana.de
Dorothea Nolte	
Eliane Travers	
Prof. Dr. Diethart Matthies	Philipps Universität Marburg, Pflanzenökologie & Geobotanik, Karl-von-Frisch-Straße 8, 35043 Marburg
	E-Mail: Matthies@biologie.uni-marburg.de
Prof. Dr. Goddert von Oheimb	Technische Universität Dresden, Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz Pienner Straße 7, 01737 Tharandt
	E-Mail: Goddert_v_Oheimb@tu-dresden.de
Dr. Peter Finck	Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz und
Dr. Uwe Riecken	Biotopmanagement, Nationales Naturerbe“
Dr. Karin Ullrich	E-Mail: karin.ullrich@bfm.de

**Fachbetreuung im BfN:**

Dr. Juliane Drobnik	Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz und Biotopmanagement, Nationales
Dr. Peter Finck	Naturerbe“
Dr. Karin Ullrich	

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank DNL-online ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)  
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Bezug über: BfN-Schriftenvertrieb – Leserservice –	oder im Internet:
im Landwirtschaftsverlag GmbH	<a href="http://www.buchweltshop.de/bfn">www.buchweltshop.de/bfn</a>
48084 Münster	
Tel.: 0 25 01/8 01-3 00, Fax: 0 25 01/8 01-3 51	

ISBN 978-3-7843-9174-8

DOI 10.19213/973154

Bonn - Bad Godesberg 2016

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>7</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>14</b>
<b>Vorwort</b> .....	<b>17</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>19</b>
<b>2 Fragmentierung, Korridore und halboffene Lebensräume</b> .....	<b>22</b>
2.1 Auswirkungen der Fragmentierung auf Populationen, Arten und Lebensgemeinschaften und die Probleme bei der Vernetzung .....	22
2.2 Halboffene Korridore als naturschutzbiologisches Instrument zur Verbesserung der Konnektivität in der Landschaft .....	28
2.3 Welche Forschung ist notwendig? Forschungsfragen des Projektes .....	31
<b>3 Untersuchungsgebiete, -design und -methoden</b> .....	<b>34</b>
3.1 Auswahl und Beschreibung der Untersuchungsgebiete.....	34
3.1.1 Lüneburger Heide (LH).....	37
3.1.2 Grünes Band (GB).....	40
3.1.3 Lausitz (LAU) .....	43
3.1.4 Schwäbische Alb (SWA) .....	46
3.1.5 Elbtalaue (ETA) .....	48
3.2 Vegetationsökologische Untersuchungen.....	51
3.2.1 Vegetationsaufnahmen im Offenland, Wald und im halboffenen Lebensraum.....	51
3.2.2 Analyse der Gehölze und Strukturen .....	54
3.2.3 Ansaatexperimente zur Untersuchung der Keimung und Etablierung von Offenland- und Waldarten.....	56
3.3 Tierökologische Untersuchungen .....	60
3.3.1 Erfassung der Fauna.....	61
3.3.2 Fang- und Wiederfang von Laufkäfern zum Bestimmen des Verhaltens an Lebensraumgrenzen und innerhalb der halboffenen Lebensräume .....	65
3.3.3 Aufnahme der Vegetationsstrukturen und der Entfernung zur Lebensraumgrenze .....	71
3.3.4 Modellierung und Simulation von Ausbreitungsprozessen.....	72

<b>4</b>	<b>Biodiversität der Untersuchungsflächen .....</b>	<b>80</b>
4.1	Vegetation und Standorteigenschaften der Untersuchungsgebiete .....	80
4.1.1	Lebensräume bodensaurer Standorte (Lüneburger Heide und Grünes Band).....	80
4.1.2	Lebensräume auf Kalkgestein (Schwäbische Alb).....	90
4.1.3	Auenlebensräume (Elbtalaue) .....	99
4.1.4	Vegetation der halboffenen Lebensräume im Vergleich zu Wald und Offenland .....	104
4.1.5	Struktur und Dynamik.....	110
4.2	Epigäische Fauna .....	116
4.2.1	Fangergebnisse.....	116
4.2.2	Lebensräume bodensaurer Standorte (Lüneburger Heide und Lausitz).....	121
4.2.3	Lebensräume auf Kalkgestein (Schwäbische Alb).....	145
<b>5</b>	<b>Etablierung von Pflanzenarten in halboffenen Lebensräumen .....</b>	<b>157</b>
5.1	Lebensräume bodensaurer Standorte (Lüneburger Heide und Grünes Band) ...	157
5.1.1	Rekrutierung von Keimlingen auf bodensauren Standorten .....	157
5.1.2	Etablierung der Jungpflanzen auf bodensauren Standorten .....	161
5.1.3	Wirkung von Licht und Bodenbearbeitung auf die Rekrutierung und Etablierung auf bodensauren Standorten.....	166
5.2	Lebensräume auf Kalkgestein (Schwäbische Alb) .....	166
5.2.1	Rekrutierung von Keimlingen auf Kalkgestein.....	166
5.2.2	Etablierung der Jungpflanzen auf Kalkgestein.....	169
5.2.3	Wirkung von Licht und Bodenbearbeitung auf die Rekrutierung und Etablierung auf Kalkgestein .....	172
5.3	Rekrutierung und Etablierung von Offenland- und Waldarten in halboffenen Lebensräumen.....	172
<b>6</b>	<b>Ausbreitung von Laufkäfern in halboffenen Lebensräumen .....</b>	<b>182</b>
6.1	Modellierung von Ausbreitungsprozessen der stenotopen Offenlandart <i>Poecilus lepidus</i> und der stenotopen Waldart <i>Carabus glabratus</i> in der Lüneburger Heide .....	182
6.2	Fang-Wiederfang Experiment im Grünen Band. Die Funktion eines halboffenen Korridors im Vergleich zu einem klassischen Waldkorridor.....	184

6.3	Einfluss des Mikrohabitats auf das Vorkommen der stenotopen Offenlandart <i>Poecilus lepidus</i> und der stenotopen Waldart <i>Carabus glabratus</i> im halboffenen Lebensraum.....	193
<b>7</b>	<b>Simulation der Ausbreitung stenotoper, flugunfähiger Laufkäfer .....</b>	<b>197</b>
<b>8</b>	<b>Schlussfolgerungen zur Leistungsfähigkeit halboffener Verbundkorridore und ihrer naturschutzbiologischen Bedeutung – Kenntnisstand und weiterer Forschungsbedarf.....</b>	<b>207</b>
<b>9</b>	<b>Allgemeines Leitbild für halboffene Verbundkorridore .....</b>	<b>210</b>
<b>10</b>	<b>Für welche Lebensräume und landschaftlichen Voraussetzungen macht ein halboffener Verbundkorridor Sinn? .....</b>	<b>214</b>
<b>11</b>	<b>Praxisbeispiel: Halboffene Korridore entlang des Grünen Bandes Deutschland .....</b>	<b>216</b>
11.1	Das länderübergreifende Biotopverbundsystem Grünes Band .....	216
11.1.1	Bestandsaufnahmen der Biotoptypenausstattung im Grünen Band .....	218
11.1.2	Leitbild Grünes Band – Oberziel „Halboffener Zustand“ .....	219
11.2	Beispiele für potenzielle halboffene Korridore entlang des Grünen Bandes .....	222
11.2.1	Methode zur Ermittlung potenzieller halboffener Korridore .....	222
11.2.2	Beispiele für potenzielle halboffene Korridore .....	224
11.2.3	Diskussion der Ergebnisse – Ermittlung potenzieller halboffener Korridore .....	229
11.3	Offenhaltung des Grünen Bandes – Praxisbeispiel Arendsee-Salzwedel von Bömenzien nördlich Arendsee bis zur Jeetze bei Salzwedel .....	229
11.3.1	Eindämmung der Kiefern Sukzession im Waldbereich – Das Grüne Band nördlich Arendsee .....	229
11.3.2	Extensivierung im Offenland – das Grüne Band bei Salzwedel .....	238
11.3.3	Diskussion der Ergebnisse – Umsetzungsmaßnahmen Grünes Band Arendsee – Salzwedel .....	242
11.4	Ausblick.....	243
<b>12</b>	<b>Allgemeine Darstellung für den praktischen Naturschutz.....</b>	<b>246</b>
12.1	Management von Korridoren.....	246
12.1.1	Gehölzentnahme.....	246
12.1.2	Beweidung .....	248
12.1.3	Manuelle und maschinelle Mahd und Erzeugung von offenen Bodenstellen.....	249
12.2	Neuanlage von halboffenen Korridoren.....	250

12.3	Kosten bei der Schaffung und dem Management halboffener Korridore .....	251
12.4	Rechtliche Grundlagen (Waldauflichtung, Waldweide).....	252
12.5	Langfristige finanzielle Sicherung – Agrarförderung.....	252
<b>13</b>	<b>Bedeutung halboffener Verbundkorridore im Kontext des länderübergreifenden Biotopverbunds.....</b>	<b>254</b>
<b>14</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>259</b>
<b>Appendix</b>	<b>.....</b>	<b>276</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Halboffener Korridor im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. ....	31
Abb. 2:	Standorte der fünf Untersuchungsgebiete.....	35
Abb. 3:	Halboffener Lebensraum mit Stieleichen, Kiefern und hohem Besenheidebewuchs in der Lüneburger Heide.....	39
Abb. 4:	Halboffener Lebensraum mit Stieleichen, Kiefern, Birken und krautigem Bewuchs in der Lüneburger Heide.....	39
Abb. 5:	Klimadaten des Untersuchungsgebiets Lüneburger Heide.....	40
Abb. 6:	Offene Heidefläche mit Kiefernstrukturen im Grünen Band.....	42
Abb. 7:	Halboffener Lebensraum mit Kiefernaufwuchs im Grünen Band.....	42
Abb. 8:	Klimadaten des Untersuchungsgebiets Grünes Band.....	43
Abb. 9:	Halboffener Lebensraum mit jungem Kiefern- und Birkenbewuchs auf Rohboden mit <i>Calluna vulgaris</i> -Bewuchs in der Lausitz.....	45
Abb. 10:	Klimadaten des Untersuchungsgebiets Lausitz.....	46
Abb. 11:	Halboffener Lebensraum mit Halbtrockenrasen und teilweiser Verbuschung mit Schlehen, Wacholder und Stieleichen auf der Schwäbischen Alb.....	47
Abb. 12:	Klimadaten des Untersuchungsgebiets Schwäbische Alb. ....	48
Abb. 13:	Halboffener Lebensraum mit verschiedenen <i>Salix</i> -Arten in der Weichholzaue der Elbtalau. ....	50
Abb. 14:	Klimadaten zum Untersuchungsgebiet Elbtalau. ....	50
Abb. 15:	Aufnahmefläche (Vegetation) in einem Buchenwald auf der Schwäbischen Alb.....	53
Abb. 16:	Aufnahmefläche (Vegetation) auf einem Halbtrockenrasen auf der Schwäbischen Alb.....	53
Abb. 17:	Erfassung der Gehölzstrukturen mit dem terrestrischen Laserscanner.....	55
Abb. 18:	Grafische Darstellung zur Unterscheidung der „hellen“ und „dunklen“ Bereiche in halboffenen Korridorflächen.....	56
Abb. 19:	Design des Ansaat- und Anpflanzungsexperiments. ....	57
Abb. 20:	Mahd der Vegetation vor der Aussaat der Samen bzw. der Anpflanzung der Jungpflanzen.....	57
Abb. 21:	Geplagte Quadrate mit abgetragenen Oberboden vor der Aussaat der Samen bzw. der Anpflanzung der Jungpflanzen. ....	58
Abb. 22:	Experimenteller Plot in der Lüneburger Heide mit Absteckung der gemähten und geplagten Quadrate für Samen und Jungpflanzen.....	59



Abb. 23:	Falldesign zur Erfassung der Laufkäfer- und Spinnenfauna.....	62
Abb. 24:	Reptilienblech in offener <i>Calluna</i> -Heide in der Lüneburger Heide. ....	63
Abb. 25:	Markierung der Käferflügeldecken im Rahmen der Fang- Wiederfang Experimente.....	66
Abb. 26:	Fallenfelder (2013) der Fang-Wiederfang Untersuchungsflächen Lüneburger Heide.....	67
Abb. 27:	Fallenfeld (2014) der Fang-Wiederfang Untersuchungsflächen Lüneburger Heide.....	68
Abb. 28:	Sattelitenaufnahme der Fang-Wiederfang Untersuchungsfläche Grünes Band.....	70
Abb. 29:	Fallenfeld (2014) der Fang-Wiederfang Untersuchungsfläche Grünes Band.....	71
Abb. 30:	Beispiel einer virtuellen Landschaft zur Kalibrierung der Modell- simulation. ....	75
Abb. 31:	Modellbasierte Landschaftsmatrizen zur Simulation der Ausbreitungsprozesse der Waldart <i>Carabus glabratus</i> . ....	78
Abb. 32:	Modellbasierte Landschaftsmatrizen zur Simulation der Ausbreitungsprozesse der Offenland- und Waldart.....	79
Abb. 33:	DCA Ordination der Vegetationsaufnahmen aus der Lüneburger Heide.....	82
Abb. 34:	DCA Ordination der Vegetationsaufnahmen aus dem Grünen Band.....	83
Abb. 35:	Arten bodensaurer Standorte: <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> und <i>Hieracium murorum</i> .....	84
Abb. 36:	Kronenschluss in den Lebensraumtypen in der Lüneburger Heide.....	86
Abb. 37:	Deckungsgrad der Baumkronen in der Lüneburger Heide. ....	86
Abb. 38:	Kronenschluss in den Lebensraumtypen im Grünen Band.....	87
Abb. 39:	Deckungsgrad der Baumkronen im Grünen Band.....	87
Abb. 40:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Lichtzahlen in den Lebensraumtypen der Lüneburger Heide.....	88
Abb. 41:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Lichtzahlen in den Lebensraumtypen des Grünen Bandes.....	88
Abb. 42:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Feuchtezahlen in den Lebensraumtypen der Lüneburger Heide..	89
Abb. 43:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Feuchtezahlen in den Lebensraumtypen des Grünen Bandes.....	90
Abb. 44:	Arten der kalkreichen Standorte.....	94
Abb. 45:	DCA Ordination der Vegetationsaufnahmen von der Schwäbischen Alb....	95

Abb. 46:	Kronenschluss in den Lebensraumtypen der Schwäbischen Alb. ....	96
Abb. 47:	Deckungsgrad der Baumkronen auf der Schwäbischen Alb. ....	97
Abb. 48:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Lichtzahlen in den Lebensraumtypen der Schwäbischen Alb. ....	98
Abb. 49:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Feuchtezahlen in den Lebensraumtypen der Schwäbischen Alb. ....	98
Abb. 50:	Lebensraumstrukturen der Auenlebensräume: Weichholzaue, halboffene Gehölzstrukturen. ....	99
Abb. 51:	DCA Ordination der Vegetationsaufnahmen der Elbtalaue. ....	101
Abb. 52:	Kronenschluss in den Lebensraumtypen der Elbtalaue. ....	102
Abb. 53:	Deckungsgrad der Baumkronen in der Elbtalaue. ....	102
Abb. 54:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Lichtzahlen in den Lebensraumtypen der Elbtalaue. ....	103
Abb. 55:	Häufigkeitsverteilung der Anzahl an Arten mit verschiedenen Ellenberg-Feuchtezahlen in den Lebensraumtypen der Elbtalaue. ....	103
Abb. 56:	Diasporengewicht der Offenland- und Waldarten der bodensauren Standorte. ....	105
Abb. 57:	Ranking Index von Anemochorie und Epizoochorie auf den bodensauren Standorten. ....	106
Abb. 58:	Diasporengewicht der Offenland- und Waldarten der kalkreichen Standorte. ....	107
Abb. 59:	Ranking Index von Anemochorie und Epizoochorie auf den kalkreichen Standorten. ....	108
Abb. 60:	Ranking Index von Anemochorie und Epizoochorie in den Auenlandschaften. ....	109
Abb. 61:	Ranking Index von Hydrochorie in den Auenlandschaften. ....	110
Abb. 62:	Stammverteilungsplan und Kronenprojektionsflächen in den halb- offenen Lebensräumen und angrenzenden Waldbeständen in den drei Untersuchungsflächen der Lüneburger Heide. ....	112
Abb. 63:	Verteilung der Baumhöhen und Kronenprojektionsflächen in den halboffenen Lebensräumen und angrenzenden Waldbeständen in den drei Untersuchungsflächen der Lüneburger Heide. ....	113
Abb. 64:	Verteilung des Holzvolumens der Einzelbäume in den halboffenen Lebensräumen und angrenzenden Waldbeständen in drei Untersuchungsflächen der Lüneburger Heide. ....	114

Abb. 65:	Exponentieller Zusammenhang zwischen Brusthöhendurchmesser bzw. Baumhöhe und Holzvolumen in den halboffenen Lebensräumen der drei Untersuchungsflächen in der Lüneburger Heide.....	115
Abb. 66:	Zusammenhang zwischen Baumalter und Holzvolumen in den halboffenen Lebensräumen der drei Untersuchungsflächen in der Lüneburger Heide.....	115
Abb. 67:	Vergleich der mittleren Artenzahl und mittleren Aktivitätsdichte der Laufkäfer zwischen den Lebensraumtypen .....	117
Abb. 68:	Vergleich der mittleren Artenzahl und mittleren Aktivitätsdichte der Spinnen zwischen den Lebensraumtypen.....	120
Abb. 69:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Laufkäferarten auf die verschiedenen Lebensraumtypen in der Lüneburger Heide.....	123
Abb. 70:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Laufkäferarten auf die verschiedenen Lebensraumtypen in der Lausitz.....	124
Abb. 71:	Mittlere Aktivitätsdichten der stenotopen Laufkäferarten <i>Carabus nitens</i> , <i>Bradycellus ruficollis</i> und <i>Bembidion nigricorne</i> .....	125
Abb. 72:	Mittlere Aktivitätsdichten der stenotopen Laufkäferarten <i>Carabus glabratus</i> und <i>Carabus violaceus</i> .....	127
Abb. 73:	Mittlere Aktivitätsdichten der Laufkäferart <i>Amara makolskii</i> und des Waldlaufkäfers <i>Carabus problematicus</i> .....	129
Abb. 74:	Verteilung der Aktivitätsdichten des Waldlaufkäfers <i>Carabus problematicus</i> .....	130
Abb. 75:	Mittlere Aktivitätsdichten der Spinnenarten <i>Gnaphosa leporina</i> und <i>Alopecosa cursor</i> .....	131
Abb. 76:	Männliches und weibliches Individuum von <i>Eresus kollari</i> .....	132
Abb. 77:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Spinnenarten auf die verschiedenen Lebensraumtypen in der Lüneburger Heide.....	133
Abb. 78:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Spinnenarten auf die verschiedenen Lebensraumtypen in der Lausitz.....	134
Abb. 79:	Mittlere Aktivitätsdichten der Spinnenarten <i>Abacoproeces saltuum</i> und <i>Atypus affinis</i> .....	136
Abb. 80:	Männliches Individuum von <i>Atypus affinis</i> .....	136
Abb. 81:	Mittlere Aktivitätsdichten der Spinnenarten <i>Alopecosa inquilina</i> und <i>Gnaphosa bicolor</i> .....	137
Abb. 82:	Mittlere Aktivitätsdichten der Spinnenart <i>Xerolycosa nemoralis</i> .....	138
Abb. 83:	Abwesenheit und Anwesenheit der Waldlaufkäferarten <i>Carabus glabratus</i> , <i>Abax parallelepipedus</i> , <i>Carabus violaceus</i> und <i>Carabus problematicus</i> .....	140

Abb. 84:	Abwesenheit und Anwesenheit der Offenlandlaufkäferarten <i>Carabus nitens</i> , <i>Poecilus lepidus</i> , <i>Calathus fuscipes</i> und <i>Poecilus versicolor</i> .....	140
Abb. 85:	DCA Ordination der Laufkäferfauna sowie der Spinnenfauna in der Lüneburger Heide und der Lausitz .....	142
Abb. 86:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Laufkäferarten in den verschiedenen Lebensraumtypen der Schwäbischen Alb .....	146
Abb. 87:	Mittlere Aktivitätsdichte der Laufkäferarten <i>Brachinus crepitans</i> und <i>Harpalus dimidiatus</i> .....	147
Abb. 88:	Mittlere Aktivitätsdichte der Laufkäferarten <i>Carabus irregularis</i> und <i>Abax parallelepipedus</i> .....	148
Abb. 89:	Mittlere Aktivitätsdichte des Sandlaufkäfers <i>Cicindela campestris</i> und des Laufkäfers <i>Carabus problematicus</i> .....	149
Abb. 90:	Verteilung der Aktivitätsdichten der 50 häufigsten Spinnenarten in den verschiedenen Lebensraumtypen der Schwäbischen Alb .....	151
Abb. 91:	Mittlere Aktivitätsdichte der Spinnenarten <i>Artosa figurata</i> und <i>Pardosa saltans</i> .....	152
Abb. 92:	Mittlere Aktivitätsdichte der Spinnenarten <i>Xerolycosa nemoralis</i> und <i>Pardosa riparia</i> .....	153
Abb. 93:	Verteilung der Aktivitätsdichten der euryöken Spinnenart <i>Trochosa terricola</i> .....	153
Abb. 94:	DCA Ordination der Laufkäfer- und Spinnenfauna der drei Lebensraumtypen auf der Schwäbischen Alb .....	154
Abb. 95:	<i>Luzula multiflora</i> in den Versuchsflächen der Lüneburger Heide .....	159
Abb. 96:	<i>Veronica officinalis</i> in den Versuchsflächen der Lüneburger Heide .....	160
Abb. 97:	<i>Jasione montana</i> in den Versuchsflächen der Lüneburger Heide .....	160
Abb. 98:	<i>Vaccinium myrtillus</i> in den Versuchsflächen der Lüneburger Heide .....	161
Abb. 99:	Überlebensrate der Jungpflanzen (2013 - 2015) in der Lüneburger Heide .....	162
Abb. 100:	Überlebensrate der Jungpflanzen (2014 und 2015) in der Lüneburger Heide .....	162
Abb. 101:	<i>Thymus serpyllum</i> in der Lüneburger Heide .....	163
Abb. 102:	<i>Hieracium murorum</i> in der Lüneburger Heide .....	163
Abb. 103:	<i>Luzula multiflora</i> in der Lüneburger Heide .....	163
Abb. 104:	Überlebensrate der Jungpflanzen (2013 und 2014) im Grünen Band .....	164
Abb. 105:	Überlebensrate der Jungpflanzen (2014) im Grünen Band .....	165
Abb. 106:	<i>Hieracium pilosella</i> im Grünen Band .....	165

Abb. 107: <i>Luzula multiflora</i> mit Blütenbildung im Grünen Band.....	166
Abb. 108: <i>Prunella grandiflora</i> in der Schwäbischen Alb .....	168
Abb. 109: <i>Stachys officinalis</i> in der Schwäbischen Alb.....	169
Abb. 110: <i>Astrantia major</i> in der Schwäbischen Alb.....	169
Abb. 111: Überlebensrate der Jungpflanzen (2013 und 2014) Schwäbische Alb .....	170
Abb. 112: Überlebensrate der Jungpflanzen (2014) Schwäbische Alb .....	170
Abb. 113: <i>Prunella grandiflora</i> in der Schwäbischen Alb .....	171
Abb. 114: <i>Primula elatior</i> mit Blütenbildung in der Schwäbischen Alb .....	171
Abb. 115: <i>Briza media</i> mit Blütenbildung in der Schwäbischen Alb.....	171
Abb. 116: Experimenteller Plot mit dichter Laubschicht in der Lüneburger Heide....	178
Abb. 117: Vergeilung von <i>Primula elatior</i> auf der Schwäbischen Alb. ....	179
Abb. 118: Heller experimenteller Plot im Grünen Band. ....	179
Abb. 119: Dunkler experimenteller Plot im Grünen Band. ....	180
Abb. 120: Verteilung der stenotopen Laufkäferart des Offenlands <i>Poecilus lepidus</i> .182	
Abb. 121: Verteilung der stenotopen Laufkäferart des Waldes <i>Carabus glabratus</i> ...183	
Abb. 122: Ausbreitungswege der Laufkäferarten <i>Poecilus lepidus</i> und <i>Brosicus cephalotes</i> aus dem Fang-Wiederfang Experiment im Grünen Band. ....	187
Abb. 123: Ausbreitungswege der Laufkäferarten <i>Carabus hortensis</i> und <i>Carabus coriaceus</i> aus dem Fang-Wiederfang Experiment im Grünen Band. ....	191
Abb. 124: Einfluss der Mikrohabitatparameter auf das Vorkommen der stenotopen Offenlandart <i>Poecilus lepidus</i> .....	194
Abb. 125: Einfluss von vier Mikrohabitatparametern auf das Vorkommen der stenotopen Waldart <i>Carabus glabratus</i> .....	195
Abb. 126: Effekt der Korridorbreite auf die simulierte Individuenzahl und maximal zurückgelegte Distanz von <i>Poecilus lepidus</i> .....	197
Abb. 127: Effekt der Korridorbreite auf die simulierte Individuenzahl und maximal zurückgelegte Distanz von <i>Carabus glabratus</i> .....	198
Abb. 128: Generierung der virtuellen Landschaftskarte für die Simulationen.....	201
Abb. 129: Virtuelle Landschaftskarten der Simulationen. ....	202
Abb. 130: Repräsentative Simulationsergebnisse für <i>Carabus glabratus</i> . ....	204
Abb. 131: Repräsentative Simulationsergebnisse für <i>Poecilus lepidus</i> . ....	206
Abb. 132: Aufbau ehemalige innerdeutsche Grenze und Karte „Verlauf Grünes Band Deutschland“ .....	216

Abb. 133: Beispiele für den Verlauf des Grünen Bandes als halboffene Biotopstruktur in intensiv genutzter Agrarlandschaft. ....	220
Abb. 134: Satellitenbild des Grünen Bandes bei Gompershausen. ....	225
Abb. 135: Das Grüne Band zwischen dem NSG „Trockenrasen am Kapellenberg“ und dem NSG „Schlechtsarter Schweiz“. ....	226
Abb. 136: Luftbild (2011) des Grünen Bandes Thüringen-Bayern. ....	227
Abb. 137: Karte aus dem Bereich „Ifta-Süd“ mit Ergebnissen aus der Biotoptypenkartierung 2012 sowie hinterlegtem Luftbild. ....	228
Abb. 138: Das Grüne Band an der Wirler Spitze. ....	230
Abb. 139: Kiefernjungaufwuchs im Grünen Band bei Bömenzien 2014. ....	231
Abb. 140: Reste einer offenen Binnendüne an der Wirler Spitze mit Grenzpfosten...	232
Abb. 141: Ziegenmelkerküken ( <i>Caprimulgus europaeus</i> ) Juli 2013, Wirler Spitze...	233
Abb. 142: Heideentwicklung auf der 2013 freigestellten Fläche im Grünen Band....	234
Abb. 143: Entnahme von Jungkiefern aus dem Grünen Band 2013.....	235
Abb. 144: Aufgelichteter Kiefernbestand im Grünen Band bei Bömenzien, 2016. ....	235
Abb. 145: Entfernung der Nadelstreu im Grünen Band. ....	236
Abb. 146: Eisenfarbiger Samtfalter ( <i>Hipparchia statilinus</i> ). ....	236
Abb. 147: Neu angelegtes Laichgewässer für Kreuzkröten im Grünen Band .....	237
Abb. 148: Laichgewässer mit Kaulquappen im Mai 2015. ....	237
Abb. 149: Luftaufnahme des aufgelichteten Gehölzriegels im Grünen Band.....	239
Abb. 150: Bruterfolg des Braunkehlchens 2015 im Grünen Band in der Modellregion Arendsee.....	241
Abb. 151: Das Grüne Band bei Seebenau westlich von Salzwedel, Sachsen-Anhalt...242	

## Bildnachweise

Alle Bilder unterliegen, sofern nicht anders angegeben, dem Copyright © des Institutes für Ökologie, Leuphana Universität Lüneburg

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht der Untersuchungsgebiete.....	36
Tab. 2:	Zeitpunkte der Etablierung der experimentellen Untersuchungsflächen, Aussaat der Samen und Ausbringung der Jungpflanzen beider Versuchsreihen.....	59
Tab. 3:	Stenöke Offenland- und Waldarten, welche für das Etablierungsexperiment ausgewählt wurden.....	60
Tab. 4:	Anzahl der bearbeiteten tierökologischen Untersuchungsflächen in der Lüneburger Heide, Lausitz und Schwäbischen Alb.....	62
Tab. 5:	Untersuchungsflächen der Fang-Wiederauffang Experimente in der Lüneburger Heide und im Grünen Band.....	69
Tab. 6:	Übersicht der im Umfeld jeder Bodenfalle aufgenommenen Vegetations- und Entfernungsparameter.....	72
Tab. 7:	Aktivitätsperiode, Populationsdichte und maximale Ausbreitung pro Tag zweier Laufkäferarten.....	73
Tab. 8:	Übergangswahrscheinlichkeit, mit der ein Individuum der stenotopen Waldart <i>Carabus glabratus</i> in einen anderen Lebensraum hinein wandert.....	74
Tab. 9:	Übergangswahrscheinlichkeit, mit der ein Individuum der stenotopen Offenlandart <i>Poecilus lepidus</i> in einen anderen Lebensraum hinein wandert.....	74
Tab. 10:	Stetigkeit der aufgenommenen Pflanzenarten in der Lüneburger Heide, die sich einem oder mehreren Typen zuordnen lassen.....	81
Tab. 11:	Stetigkeit der aufgenommenen Pflanzenarten aus dem Grünen Band, die sich einem oder mehreren Typen zuordnen lassen.....	84
Tab. 12:	Bodencharakteristika der Lebensräume der Lüneburger Heide: pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff – Stickstoff Verhältnis (C/N).....	85
Tab. 13:	Bodencharakteristika der Lebensräume im Grünen Band: pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff – Stickstoff Verhältnis (C/N).....	85
Tab. 14:	Stetigkeit der aufgenommenen Pflanzenarten auf der Schwäbischen Alb, die sich einem oder mehreren Typen zuordnen lassen.....	91
Tab. 15:	Bodencharakteristika der Lebensräume auf der Schwäbischen Alb: pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff – Stickstoff Verhältnis (C/N).....	96
Tab. 16:	Stetigkeit der aufgenommenen Pflanzenarten in der Elbtalaue, die sich einem oder mehreren Typen zuordnen lassen.....	100
Tab. 17:	Bodencharakteristika der Lebensräume der Elbtalaue: pH-Wert, Basensättigung, Kohlenstoff – Stickstoff Verhältnis (C/N).....	101

Tab. 18:	Kennwerte der Gehölzstruktur in den halboffenen Lebensräumen und angrenzenden Waldbeständen in der Lüneburger Heide. ....	111
Tab. 19:	Übersicht der Aktivitätsdichten und Artenzahlen der gefangenen adulten Laufkäfer und Spinnen in den Untersuchungsgebieten. ....	116
Tab. 20:	Anzahl der nachgewiesenen Laufkäfer- und Spinnenarten, sortiert nach Gefährdungskategorien der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland. ....	116
Tab. 21:	Aktivitätsdichten der nachgewiesenen Laufkäferarten, mit einer Gefährdungskategorie der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland von 1 bis 3, in den Untersuchungsgebieten. ....	118
Tab. 22:	Aktivitätsdichten der nachgewiesenen Spinnenarten, mit einer Gefährdungskategorie der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland von 1 bis 3, in den Untersuchungsgebieten. ....	119
Tab. 23:	Aktivitätsdichten der nachgewiesenen Reptilienarten in den Untersuchungsgebieten. ....	121
Tab. 24:	Verteilung der Aktivitätsdichten der Reptilienarten auf die verschiedenen Lebensraumtypen. ....	139
Tab. 25:	Korrelationen der Aktivitätsdichten ausgewählter Laufkäferarten mit der Vegetationsstruktur und der Entfernung zu den Bodenfallen in den halboffenen Lebensräumen der Lüneburger Heide. ....	143
Tab. 26:	Korrelationen der Aktivitätsdichten ausgewählter Spinnenarten mit der Vegetationsstruktur und der Entfernung zu den Bodenfallen in den halboffenen Lebensräumen der Lüneburger Heide. ....	144
Tab. 27:	Korrelationen der Aktivitätsdichten ausgewählter Laufkäferarten mit der Vegetationsstruktur und Entfernung zu Bodenfallen in den halboffenen Lebensräumen der Schwäbischen Alb. ....	155
Tab. 28:	Korrelationen der Aktivitätsdichten ausgewählter Spinnenarten mit der Vegetationsstruktur und der Entfernung zu Bodenfallen in den halboffenen Lebensräumen der Schwäbischen Alb. ....	155
Tab. 29:	Mittlere Anzahl an Keimlingen, die sich in den Untersuchungsgebieten Lüneburger Heide und im Grünen Band entwickelten und bis zum Ende der Vegetationsperiode überlebten. ....	158
Tab. 30:	Mittlere Anzahl an Keimlingen des ersten Ansaatversuchs in den Jahren 2013 und 2014 auf den Versuchsflächen der Lüneburger Heide und im Grünen Band. ....	159
Tab. 31:	Mittlere Anzahl an Keimlingen, die sich im Untersuchungsgebiet Schwäbische Alb entwickelten und bis zum Ende der Vegetationsperiode überlebten. ....	167
Tab. 32:	Mittlere Anzahl an Keimlingen des ersten Ansaatversuchs in den Jahren 2013 und 2014 auf den Versuchsflächen der Schwäbischen Alb ...	168



Tab. 33:	Keimungs- und Etablierungserfolg der verwendeten Pflanzenarten auf den bodensauren Versuchsflächen.....	174
Tab. 34:	Keimungs- und Etablierungserfolg der verwendeten Pflanzenarten auf den kalkreichen Versuchsflächen der Schwäbischen Alb. ....	176
Tab. 35:	Anteil der gefangenen stenotopen Offenlandarten <i>Poecilus lepidus</i> und <i>Broscus cephalotes</i> .....	185
Tab. 36:	Anteil der wiedergefangenen Individuen der stenotopen Offenlandarten <i>Poecilus lepidus</i> und <i>Broscus cephalotes</i> .....	185
Tab. 37:	Anteil der gefangenen stenotopen Waldarten <i>Carabus hortensis</i> und <i>Carabus coriaceus</i> .....	189
Tab. 38:	Anteil der wiedergefangenen Individuen der stenotopen Waldarten <i>Carabus hortensis</i> sowie <i>Carabus coriaceus</i> .....	189

## Vorwort

Im Zuge der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahre 2002 wurde die Etablierung eines länderübergreifenden Biotopverbundes auf mindestens 10 % der Landesfläche als Auftrag an die Bundesländer verpflichtend vorgeschrieben. Dieser Biotopverbund umfasst danach neben den Kernflächen und Verbindungselementen (Trittsteinen) vor allem auch Verbindungsflächen (Korridore). Die Wirksamkeit vor allem großer Kernflächen im Hinblick auf den Schutz der biologischen Vielfalt ist dabei im Wesentlichen unbestritten. Deutlich unsicherer ist es demgegenüber, allgemeingültige Aussagen zur Funktionsfähigkeit von Korridoren zu treffen. Entsprechend ist die Frage nur schwer zu beantworten, wie diese auszugestaltet sind, damit sie für aus Naturschutzsicht relevante Arten auch die angestrebte Vernetzungsfunktion erreichen. Grundsätzlich gilt, dass sich über Korridore nur gleichartige Ökosysteme vernetzen lassen. Problematisch wird es dann, wenn sich z. B. Wald- und Offenlandkorridore kreuzen oder eigentlich parallel zueinander zu entwickeln wären. Solche Korridore können dann wechselseitig eine Barrierewirkung für die Arten mit den jeweils anderen ökologischen Ansprüchen darstellen. Dieses Problem tritt regelmäßig in Kulturlandschaften auf, da diese typischerweise ein Mosaik aus offenland- und gehölzgeprägten Biotopen darstellen.

Ein möglicher Lösungsansatz könnte sein, halboffene Korridore zu entwickeln. Das Konzept halboffener Verbundkorridore orientiert sich an natürlichen Wald-Offenland-Übergängen einerseits sowie andererseits an solchen Biotoptypen, die sich aus traditionellen Landnutzungsformen entwickelt haben und einen halboffenen Charakter aufweisen. Dies sind zum Beispiel stufig entwickelte Waldränder, Wachholderheiden, Hutewälder oder halboffene Weidelandchaften. Im Fokus des hier dokumentierten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens stand daher die Frage, inwieweit das Konzept der halboffenen (Weide-) Landschaften auch für die Vernetzung von Lebensräumen von Bedeutung ist und damit durch die halboffene Ausgestaltung von Verbundkorridoren die Ausbreitung sowohl von typischen Waldarten als auch von Arten des Offenlands zwischen (isolierten) Habitatsinseln wirksam unterstützt werden kann.

Die Forschungsergebnisse belegen am Beispiel von exemplarisch ausgewählten Pflanzenarten und Arthropodengruppen, dass bei entsprechender struktureller Qualität bzw. geeignetem Management halboffene Korridore wirksame Instrumente zur Etablierung des Biotopverbunds darstellen können. Die Ergebnisse belegen zudem die generelle Wirksamkeit von Korridoren.

Dieses Forschungsvorhaben stellt aus Sicht des Bundesamts für Naturschutz insgesamt ein gelungenes Beispiel für die Verknüpfung empirischer Freilandforschung mit praktischen Anforderungen des Naturschutzes dar, in dem nicht nur die wissenschaftlichen Ergebnisse dokumentiert werden, sondern daraus auch konkrete Handlungsempfehlungen für die Praxis abgeleitet werden (Kapitel 9 bis 13).

Prof. Dr. Beate Jessel  
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz



# 1 Einleitung

Die fortschreitende Zerschneidung und Fragmentierung der Landschaft, insbesondere in weiten Teilen West- und Mitteleuropas, führt zu einer zunehmenden Isolation der verbleibenden Lebensräume der heimischen Arten. Dies erschwert durch die Bildung von Barrieren die Ausbreitung der heimischen Tier- und Pflanzenarten in vielen Kulturlandschaften und die Nutzung unterschiedlicher Teilhabitate. So entstehen isolierte Habitate mit Populationen, zwischen denen vielfach ein effektiver Genfluss unterbleibt und somit eine genetische Erosion einsetzen kann (DREES et al. 2011, HEDRICK 2001, KRAMER & HAVENS 2009). Damit erhöht sich die Aussterbewahrscheinlichkeit dieser Arten (ALLENDORF & LUIKART 2007, FRANKHAM et al. 2009, SCHLEUNING & MATTHIES 2009). Solche Prozesse führen zu einer genetischen Verarmung der betroffenen Populationen und langfristig somit zu einem Verlust an Biodiversität in Kulturlandschaften. Stenotope Arten mit engen Habitatansprüchen und geringem Ausbreitungsvermögen sind von den Folgen einer Lebensraumfragmentierung in intensiv genutzten Kulturlandschaften besonders betroffen (z.B. CARROL & FOX 2008).

Eine großräumige Vernetzung von Lebensräumen ist somit eine entscheidende Voraussetzung für einen langfristigen Erhalt und den Schutz von Biodiversität in Kulturlandschaften. Für isoliert liegende Habitatinseln bedeutet dies, dass sie durch geeignete Ausbreitungswege oder „Korridore“ vernetzt werden müssen, um so einen genetischen Austausch zwischen Populationen verschiedener Habitatinseln zu ermöglichen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es auch isolierter, jedoch hinreichend großer Populationen bedarf, damit Prozesse der Artbildung, die auf dem Prinzip der geographischen Isolation beruhen, ablaufen können (MAYR 1959).

Ausbreitungskorridore, welche auf die Vernetzung eines bestimmten Lebensraumtyps zielen, können jedoch zugleich eine Fragmentierung eines anderen Lebensraumtyps bewirken, wenn die typischen Arten in diesem Lebensraum stenök bzw. stenotop sind und sich im betreffenden Ausbreitungskorridor nicht etablieren können (dort also für sie ungeeignete Lebensraumbedingungen vorfinden). Dies ist beispielsweise der Fall, wenn isolierte Waldflächen durch Korridore wie Gebüschstreifen oder Gehölzhecken vernetzt werden sollen, welche für Offenlandarten wiederum – z.B. aufgrund ihrer Lichtansprüche – nicht oder wenig geeignete Lebensraumbedingungen bieten. Damit können sich im Rahmen einer – aus Naturschutzsicht zunächst gewünschten – „Biotopvernetzung“ Konflikte bezüglich der zu vernetzenden Lebensräume ergeben. Aus diesem Grund lassen sich viele aus Naturschutzsicht wertvolle Gebiete nicht mit Hilfe klassischer Ausbreitungskorridore vernetzen, obgleich dies unter fachlichen Gesichtspunkten notwendig wäre, z.B. zur Verbesserung des Genflusses oder um eine Wieder-/Neu-Etablierung von Populationen zu ermöglichen. Aus diesem Grund ist die Schaffung bzw. der Erhalt von Korridoren mit konnektiven Eigenschaften für ökologisch heterogene Artengruppen eine wichtige Voraussetzung für den langfristigen Erhalt der Biodiversität in Kulturlandschaften. Grundsätzlich gilt, dass sich über Korridore nur gleichartige Ökosysteme vernetzen lassen. Problematisch wird es dann, wenn sich z.B. Wald- und Offenland-

korridore kreuzen. Solche Korridore können dann wechselseitig eine Barriere für die Arten mit den jeweils anderen ökologischen Ansprüchen darstellen. Dieses Problem tritt regelmäßig in Kulturlandschaften auf, da diese ja typischerweise ein Mosaik aus offenland- und gehölzgeprägten Biotopen darstellen.

Ein möglicher Lösungsansatz könnte sein, halboffene Korridore zu entwickeln. Das Konzept halboffener Verbundkorridore orientiert sich an natürlichen Wald-Offenland-Übergängen einerseits, sowie andererseits an Biotoptypen, die sich aus traditionellen Landnutzungsformen entwickelt haben und einen halboffenen Charakter aufweisen. Dies sind zum Beispiel stufig entwickelte Waldränder, Wacholderheiden, Hutewälder oder halboffene Weidelandschaften.

Halboffene Landschaften, z.B. Weide- oder Hudelandschaften, waren in Mitteleuropa einst weit verbreitet, haben jedoch in der Vergangenheit – vorwiegend aus sozio-ökonomischen Gründen – einen starken Rückgang erfahren. Halboffene Landschaften beherbergen einen erheblichen Anteil der für Mitteleuropa typischen Biodiversität (BIGNAL & MACCRACKEN 1996, DOAZ et al. 1997, HARDING & ROSE 1986, PLIENINGER & WILLBRAND, 1999ff), und ihre Erhaltung ist somit ein wichtiges Anliegen des Naturschutzes. In der Vergangenheit war eine Erhaltung halboffener Landschaften oftmals mit hohen Kosten verbunden, da teils arbeitsintensive wie auch (maschinell) aufwendige Verfahren (z.B. Mahd, Gehölzentfernung, teils auch Oberbodenabtrag) eingesetzt wurden. Als Alternative zu den bisherigen Pflegeverfahren hat sich so das Konzept der „halboffenen Weidelandschaften“ entwickelt, in denen mittels verschiedener (bevorzugt robuster) Haustierrassen extensive Beweidungssysteme etabliert wurden. Wie jüngere Studien zeigen, kann das Konzept der halboffenen Weidelandschaften als kostengünstige Alternative zu den bislang eingesetzten und vielfach teureren Pflegeverfahren dienen (von OHEIMB et al. 2006). Halboffene Weidesysteme erlauben zugleich, ökonomischen wie auch ökologischen Erfordernissen (u.a. Sicherung schutzwürdiger Populationen von Offenlandarten) auf großer Fläche gleichermaßen Rechnung zu tragen. So fand das Konzept in den vergangenen Jahren eine zunehmende Akzeptanz im Naturschutz (BUNZELDRÜKE et al. 2009). Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass neben Arten der Offenlandschaften auch zahlreiche Tier- und Pflanzenarten der Wälder in halboffenen Weidelandschaften vorkommen, da sie aus einem kleinräumigen Mosaik aus Gebüsch, Baumgruppen und Offenbereichen bestehen und somit typische mittelalterliche Landschaften repräsentieren (FALKE et al. 2000). Einige Tierarten, die mit Bäumen assoziiert sind, präferieren sogar Habitatstrukturen, welche nicht Wäldern, aber halboffenen Landschaften eigen sind (z.B. der Eichenheldbock (*Cerambyx cerdo*); BUSE et al. 2007, 2008).

Eine Erhaltung der Biodiversität von Offen- und Waldlandschaften setzt zugleich voraus, dass diese stabile Populationen solcher Arten beherbergen, die in entsprechenden Lebensräumen langfristig geschützt werden sollen (BAKKER et al. 1996). Diese halboffenen Landschaften können somit als Übergänge zwischen zwei verschiedenen Lebensraumtypen dienen und repräsentieren eine verbindende Struktur zwischen Wald und

Offenland. Eine vor diesem Hintergrund zentrale, aber bislang unzureichend untersuchte Frage ist, inwieweit das Konzept der halboffenen (Weide-) Landschaften auch zur Vernetzung von Lebensräumen einsetzbar ist, damit die Ausbreitung von Arten zwischen (isolierten) Habitatsinseln (z.B. zwischen Offenland- und Waldhabitaten) wirksam unterstützt wird. Bei geeignetem Management haben halboffene Lebensräume mit den für sie charakteristischen „weichen“ Übergängen („Ökotonen“) zwischen Offenlandschaften und Wäldern somit das Potenzial, als Ausbreitungskorridor für stenotope/stenöke Offenland- und Waldarten gleichermaßen zu dienen. Damit könnten halboffene Lebensräume als „Ausbreitungskorridore“ eingesetzt werden und den oben skizzierten Konflikt im Rahmen einer Biotopvernetzung auflösen.

Im F+E-Vorhaben „Ökologische Funktion von halboffenen Verbundkorridoren“ wurde untersucht, ob halboffene Landschaften – als „halboffene Korridore“ – Wald- und Offenlandarten mit jeweils sehr spezifischen Habitatansprüchen gleichermaßen als Lebensraum oder „stepping stone“ dienen können und somit wirksam zu einer Vernetzung verschiedener Lebensraumtypen in Kulturlandschaften beitragen können. Die wichtigsten Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens werden im Folgenden vorgestellt und bzgl. ihrer Anwendbarkeit in der Naturschutzpraxis bewertet.

## **2 Fragmentierung, Korridore und halboffene Lebensräume**

### **2.1 Auswirkungen der Fragmentierung auf Populationen, Arten und Lebensgemeinschaften und die Probleme bei der Vernetzung**

Im Allgemeinen stellt der Verlust von Lebensräumen die Hauptursache für den Rückgang von Biodiversität dar. Insbesondere die Umwandlung von ursprünglichen Lebensräumen, zum Beispiel von Wald in Acker, führt zu einem zunächst lokalen Verlust von solchen Arten, die an diese Habitats gebunden sind. Die Zerstörung von Lebensräumen erfolgt in der Regel jedoch nicht so, dass die betreffenden Lebensräume vollständig umgewandelt werden. Insbesondere in Kulturlandschaften verbleiben meistens Reste ursprünglich großflächiger Lebensräume, die dann oft kleinflächig und in der Regel voneinander isoliert sind. Dieses Phänomen, dass zunächst großflächige Lebensräume in mehr oder weniger kleine Reste überführt werden, bezeichnet man als Fragmentierung von Lebensräumen (im Folgenden einfach als Fragmentierung bezeichnet, SAUNDERS et al. 1991).

Fragmentierung besteht aus zwei Komponenten: 1. Die Reduktion der Fläche, die von einem bestimmten Lebensraum oder Lebensraumtyp bedeckt wird und 2. eine Veränderung in der Lebensraum-Konfiguration, die zu kleineren und stärker isolierten Teilflächen führt. Auch wenn eigentlich nur die zweite Komponente als Fragmentierung im naturschutzfachlichen Sinne angesehen werden mag, lassen sich in Kulturlandschaften beide Komponenten eigentlich nur zusammen beobachten. Eine Trennung der Auswirkungen beider Komponenten auf die Biodiversität bzw. Ökosysteme ist deshalb in der Praxis oft schwierig (NOSS et al. 2006).

In den mitteleuropäischen Kulturlandschaften sind die allermeisten terrestrischen Lebensräume fragmentiert. Dies hängt nicht zuletzt mit einer sich stetig verändernden Landnutzung zusammen (POSCHLOD 2015). Selbst für aquatische Ökosysteme werden Fragmentierungsphänomene angenommen (z.B. ZWICK 1992). Es ist anzunehmen, dass nur die Hochlagen der Mittel- und Hochgebirge sowie einige Küstenlebensräume heute nicht anthropogen fragmentiert sind.

Als Beispiel für Fragmentierungen, die sich durch Landnutzung ergeben und damit auch einer gewissen Dynamik unterworfen sind, sei beispielhaft die Norddeutsche Tiefebene angeführt. In ganz ähnlicher Weise änderte sich auch die Landschaft großer Bereiche von Belgien, den Niederlanden, England und Dänemark (WEBB & HOPKINS 1984, PETERKEN 1993, TELFER & EVERS HAM 1996, RACKHAM 2003, KREIENBURG & PRÜTER 2006). Während vor den Aktivitäten Wälder und Moore die Landschaft dominierten (POTT & HÜPPE 1991), änderte sich diese durch die menschlichen Aktivitäten. Bei zunehmender Bevölkerungsdichte wurden Wälder großflächig in Heiden überführt. Insbesondere zum ausgehenden Mittelalter bzw. in der frühen Neuzeit bedeckten Heiden großflächig Bereiche, die zuvor durch Wälder bedeckt waren (DE VRIES 1996, ASSMANN & JANSSEN 1999). Wälder wurden insbesondere im westlichen Tiefland Niedersachsens bis auf kleine Reste zurückgedrängt. Damit erfuhren Wälder eine deutliche

Fragmentierung von einst ausgedehnten Lebensräumen zu kleinen, isolierten Resten (ASSMANN 1999, DESENDER 2005). Nach Rückgang der Heidebauernwirtschaft wurden viele Heiden aufgeforstet, aber auch Äcker teilweise nicht mehr genutzt und durch die Nutzungsänderung in Forsten bzw. Wälder überführt. (Neben Kiefern wurden auch einheimische Gehölze wie die beiden einheimischen Eichenarten aufgeforstet). Die Heideflächen waren und sind entsprechend rückläufig und stellen heute nur noch kleine, stark fragmentierte Reste einst landschaftsprägender Lebensräume dar. Damit erfolgte eine deutliche Fragmentierung der Heideflächen, die bereits vor ca. 200 Jahren begann, aber insbesondere nach dem Zweiten Weltkrieg besonders zunahm (siehe KREIENBURG & PRÜTER 2006, DREES et al. 2011). Während ein Typ von Lebensräumen fragmentiert wurde, erfuhr ein anderer eine Flächenvergrößerung (und umgekehrt). Diese Dynamik scheint für zahlreiche Kulturlandschaften typisch zu sein und betrifft zweifellos ganz unterschiedliche Skalen. Neben den hier dargestellten regionalen Fragmentierungen gibt es natürlich auch Fragmentierungen in einem kleineren (lokalen) und einem überregionalen Maßstab (NOSS et al. 2006).

Wälder waren im Tiefland Niedersachsens vor den menschlichen Eingriffen großflächig verbreitet und wurden zu Beginn der Neuzeit stark fragmentiert, während Heiden große, vernetzte Flächen einnahmen. Ungefähr 200 Jahre später nahm die von Wäldern bedeckte Fläche zu. Dadurch und durch Hecken und Waldstreifen erfolgte eine teilweise Defragmentierung. Heiden gingen bis auf kleine, stark isolierte Reste jedoch zurück und wurden innerhalb dieses Zeitraums stark fragmentiert.

In den letzten Jahrzehnten wurden Tausende von wissenschaftlichen Publikationen zu dem Thema der Fragmentierung verfasst. Das „Web of Science“, eine Suchmaschine für wissenschaftliche Originalbeiträge, verzeichnete im Januar 2016 über 14.650 Beiträge zum Suchbegriff „habitat fragmentation“. Als Folge hat sich in der allgemeinen naturwissenschaftlichen Literatur gerechtfertigter Weise die Vorstellung durchgesetzt, dass Fragmentierung zu einem fortschreitenden Verlust von Arten führt oder im Rahmen einer Metapopulation die Aussterbewahrscheinlichkeit lokaler Populationen von den Eigenschaften der lokalen Lebensräume abhängt (SAMWAYS 1994, PULLIN 2002, GROOM et al. 2006, PRIMACK 2012). Allerdings sind die Konsequenzen von Fragmentierung komplex und meistens tiefergreifender als oft angenommen wird. Deshalb sollen hier die weitreichenden Folgen der Fragmentierung synoptisch, aber zugleich auch anhand von Beispielen vorgestellt werden.

### **(1) Verlust genetischer Variabilität**

Mit Rückgang der Fläche eines Lebensraums geht auch die Populationsgröße von Tier- und Pflanzenarten zurück. Damit ändert sich auch die effektive Populationsgröße, die ein Maß für den Anteil der Individuen einer durchschnittlichen Generation ist, die auch wirklich Gene an die nächste Generation weitergibt (ALLENDORF & LUIKART 2007, FRANKHAM et al. 2009). Da in der Regel eine deutliche Beziehung zwischen der effektiven Populationsgröße und der genetischen Variabilität besteht, ist es folgerichtig, für



fragmentierte Populationen einen Verlust genetischer Variabilität aufgrund von stochastischen Prozessen (genetische Drift) zu postulieren. Eine mögliche Konsequenz von starker genetischer Drift ist Inzucht, die für viele Arten in kleinen, fragmentierten Lebensräumen dokumentiert werden konnte (NOSS et al. 2006). Aber auch ohne Effekte der Inzucht wird der Rückgang genetischer Variabilität oft mit einem erhöhten Aussterberisiko der betreffenden Populationen gleichgesetzt (FRANKHAM et al. 2009). Reduzierte genetische Variabilität gibt damit einen Hinweis darauf, dass Aussterbeereignisse für die betreffenden Arten drohen.

Die molekularen Marker, die in vielen naturschutzgenetischen Untersuchungen eingesetzt werden, sind meistens selektiv neutral und stellen selber vermutlich keinen wesentlichen Beitrag für das Anpassungspotenzial von Populationen bzw. Arten dar (ALLEN-DORF & LUIKART 2007, FRANKHAM et al. 2009). Die positive Beziehung zwischen genetischer Variabilität und der reproduktiven Fitness ist gut belegt und Gegenstand von Meta-Analysen (REED & FRANKHAM 2003) und hat Einzug in Lehrbücher gehalten (siehe oben). Insbesondere in den letzten Jahren konnte jedoch für einige Tier- und Pflanzenarten gezeigt werden, dass mit Zunahme der Fragmentierung auch eine Abnahme der Reproduktionsfähigkeit bzw. der reproduktiven Fitness einhergeht (Echte Schlüsselblume und Gelber Enzian: KERY et al. 2000, Grasfrosch: JOHANSSON et al. 2007). Da unter dem Einfluss der Fragmentierung die Variabilität neutraler Marker abnimmt, stellen diese einen guten Indikator für das Anpassungspotenzial von Populationen dar.

Der Rückgang genetischer Variabilität kann auch in Lebensräumen bzw. Populationen erfolgen, die man vielleicht für so groß halten mag, dass genetische Drift keine große Rolle spielen sollte. Ein Beispiel dafür ist der Laufkäfer *Poecilus lepidus*, der im Nordwestdeutschen Tiefland insbesondere Heiden und Sandtrockenrasen besiedelt (ähnlich wie in benachbarten Regionen) (LINDROTH 1985, LINDROTH 1986, TURIN 2000, ASSMANN et al. 2003, DESENDER et al. 2008). Durch Transfer-Versuche in den Niederlanden konnte DE VRIES (1996) zeigen, dass diese Art nicht in allen potentiell geeigneten Lebensräumen vorkommt. In manchen kleinen Heiden und Sandtrockenrasen in Niedersachsen fehlt die Art.

Eine Analyse der genetischen Variabilität von *Poecilus lepidus*-Populationen aus dem Nordwestdeutschen Tiefland zeigt, dass die Heterozygotie an Allozym-Genloci hoch signifikant mit der Größe der Habitate ansteigt. Noch signifikanter steigt die Zahl der Allele (allelic richness) mit der Flächengröße an. Insbesondere Populationen in Heiden und Sandtrockenrasen unter 10 ha Größe zeigen eine deutliche Abnahme der genetischen Variabilität (DREES et al. 2011). Angesichts der durchschnittlichen Populationsdichten von ca. 1,7 bis 2,7 Individuen/m<sup>2</sup> (PERSIGHEHL et al. 2004) erscheinen solche Populationsgrößen von vielen 10.000 Individuen einfach zu groß für genetische Drift, die schon innerhalb von wenigen Jahrzehnten bis ungefähr zwei Jahrhunderten auftritt (vgl. ALLEN-DORF & LUIKART 2007, FRANKHAM et al. 2009). Wahrscheinlich ist, dass die bis zu drei Zehnerpotenzen umfassende natürliche Populationsgrößen-schwankung

dieser Art (DEN BOER & VAN DIJK 1994) für die genetische Drift verantwortlich ist. Wenn sehr niedrige Populationsdichten erreicht werden, befinden sich rechnerisch nur noch 17 bis 27 Individuen auf jedem Hektar. Angesichts der geringen Körperdimensionen und der (relativ) geringen lokomotorischen Aktivität ist es unwahrscheinlich, dass alle Individuen bei so geringen Populationsgrößen tatsächlich einen Reproduktionspartner finden und reproduzieren können. Die effektive Populationsgröße sollte damit entsprechend kleiner sein. Unter solchen Bedingungen können – auch bei Heide- oder Sandtrockenrasengrößen von mehreren Hektar Größe – durchaus stochastische Effekte die genetische Variabilität der Populationen beeinflussen (genetische Drift). Nach dieser Erklärung wird die genetische Variabilität durch ganz ähnliche Prozesse der Populationsdynamik gesteuert wie sie auch die Aussterbeprozesse von Arten in fragmentierten Lebensräumen bedingen (siehe unten).

Wenn der Verlust genetischer Variabilität durch Fragmentierung zu einem Verlust der reproduktiven Fitness führt, sollten die Populationsdichten der betroffenen Arten zumindest manchmal kritische Dichten unterschreiten, so dass die genetische Drift den Verlust von genetischer Variabilität weiter forciert. Der damit einhergehende Verlust des Anpassungspotenzials bzw. der reproduktiven Fitness führt weiter zu sich verkleinernden Populationen. Damit gerät die betreffende Population bzw. Art in einen „Aussterbestrudel“ (z.B. FRANKHAM et al. 2002). Dieser Aussterbestrudel ist unseres Wissens nicht wirklich bewiesen, erscheint aber angesichts der dargestellten Beziehungen sehr wahrscheinlich und unterstreicht die Bedeutung der genetischen Variabilität für das Überleben von Populationen bzw. Arten.

## **(2) Verlust von Arten und Verarmung von Lebensgemeinschaften**

In den 1960er Jahren etablierten sich die inselbiogeographischen Vorstellungen zum Artenreichtum aufgrund von Extinktions- und Kolonisationsereignissen, die neben art-spezifischen Aspekten insbesondere von den Größen der Inseln und den Entfernungen zwischen ihnen abhängig ist (MACARTHUR & WILSON 1963, 1967). Sie postulierten damit ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Aussterbe- und Besiedlungsereignissen. Viele der inselbiogeographischen Aspekte gehören heute zur allgemeinen wissenschaftlichen Ausbildung in den Fächern Biologie und Geographie (z.B. LOMOLINO et al. 2006, KREBS 2009). Auf die Erforschung der Einflüsse von Fragmentierung auf die Arten-diversität hatten diese Erkenntnisse eine Bedeutung, da Fragmente (Lebensraum-Fragmente) gewisse Parallelen zu Inseln aufweisen. Man hat deshalb oft versucht, Beziehungen aus der Inselbiogeographie zu übernehmen.

Es bleibt aber grundsätzlich fraglich, ob terrestrische Inseln, die in einem Meer liegen, vergleichbar sind mit fragmentierten terrestrischen Lebensräumen, die ja durch eine Matrix getrennt sind, die prinzipiell für terrestrische Arten einfacher überquert werden können. Wahrscheinlich funktioniert die Fragmente umgebende Matrix deshalb eher als Filter (NOSS et al. 2006). Die Besiedlungsprozesse sollten damit zumindest für Arten, die bereit sind die Matrix zu überqueren, relativ einfach erfolgen. Auf Arten, die die

Matrix nicht überwinden können, wirken Fragmente vermutlich eher wie Inseln. Die Matrix kann damit wie ein Artenfilter wirken, der insbesondere für Pflanzenarten von großer Bedeutung sein kann. Der Matrix-Effekt ist jedoch auch von Tieren bekannt (EWERS & DIDHAM 2006). Wahrscheinlich sind insbesondere bestimmte „traits“ für diesen Effekt verantwortlich (siehe unten).

Grundsätzlich lassen sich jedoch Effekte der Verinselung und der Habitatgröße bei Fragmenten nachweisen. So stellt die Größe des Lebensraums den besten Prädiktor für die Artendiversität von Tagfaltern dar (KRAUSS et al. 2010). Selbstverständlich können Arten, deren Territorien oder Reviere die Größe der betreffenden Fragmente überschreiten, nicht überleben. Aber es kann auch sein, dass manche Arten nur dann auftreten, wenn die Fragmente zahlreiche Reviere zulassen könnten. Dieses als „Flächen-Sensitivität“ („area-sensitive“) bezeichnete Phänomen ist besonders von Vögeln bekannt (BOULINIER et al. 2001, BENINDE et al. 2015), dürfte aber auch andere Tierartengruppen (z.B. Insekten, DIDHAM et al. 1998, TSCHARNTKE et al. 2002) betreffen, wenn die Fragmente für eine Population ein Vielfaches der Aktionsräume der Individuen oder reproduzierenden Paare überschreiten müssen. Die Gründe für dieses Phänomen beginnt man erst langsam zu verstehen (z.B. LE TORTOREC et al. 2012).

Grundsätzlich lassen sich für viele Organismengruppen positive Beziehungen zwischen Fragmentgröße und Artenzahlen aufzeigen, insbesondere für stark spezialisierte (stenöke/stenotope) Arten. Bei der oben angeführten Arbeit zu den Tagfaltern konnte gezeigt werden, dass die stenotopen Arten stärker betroffen sind als die eher eurytopen Arten (KRAUSS et al. 2003). Auch für andere Artengruppen ergeben sich ähnlich signifikante Beziehungen (z.B. für die stenotopen Heidelaufkäferarten in den Niederlanden: DE VRIES et al. 1996). Ähnliche Beziehungen sind für viele andere Organismengruppen bekannt (Pflanzen, Insekten, Wirbeltiere). Die Zahl der Beispiele ist so groß, dass es unmöglich erscheint, sie in knapper Form darzustellen (GROOM et al. 2006).

Allerdings soll an dieser Stelle auch darauf hingewiesen werden, dass für manche Organismengruppen solche Arten-Areal-Effekte nicht nachgewiesen werden konnten. Ein Beispiel mögen Waldlaufkäfer darstellen, für die weder in Norddeutschland noch in Belgien vergleichbare Beziehungen aufgezeigt werden konnten (ASSMANN 1999, DESENDER 2005), obwohl Effekte der Fragmentierung auf der genetischen Ebene nachweisbar sind (ASSMANN & GÜNTHER 2000, DESENDER et al. 2002).

Die Lebensraumqualität ist für viele Arten am Rande des Fragments niedriger als in dessen Zentrum. In der englischsprachigen Literatur wird dieses Phänomen als „edge effect“ (Randeffekt) bezeichnet (NOSS et al. 2006). Dieses Phänomen kann zu einer deutlichen Reduktion der besiedelbaren Fläche führen (TEMPLE 1986) und damit Aussterbeereignisse fördern. Randeffekte können sehr vielgestaltige Gründe haben und von eindringenden (lebensraumfremden) Arten, die bei Zunahme der Lebensraumgrenzen vermehrt eindringen, bis zu Veränderungen in den mikroklimatischen Aspekten reichen (NOSS et al. 2006).

Die Aussterbeereignisse von Arten aufgrund der Fragmentierung sind nicht zufällig, sondern es sind oft dieselben Arten, die mit abnehmender Flächengröße der Fragmente nacheinander aussterben. Diese Regelmäßigkeit kann dazu führen, dass es – über die Arten in einer Lebensgemeinschaft hinweg – charakteristische Muster für das Auftreten von Arten gibt. Dieses Muster stellt die Schachtelung von Arten in unterschiedlich großen Fragmenten dar. Dabei weisen die artenärmeren Lebensgemeinschaften einen Ausschnitt der jeweils artenreicheren Bestände auf (ATMAR & PATTERSON 1993, WRIGHT et al. 1998, OLESEN et al. 2007). Beispiel für geschachtelte Lebensgemeinschaften stellen Lemuren in Waldfragmenten Madagaskars dar (GANZHORN & EISENBEISS 2001). Allerdings ist die Zahl der Lebensgemeinschaften, die geschachtelt sind, wahrscheinlich überschätzt worden (ULRICH & GOTELLI 2007). Dies trifft auch auf die walddespezifischen Laufkäferarten in Mitteleuropa zu (NOLTE et al. in Vorb.).

Von den durch Fragmentierung bedingten Aussterbeereignissen sind Tier- und Pflanzenarten mit unterschiedlicher Wahrscheinlichkeit betroffen. HENLE et al. (2004) konnten in einer Meta-Analyse zeigen, dass von den analysierbaren „traits“ nur einige sensitive Prädiktoren für Aussterbeereignisse darstellen. Für Laufkäfer-Arten in grasdominierten Habitaten auf Kalkböden konnte gezeigt werden, dass die Arten-Areal-Beziehung von „traits“, insbesondere der Ernährungsweise, der Stenotopie sowie dem Ausbreitungspotenzial, abhängt (VAN NOORDWIJK et al. 2015).

### **(3) Modifikationen der trophischen Interaktionen innerhalb von Lebensgemeinschaften**

Das Phänomen, dass die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen trophischen Gruppen einen Einfluss auf die Aussterbewahrscheinlichkeit haben kann, führt zu Veränderungen in der Komplexität trophischer Interaktionen. In der Regel sterben Arten mit niedrigen Individuendichten mit größerer Wahrscheinlichkeit aus. Dadurch sollten insbesondere Räuber eine größere Aussterbewahrscheinlichkeit haben (HOLT et al. 1999, DAVIES et al. 2000). Dies konnte auch für mehrere Lebensgemeinschaften unter unterschiedlicher Fragmentierung der Habitate belegt werden (HERRMANN et al. 2012). Die Modifikationen der trophischen Interaktionen sollten damit auch das Potenzial haben, ökosystemare Funktionen (und damit auch der ökosystemaren Leistungen) zu beeinflussen. Mit fortschreitendem Verlust von stenotopen Prädatoren könnten fragmentierte Ökosysteme damit auch das Potenzial für eine top-down-Regulation durch diese Räuber verlieren. Aber es gibt auch Hinweise, dass polyphage (und ansonsten relativ häufige) Prädatoren in fragmentierten Lebensräumen zunehmen (z.B. VALLADARES et al. 2012) und deshalb die ökosystemare Rolle der stenotopen (und selteneren) Arten übernehmen könnten. Da seltene Arten in zahlreichen Ökosystemen eine besondere ökosystemare Funktion aufweisen und damit auch die ökosystemaren Leistungen stark beeinflussen können, ist dieser Aspekt der Biologie fragmentierter Lebensräume von besonderer Bedeutung. Trotz der enormen naturschutzbiologischen, wie auch allgemein ökologischen Bedeutung dieser Phänomene kann nach der gegenwärtigen Publikationslage keine weitergehende Einschätzung abgegeben werden. Allerdings mag darauf hingewiesen werden,

dass in manchen Lebensgemeinschaften die oben aufgezeigten Beziehungen nicht zutreffen. In unterschiedlich stark isolierten Eichenbeständen konnten BUSE et al. (2016) zeigen, dass mit der Konnektivität die Prädatoren-Diversität zwar wie erwartet zunimmt, aber die Diversität und Dichte der Zersetzer (sowie der bedrohten Arten allgemein!) abnimmt. Auch diese Ergebnisse zeigen, dass die komplexe Situation der trophischen Interaktionen in fragmentierten Habitaten einer verstärkten wissenschaftlichen Bearbeitung bedarf.

## **2.2 Halboffene Korridore als naturschutzbiologisches Instrument zur Verbesserung der Konnektivität in der Landschaft**

Um den Folgen einer (auch heute noch fortschreitenden) Lebensraumfragmentierung (z.B. Verlust an genetischer Variabilität, Verlust von Arten, Verarmung von Lebensgemeinschaften und Modifikationen der trophischen Interaktionen innerhalb von Lebensgemeinschaften; siehe vorheriges Kapitel), müssen Lösungen zur Vernetzung der fragmentierten Lebensräume gefunden werden, da eine (passive wie aktive) Bewegung der Organismen durch die Lebensraum-Matrix zwischen den fragmentierten Lebensräumen unwahrscheinlich oder gar unmöglich ist (GROOM et al. 2006, VIÉ et al. 2009). Insbesondere leiden stenöke/stenotope Arten unter den Folgen der Fragmentierung (CARROLL & FOX 2008). Sogar häufige und weitverbreitete stenöke/stenotope Arten wie der flugunfähige Heidelaufkäfer *Poecilus lepidus* leidet unter dem Phänomen der genetischen Erosion (DREES et al. 2011).

Als eine Möglichkeit, dieses Phänomen zu stoppen bzw. zu überwinden, werden seit Jahrzehnten Korridore in der internationalen Naturschutzbiologie diskutiert (NOSS 1987, SIMBERLOFF & COX 1987, SIMBERLOFF et al. 1992, LINDENMAYER et al. 2008; und darin zitierte Literatur). Auch für Mitteleuropa sind seit langer Zeit Verbundkorridore als „Lösung“ in der Diskussion. Die zugrundeliegende Idee ist simpel und bezieht sich darauf, dass Korridore zwischen Lebensräumen als verbindende Elemente die „Bewegung“ von Organismen oder ihrer Entwicklungsstadien zwischen ansonsten isolierten Lebensräumen ermöglichen. Einer zunächst „euphorischen“ Phase der naturschutzbiologischen Diskussion zu Korridoren folgte eine Zäsur, als BEIER & NOSS (1998) verdeutlichten, dass die meisten Studien zur Wirkung von Korridoren eine unzureichende Anzahl von Replikaten hatten oder andere schwerwiegende experimentelle Mängel aufwiesen. Eine Bewertung der Bedeutung von Korridoren aufgrund dieses Forschungsstandes erschien nicht möglich. Die meisten naturschutzfachlichen Planungen zur Konnektivität von Lebensräumen erfolgten deshalb nach Meinung einiger Autoren ohne eine gesicherte wissenschaftliche Grundlage (HESS & FISCHER 2001, BENNETT et al. 2006, LINDENMAYER et al. 2008). Seit einiger Zeit werden jedoch methodologisch korrekte Analysen der Wirksamkeit von Korridoren durchgeführt (GILBERT-NORTON et al. 2010). Für zahlreiche Organismengruppen wurden dabei positive Auswirkungen festgestellt. Als Beispiele seien hier Gefäßpflanzen (DAMSCHEN et al. 2006, DAMSCHEN et al. 2008, BRUDVIG et al. 2009), Spinnen (BAKER 2007) und Insekten (COLLINGE 2000)

angeführt. Es gibt jedoch auch Beispiele, in denen gefährdete Arten durch Korridore reduziert wurden (WELDON 2006, BRUDVIG et al. 2012). In anderen Studien wird deutlich, dass die betreffenden Lebensgemeinschaften nicht (signifikant) durch Fragmentierung beeinflusst werden oder wenn doch, dann scheint Konnektivität jedoch keine Rolle zu spielen (RANTALAINEN et al. 2005, 2008).

Wenige Meta-Analysen resümieren das bislang verfügbare Wissen zur Bedeutung und Wirkung von Korridoren (BAILEY 2007, GILBERT-NORTON et al. 2010). Danach fördern Korridore die Beweglichkeit von adulten Organismen oder ihrer Reproduktionsstadien: Durch Korridore nimmt der Austausch zwischen isolierten Lebensräumen von Individuen bzw. ihre Mobilität um ca. 50 % im Vergleich zu entsprechenden Lebensräumen ohne Korridor zu (Angaben für Gefäßpflanzen, Wirbellose und Wirbeltiere ohne Vögel, GILBERT-NORTON et al. 2010). Neue Forschungsfelder wie die Landschaftsgenetik zeigen außerdem, dass für einzelne Arten funktionierende Korridore für den Genfluss (und damit den Austausch von Individuen) eine wesentliche Rolle spielen können (MANEL et al. 2003, STORFER et al. 2007, HOLDEREGGER & WAGNER 2008, HOLDEREGGER et al. 2010). Doch trotz der positiven Ergebnisse dieser Studien gibt es auch Hinweise, dass die positiven Wirkungen von Korridoren auf bestimmte Organismengruppen beschränkt sind (BAUM et al. 2004, ÖCKINGER & SMITH 2007).

Korridore dürfen zudem nicht die Ausbreitung bestimmter Arten ermöglichen, gleichzeitig aber die Ausbreitung anderer Arten verhindern. Die Schaffung und die Erhaltung von Korridoren mit konnektiven Eigenschaften für heterogene Gruppen stenöker/stenotoper Arten, wie die hier untersuchten „halboffenen Korridore“, erscheint deshalb für eine langfristige Erhaltung der Biodiversität in intensiv genutzten Kulturlandschaften geeignet.

Bislang ungeklärt ist die Frage, inwieweit „halboffene Korridore“ als Verbundelemente isolierter Landschaftsausschnitte dienen und somit zu einer besseren Vernetzung isolierter Habitate und ihrer Populationen beitragen können. Wäre dies der Fall, könnten halboffene Korridore als ein neues und wertvolles Instrument in der Naturschutzplanung dienen, und sie könnten u.a. einen wichtigen Beitrag zu einem länderübergreifenden Biotopverbund leisten.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird der Begriff „**halboffener Korridor**“ wie folgt definiert:

Halboffene Korridore bilden eine verbindende Struktur zwischen Offenlandschaften und Wäldern und haben zum Ziel, isolierte Vorkommen ökologisch verschiedener Habitattypen zu vernetzen, um so einen Austausch von Individuen verschiedener Arten zu unterstützen. Der strukturelle Aufbau von halboffenen Korridoren entspricht jenem halboffener Weidelandschaften, die durch extensive Weidenutzung (< 0,3-0,5 GV) entstehen (bzw. entstanden) und die sich strukturell durch eine räumliche Verzahnung von Gebüsch, Baumgruppen und Offenbereichen auszeichnen. Halboffene Korridore bestehen somit aus einem Mosaik von offenen Flächen (z.B. Heide, Sandmagerrasen,