

Juliane Drobnik, Peter Finck und Uwe Riecken

Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland



Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland

**Juliane Drobnik
Peter Finck
Uwe Riecken**



Titelbild: Abschnitt des Grünen Bandes (K. Leidorf)

Adressen der Autorinnen und Autoren:

Dr. Juliane Drobnik	BfN, Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz und Biotopmanagement“ E-Mail: juliane.drobnik@bfn.de
Dr. Peter Finck	BfN Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz und Biotopmanagement“ E-Mail: peter.finck@bfn.de
Dr. Uwe Riecken	BfN Abteilung II 2 „Biotopschutz und Landschaftsökologie“ E-Mail: uwe.riecken@bfn.de

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „**DNL-online**“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-9999
URL: www.bfn.de

Der 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 Herausgebers übereinstimmen.

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

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-081-1

Bonn - Bad Godesberg 2013

Inhaltsverzeichnis

1	Ausgangslage	8
1.1	Gefährdung der Biologischen Vielfalt durch Fragmentierung von Habitaten	8
1.2	Historie, nationaler und internationaler rechtlicher Rahmen zur Implementierung eines Biotopverbunds in Deutschland.....	10
1.3	Fachliche Grundlagen zur Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland	18
2	Definition von Korridoren	24
3	Vorteile und Nachteile von Korridoren	29
3.1	Potenzielle Vorteile von Korridoren	29
3.2	Potenzielle Nachteile von Korridoren.....	29
4	Korridorqualität und Funktion für verschiedene Gruppen	32
4.1	Biotopverbund – für welche Arten?.....	32
4.2	Zielartenansatz für den Biotopverbund in Deutschland.....	37
4.3	„Funktionierende Korridore“	43
4.3.1	Verschiedene Ansprüche an Korridore.....	43
4.3.2	Fallstudien zum Verhalten von Tieren in Korridoren	45
4.3.3	Breite und Länge von Korridoren.....	47
4.3.4	Bedeutung der Landschaftsmatrix.....	49
5	Nachweis von Korridorfunktionen	56
6	Prioritäten bei der Umsetzung des Biotopverbunds	60
7	Implikationen für die Umsetzung des §20/21 BNatSchG	62
7.1	Handlungsbedarf	62
7.2	Forschungsbedarf seitens des BfNs.....	64
8	Literaturverzeichnis	68

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Niedermoor-, Streuwiesen- und Magerrasenstandorte (grüne Flächen) im Bayerischen Wald (Ausschnitt 13x18 km). Links: Flächenanteil 1937, rechts: Flächenanteil 1980 (aus Ringler 1987).....	8
Abbildung 2: Darstellung des Netz Natura 2000 in Deutschland (FFH- und Vogelschutzgebiete). Quelle: Bundesamt für Naturschutz, Stand 2012.....	14
Abbildung 3: Darstellung der Kernflächen und Korridore des PEEN für Westeuropa (aus Jongman et al. 2006).....	17
Abbildung 4: Erste Grundlagenwerke zur Umsetzung eines länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland (Burkhardt et al. 2004, Reck et al. 2005).....	19
Abbildung 5: Karte der Lebensraumnetzwerke (nach Fuchs et al. 2010, aktualisiert 2013). .	20
Abbildung 6: Achsen des länderübergreifenden Biotopverbunds mit europäischer und grenzüberschreitender Bedeutung (nach Fuchs et al. 2010, aktualisiert 2013).....	21
Abbildung 7: Prioritäten zur Wiedervernetzung. Ausschnitt aus dem Netz für Waldkorridore (Hänel und Reck 2011).....	22
Abbildung 8: Schematische Darstellung der komplementären Biotopverbundsysteme auf verschiedenen räumlichen Ebenen (aus Riecken et al. 2004).	24
Abbildung 9: Beispiel für eine an Zielartengruppen ausgerichtete Korridorplanung in den Niederlanden. Planung für einen Korridor, welcher die Ansprüche von Zielarten für zwei verschiedene Ökosystemtypen erfüllen soll. Zielarten für die dargestellte Korridorplanung sind Arten unterschiedlichster Mobilität und mit unterschiedlichen Flächenansprüchen (verändert nach Alterra 2001).....	40
Abbildung 10: Informationsebenen des „Informationssystems ZAK“ in Baden-Württemberg (aus Geissler et al. 2006).	41
Abbildung 11: Sandkorridor (250 m x 22 m) aus Tiefensandaufschüttung (2) zum lokalen Verbund zwischen Restitutionsfläche (3) und gut ausgebildeter Leitbildfläche (1) (aus Eichberg et al. 2010).	45
Abbildung 12: Die Aufweitung des Knicknetzes in Schleswig-Holstein im Rahmen der Flurbereinigung dürfte sich für viele Arten negativ auf die Durchlässigkeit der Landschaft ausgewirkt haben. Knicks um Bönstrup zwischen 1975 und 1977 (Quelle: Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein, Auswertung der Biotopkartierung, 1989).....	51
Abbildung 13: Untersuchungsdesign (randomisierte Blöcke) eines Experiments zur Untersuchung der Bedeutung von Korridoren für die Wiederbesiedlung von Habitaten mit ausgelöschten Populationen (ausgefüllte Kreise) und unmanipulierten, besiedelten Habitaten (offene Kreise) (aus Inglis & Underwood 1992).	56

Abbildung 14: Eines der insgesamt 8 Untersuchungsgebiete des Savannah River Site-Experiments zur Funktion von Korridoren. Die Flächen sind teils mit Korridoren verbunden und teils isoliert. Isolierte Flächen sind teils geflügelt, um Korridoreffekte aufgrund von Habitatvergrößerungen abschätzen zu können (aus Damschen et al. 2006).	56
Abbildung 15: Zusammenhänge zwischen drei verschiedenen Ansätzen zur Untersuchung von Ausbreitungsprozessen einer Art, die jeweils mit dem Versuchsansatz geklärte Fragestellung und die aus den Ergebnissen abzuleitende Schutzstrategie (Korridore, Trittstein, Suche nach weiteren Strategien) (nach Leidner & Haddad 2011).	59
Abbildung 16: Projektgebiete im Bereich des innerdeutschen Grünen Bandes, blau: Naturschutzgroßgebiete, grün: Modellregionen "Erlebnis Grünes Band"	64

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anspruchstypen nach Reck et al. (2007).....	38
Tabelle 2: Vollzugsebenen in Abhängigkeit von den Flächenansprüchen der langfristig.....	39
Tabelle 3: Zielartenset für das Biosphärenreservat Rhön nach Altmooß (1997, 1998). Grau markiert sind die Zielarten, für die im Rahmen des Biotop- und Artenschutzprojekts der ZGF bisher Maßnahmen begonnen wurden (aus Jedicke 2007).	42
Tabelle 4: Richtwerte für Minimalbreiten in Abhängigkeit von der Korridorlänge (Alterra 2001).....	48

Vorwort

Die Anzahl der gefährdeten Arten und der Grad der Gefährdung von Tier- und Pflanzenarten haben seit der Mitte des 20. Jahrhunderts stetig zugenommen. Einen wesentlichen Gefährdungsfaktor stellt die zunehmende Fragmentierung und Isolation der Lebensräume von Tieren und Pflanzen dar. Mit der zunehmenden Intensivierung der Nutzung unserer Landschaft und durch ein dichtes Infrastrukturnetz gingen auch in Deutschland Lebensräume verloren und der Austausch zwischen Populationen der einzelnen Arten wurde oftmals unterbunden. Bis heute fortwirkende Ursachen sind zu große Abstände zwischen verbliebenen Habitaten, Zerschneidungen von Habitaten und Wanderrouten durch Bebauungen und Infrastruktur und eine für viele vor allem gefährdete Arten lebensfeindliche Gesamtlandschaft.

Die Wiederherstellung der ökologischen Wechselbeziehungen zwischen den verbliebenen Lebensräumen wurde schon früh von Naturschutzseite aus als unerlässliche Maßnahme für den Schutz der biologischen Vielfalt in Deutschland erkannt und eingefordert. Der Aufbau eines Biotopverbundes in Deutschland hat den Forderungen entsprechend 2002 erstmals Eingang ins Bundesnaturschutzgesetz gefunden. Das Bundesamt für Naturschutz ist bestrebt, Grundlagenwissen für die Umsetzung des Biotopverbunds in die Praxis zu liefern und Kenntnislücken durch die Vergabe entsprechender F+E-Vorhaben zu schließen. Die räumliche Kulisse für den länderübergreifenden Biotopverbund wurde in mehreren Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E-Vorhaben) erarbeitet. Die Durchführung von Biotopverbundmaßnahmen auf allen räumlichen Ebenen muss aufbauend auf diesen Grundlagen nun forciert werden. Korridore im Sinne von Verbindungsflächen zwischen Habitaten, welche Wanderungen bzw. genetischen Austausch von Pflanzen- und Tierarten ermöglichen, sind dabei essentielle Bestandteile des Biotopverbunds.

Im vorliegenden Skript werden unterschiedliche wissenschaftliche Aspekte zu Korridoren aufgegriffen und bestehendes Wissen zu Korridoren als Bestandteile des Biotopverbundkonzepts zusammengefasst, bewertet und für die Anwendungspraxis aufbereitet. Die Publikation bietet damit Anregungen für eine zügige und vor allem auch effektive Umsetzung des Biotopverbundes auf mindestens 10 % der Landesfläche gemäß § 20,21 des Bundesnaturschutzgesetzes.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

1 Ausgangslage

1.1 Gefährdung der Biologischen Vielfalt durch Fragmentierung von Habitaten

Die Fragmentierung von Lebensräumen zählt weltweit zu einer der wichtigsten Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt und ist auch in Deutschland, einem der am stärksten zersiedelten Länder, von großer Bedeutung.

Arten, welche bereits zwischen dem 17. und Anfang des 20. Jahrhunderts durch direkte Verfolgung aber auch durch die Zerschneidung ihrer Lebensräume zurückgedrängt bzw. vollkommen in freier Wildbahn ausgerottet wurden, waren Großsäuger mit sehr hohen Flächenansprüchen, wie Bär, Wolf, Luchs, Elch, Auerochse, Wildpferd und Wisent. Die über Jahrhunderte praktizierte extensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Landschaft führte insgesamt jedoch zu hoher Struktur- und Artenvielfalt. Die höchste Artenvielfalt wurde in Deutschland vermutlich erst zu Beginn der industriellen Revolution erreicht (ca. 1850). Nach 1850 wurden die Zerstörung und Fragmentierung von Lebensräumen die Hauptgefährdungsursachen von Arten. Die zunehmend intensivere Nutzung in Land-, Wasser- und Forstwirtschaft, verbunden mit hohen Düngergaben, Pflanzenschutzmitteleinsatz, Meliorationen, Flurbereinigungsmaßnahmen, Monokulturen, Begradigungen von Flussläufen etc., hat ebenso wie zunehmender Flächenverbrauch und Zerschneidung der Landschaft durch den Siedlungsbau und den Ausbau der Verkehrsinfrastruktur zur stetigen Abnahme der Artenzahlen geführt.

Lebensräume vieler Arten wurden auf kleine, zerstreut liegende Restflächen zurückgedrängt, welche bis heute durch Verkehrsinfrastruktur, Siedlungen und intensiv genutzte Landwirtschaftsflächen voneinander isoliert sind. Besonders hohe Flächenverluste von 50 bis über 90 Prozent verzeichneten intakte Auen, Moore, Extensivgrünland und Magerstandorte (Abbildung 1, Ringler 1987).



Abbildung 1: Niedermoor-, Streuwiesen- und Magerrasenstandorte (grüne Flächen) im Bayerischen Wald (Ausschnitt 13x18 km). Links: Flächenanteil 1937, rechts: Flächenanteil 1980 (aus Ringler 1987).

Zwischen den Tier- und Pflanzenartenpopulationen, welche auf die verbliebenen Biotop-Inseln als Lebensraum angewiesen sind, ist der genetische Austausch oftmals unterbrochen. Arten, welche auf großflächige, störungsfreie Lebensräume angewiesen sind, finden diese

kaum noch vor. Weiträumige Wanderungen von mobilen flugunfähigen Arten werden durch die Zerschneidung der Landschaft weitgehend verhindert. Aber auch wenig mobile Arten und Arten, welche auf Biotopkomplexe angewiesen sind, finden für sie geeignete Lebensräume oftmals nicht mehr in ausreichender Qualität und Quantität vor. Aktuell sind 43 % aller Wirbeltierarten, 45,8 % aller Wirbellosen, 30 % aller Gefäßpflanzenarten, 50,5 % aller Flechten und 72 % aller Biotoptypen als gefährdet eingestuft (Ludwig & Schnittler 1996, Riecken et al. 2006, Haupt et al. 2009, Binot-Hafke et al. 2012). Durch den Erhalt einzelner, voneinander isolierter Schutzgebiete, welche zudem meist keine 50 ha groß sind (2/3 aller NSGs, Stand 1999), kann der fortschreitende Verlust der Artenvielfalt nicht aufgehalten werden. Neben der Isolation der meist kleinen Schutzgebiete voneinander, gefährden qualitative Veränderungen, z.B. infolge von Nährstoffeinträgen, Veränderungen des Wasserhaushaltes oder ungeeigneter Pflege die Artengemeinschaften. Dass zur Verhinderung weiterer Artenverluste sowohl die Qualität der bestehenden Schutzgebiete erhalten als auch ein Biotopverbund aufgebaut werden müssen, wurde verstärkt seit den 1970er Jahren von wissenschaftlicher Seite aus gefordert (z.B. Heydemann 1979, 1983, 1986, Mader 1988, Blab 1992, Jedicke 1994).

Um Arten mit großen Flächenansprüchen die Ausbreitung und Wiederbesiedlung ihrer früheren Lebensräume zu ermöglichen, ist einerseits die Förderung ausreichend großer, für diese Arten geeigneter Kernflächen nötig, andererseits muss es den Arten möglich gemacht werden, die Landschaft zwischen den einzelnen Kernflächen zu durchqueren.

Mit dem Biotopverbund wurde auch das Konzept der Vernetzung aus der Metapopulationstheorie aufgegriffen (Saunders & Hobbs 1991). Maßnahmen zur Sicherung gefährdeter Populationen sollten danach den durch die Fragmentierung der Landschaft unterbrochenen Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen bzw. die durch Fragmentierung verhinderte Neubegründung von Teilpopulationen nach lokalem Aussterben ermöglichen und so zum langfristigen Erhalt von Populationen beitragen. Damit war als Ziel des Biotopverbunds der Verbund von Populationen festgelegt, welcher nicht zwangsläufig einen räumlichen Verbund von Biotopen erfordert (Henle et al. 1999).

In neuerer Zeit wird der Bedarf an Biotopverbundmaßnahmen auch im Zusammenhang mit Anpassungen der Verbreitungsgebiete an den Klimawandel genannt (Williams et al. 2005, Heller & Zavaleta 2009, Reich et al. 2012).

Im Rahmen des Biotopverbunds müssen demnach zur nachhaltigen Sicherung der heimischen Arten:

- wandernde Arten und mobile Schlüsselarten zwischen einzelnen Lebensräumen wechseln können,
- gefährdete Populationen durch die Wiederherstellung des Individuenaustausches zwischen verinseltem Vorkommen stabilisiert werden (Populationsverbund, Sicherung der genetischen Vielfalt),
- Wieder- und Neubesiedlung von Habitaten ermöglicht werden,
- räumliche Anpassungsprozesse an natürliche und anthropogen bedingte Landschaftsdynamik ermöglicht werden (Hänel & Reck 2010).

1.2 Historie, nationaler und internationaler rechtlicher Rahmen zur Implementierung eines Biotopverbunds in Deutschland

Erste Forderungen zum Aufbau von Biotopverbundstrukturen wurden bereits zur Zeit der Entstehung des Naturschutzgedankens um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert geäußert. Diese Forderungen bezogen sich zunächst auf den Vogelschutz, welcher einen Schwerpunkt der frühen Naturschutzbewegung bildete. Von Berlepsch (1899) schloss aus der geringeren Besiedlung isolierter Vogelschutzgehölze, dass diese miteinander verbunden werden müssten. Er forderte daher, dass „Vogelschutzgehölze“ mit anderen „schon mehr oder weniger mit Vögeln bewohnten Geländen“ in Verbindung stehen bzw. mit solchen „durch Zuleitung, das ist irgendwelcher Holzwuchs“, in Verbindung gebracht werden müssten. 1936 tauchte erstmals die Flächenforderung von 10 % für den Biotopverbund auf, welche sich letztendlich im 66 Jahre später verabschiedeten § 3 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) von 2002 zum Aufbau eines Biotopverbundsystems wiederfindet. Der Landschaftsarchitekt Albert Seifert schrieb 1936: „Es müssen 5 oder 10 % „Ödland“, wenn man es so nennen will, bleiben...(als) unerlässlich zur Erhaltung des Lebensgleichgewichts“ (Erz 1983). Seit den 1970er Jahren forderten Wissenschaftler in Anbetracht der stetig zunehmenden Gefährdung von Arten die Etablierung eines Biotopverbundsystems in Deutschland (z.B. Heydemann 1979, 1983, 1986, Mader 1988, Blab 1992, Jedicke 1994). In einem Sondergutachten von 1985 über die Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt stellte der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen die Etablierung eines Biotopverbundsystems auf 10 % der Fläche der Agrarlandschaft als Maßnahme höchster Priorität heraus (SRU 1985). Die Umsetzung des Biotopverbundes auf 10 % der Fläche der Agrarlandschaft wurde dabei als absolutes Mindestprogramm angesehen, ohne das der fortschreitende Verlust von Tier- und Pflanzenarten nicht aufzuhalten sei und welches durch die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes auch als wichtiges Element der Umweltfürsorge zu betrachten sei. Das Umweltgutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen von 1987 wiederholte nachdrücklich die Forderung zur Schaffung des Biotopverbunds (SRU 1988).

Der Bedarf des Aufbaus eines Biotopverbundsystems wurde schließlich von der Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung in den „Lübecker Grundsätzen des Naturschutzes“ formuliert (LANA 1991, s. Textkasten) und von der Umweltministerkonferenz (UMK) im November 1993 bestätigt. Ebenso wurden mit der Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) 1992 alle Nutzergruppen zum Aufbau eines Verbunds ökologisch bedeutsamer Gebiete auf etwa 15 % der nicht für Siedlungszwecke genutzten Fläche aufgefordert (MKRO 1993). Damit wurde der Biotopverbund erstmals auch als länderübergreifendes Ziel benannt.

Lübecker Grundsätze, 3.3 Biotopverbundflächen

Diese Flächen dienen dem Verbund der Kernflächen untereinander, um gemeinsam mit den Puffer- und Entwicklungsflächen den Lebensraumansprüchen bestimmter Tier- und Pflanzenarten und ihrer Biozönosen Rechnung zu tragen und insbesondere für die Erhaltung der genetischen Vielfalt nachteilige Isolationen zu vermeiden. Solche Verbundflächen umfassen Verbundstrukturen mit Trittsteinbiotopen (z.B. Kleingewässer), Randflächen (z.B. Acker-, Wiesen-, Wege- oder Uferrandstreifen) und landschaftlichen Strukturelementen (z.B. Hecken) bis hin zu großflächigen Verbindungszonen (z.B. Talauen), die unter Einbeziehung vorhandener schutzwürdiger Biotope teilweise aus einer vorhandenen Nutzung

genommen und unter Beachtung der Naturschutzbelange der Sukzession überlassen oder einer extensiven Nutzung zugeführt werden müssen.

Mit der Novellierung von 2002 wurde der Biotopverbund erstmals in das Bundesnaturschutzgesetz eingeführt. Angaben zum Biotopverbund waren bis dahin nur in wenigen Landesgesetzen enthalten (z.B. Bayern, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein). Mit § 3 des BNatSchG wurde das Ziel des Aufbaus eines länderübergreifenden Biotopverbunds auf mindestens 10 % der Landesfläche gesetzlich verankert und musste von allen Ländern in Landesrecht umgesetzt werden.

Mit der Novellierung des BNatSchG von 2009 fand eine Überführung des früheren Rahmenrechts in die konkurrierende Gesetzgebung des Bundes mit Abweichungsrecht der Länder statt. Von den am Anfang der einzelnen Kapitel formulierten allgemeinen Grundsätzen dürfen die Länder im Landesrecht nicht abweichen. Die Bestimmung zum Biotopverbund wurde mit der Novellierung von 2009 in § 20 und § 21 übernommen (BNatSchG § 20, 21, s. Textkasten). Bei § 20 handelt es sich um einen abweichungsfesten allgemeinen Grundsatz.

Bundesnaturschutzgesetz 2009

§ 20 BNatSchG - Allgemeine Grundsätze

(1) Es wird ein Netz verbundener Biotope (Biotopverbund) geschaffen, das mindestens 10 Prozent der Fläche eines jeden Landes umfassen soll.

(2) Teile von Natur und Landschaft können geschützt werden

1. nach Maßgabe des § 23 als Naturschutzgebiet,
2. nach Maßgabe des § 24 als Nationalpark oder als Nationales Naturmonument,
3. als Biosphärenreservat,
4. nach Maßgabe des § 26 als Landschaftsschutzgebiet,
5. als Naturpark,
6. als Naturdenkmal oder
7. als geschützter Landschaftsbestandteil.

(3) Die in Absatz 2 genannten Teile von Natur und Landschaft sind, soweit sie geeignet sind, Bestandteile des Biotopverbunds.

§ 21 BNatSchG - Biotopverbund, Biotopvernetzung

(1) Der Biotopverbund dient der dauerhaften Sicherung der Populationen wild lebender Tiere und Pflanzen einschließlich ihrer Lebensstätten, Biotope und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen. Er soll auch zur Verbesserung des Zusammenhangs des Netzes „Natura 2000“ beitragen.

(2) Der Biotopverbund soll länderübergreifend erfolgen. Die Länder stimmen sich hierzu untereinander ab.

(3) Der Biotopverbund besteht aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungsele-

menten. Bestandteile des Biotopverbunds sind

1. Nationalparke und Nationale Naturmonumente,
2. Naturschutzgebiete, Natura 2000-Gebiete und Biosphärenreservate oder Teile dieser Gebiete,
3. gesetzlich geschützte Biotope im Sinne des § 30,
4. weitere Flächen und Elemente, einschließlich solcher des Nationalen Naturerbes, des Grünen Bandes sowie Teilen von Landschaftsschutzgebieten und Naturparks, wenn sie zur Erreichung des in Absatz 1 genannten Zieles geeignet sind.

(4) Die erforderlichen Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente sind durch Erklärung zu geschützten Teilen von Natur und Landschaft im Sinne des § 20 Absatz 2, durch planungsrechtliche Festlegungen, durch langfristige vertragliche Vereinbarungen oder andere geeignete Maßnahmen rechtlich zu sichern, um den Biotopverbund dauerhaft zu gewährleisten.

(5) Unbeschadet des § 30 sind die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Randstreifen, Uferzonen und Auen als Lebensstätten und Biotope für natürlich vorkommende Tier- und Pflanzenarten zu erhalten. Sie sind so weiterzuentwickeln, dass sie ihre großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können.

(6) Auf regionaler Ebene sind insbesondere in von der Landwirtschaft geprägten Landschaften zur Vernetzung von Biotopen erforderliche lineare und punktförmige Elemente, insbesondere Hecken und Feldraine sowie Trittsteinbiotope, zu erhalten und dort, wo sie nicht in ausreichendem Maße vorhanden sind, zu schaffen (Biotopvernetzung).

Mit der gesetzlichen Bestimmung werden zwei Zielsetzungen verfolgt. Zunächst soll eine umfassende (räumliche) Sicherung der Populationen heimischer Tier- und Pflanzenarten einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften stattfinden. Weiterhin soll die Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen angestrebt werden. Diese Zielsetzungen implizieren, dass bei der Umsetzung des Biotopverbunds in die Praxis die funktionale Dimension angemessen zu berücksichtigen ist. Bei der Umsetzung des Biotopverbunds sollen sich die Länder untereinander abstimmen. Die Bestandteile des Biotopverbundsystems sind rechtlich zu sichern, um den Biotopverbund dauerhaft zu gewährleisten. In § 21 wird zudem gefordert, dass der länderübergreifende Biotopverbund auch zur Verbesserung des Zusammenhangs des Netzes Natura 2000 beitragen soll.

Der Verweis auf das Natura 2000-Netz deutet bereits an, dass das mit § 20, 21 geforderte Biotopverbundsystem für Deutschland nicht isoliert von Biotopverbundbestrebungen auf internationaler Ebene zu sehen ist. Mit dem Hinweis auf die zu fördernde Kohärenz des auf EU-Ebene initiierten Natura 2000-Netzwerks im BNatSchG wird den europarechtlichen Anforderungen an den nationalen Biotopverbund Rechnung getragen. In Deutschland vorkommende Arten, deren Lebensraum sich über Ländergrenzen hinaus erstreckt, sind entsprechend auf Schutzmaßnahmen auf europäischer oder auch auf weltweiter Ebene angewiesen. Besondere Bedeutung hat die Betrachtung des internationalen Maßstabs für wandernde Tierarten, welche tausende und teils auch zehntausende Kilometer zwischen ihren Sommer- und Winterquartieren oder zwischen Geburts- und Adulthabitaten zurücklegen. Dies betrifft

beispielsweise große Landsäugetiere, Zugvögel, wandernde Fledermausarten, Meeressäuger, verschiedene Fischarten aber auch einige Insekten, wie den Distelfalter (*Vanessa cardui*) oder den Admiral (*Vanessa atalanta*). Diese Arten sind auf ihren Wanderungen auf den Erhalt von Rastplätzen mit ausreichendem Nahrungsangebot und teils auch auf zusätzliche Verbundmaßnahmen, wie die Entfernung von Wehren und Dämmen bzw. den Bau von Fischtreppe für wandernde Fischarten oder auf Schutz vor Bejagung angewiesen. Für den Schutz und Erhalt dieser Arten sind koordinierte, auf den gesamten Lebensraum ausgedehnte Maßnahmen auf internationaler Ebene nötig.

Bereits in den 1970er Jahren wurde mit der Ramsar-Konvention und mit der Bonner Konvention der rechtliche Rahmen für weltweite Biotopverbundmaßnahmen gesetzt (Informationen zu den internationalen Abkommen und Richtlinien unter www.bmu.de/P468/).

Die Ramsar-Konvention von 1971 umfasst den Schutz von Feuchtgebieten von internationaler Bedeutung, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel. Ziehende Wasservögel sind auf bestimmte Feuchtgebiete angewiesen, welche sie zur Mauser, Rast oder zur Überwinterung gezielt aufsuchen. Mit der Ramsar-Konvention soll dieses Netz von Feuchtgebieten durch abgestimmte Schutzmaßnahmen erhalten werden.

Bei der 1983 in Kraft getretenen Bonner Konvention (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals, CMS) handelt es sich um ein Rahmenabkommen, welches auf den Schutz wandernder Arten abzielt. Dies umfasst den Erhalt ihrer (Teil-)Lebensräume und den Schutz auf ihren Wanderrouten.

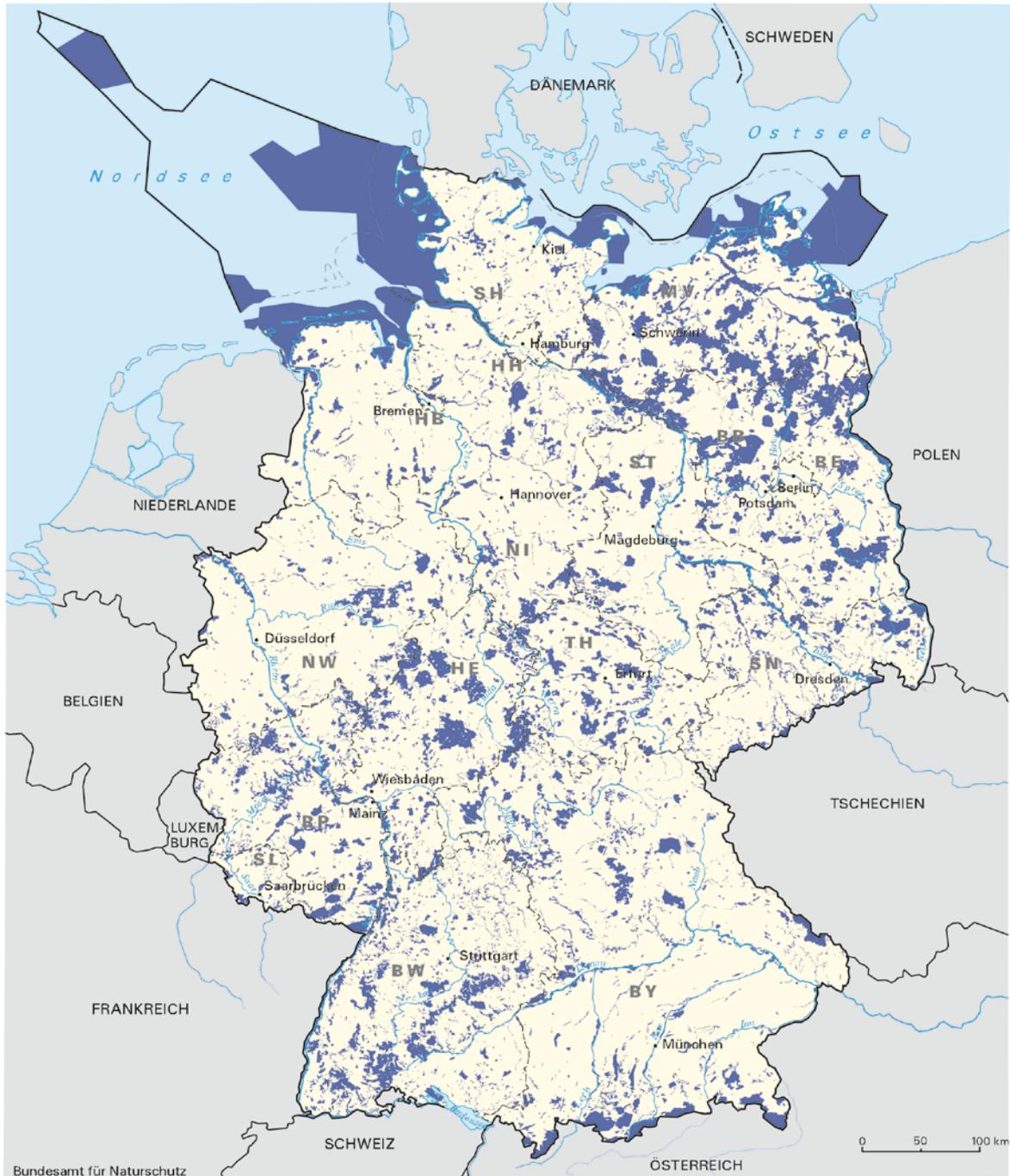
Auf europäischer Ebene wurde 1979 die Berner Konvention unterzeichnet, welche ein Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume darstellt. Mit der Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) von 1979 wurde weiterhin der Schutz der wildlebenden Vogelarten und ihrer Lebensräume in der EU geregelt. Dazu gehörte die Einrichtung spezieller Europäischer Vogelschutzgebiete für bedrohte Vogelarten und Zugvögel, sogenannter Special Protection Areas (SPA), durch die Mitgliedsstaaten.

In der Folge abgeschlossene internationale Abkommen ergänzen die Inhalte dieser frühen Konventionen und können bzw. sollen zu deren Umsetzung beitragen.

Auf dem Gebiet der europäischen Union ist insbesondere die 1992 in Kraft getretene Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie, Richtlinie 92/43/EWG) zu nennen, welche über den Aufbau eines Schutzgebietsystems (Netz Natura 2000) zur „Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ und somit zur Realisierung der Ziele der früher verabschiedeten Konvention beitragen soll. Der Aufbau des Natura 2000-Netztes dient sowohl der Umsetzung der FFH-Richtlinie als auch der EG-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG) (Abbildung 2). Im Gegensatz zum Völkerrecht kann das für die FFH-Richtlinie geltende EU-Recht unmittelbar durchgesetzt werden. Auch inhaltlich gehen die aus der Richtlinie erwachsenen Verpflichtungen weit über die der früheren Konvention hinaus. Der Aufbau eines funktionalen Biotopverbundes ist in den Artikeln 3 und 10 (s. Textkasten) gefordert. Die im BNatSchG verankerte Pflicht zur Schaffung eines Biotopverbundes auf mindestens 10 Prozent der Fläche kann und soll laut § 20/ 21 BNatSchG die Umsetzung dieses Ziels der FFH-Richtlinie unterstützen.

Natura 2000 - Gebiete in Deutschland

Stand 2012



- Natura 2000 - Gebiete (Fauna-Flora-Habitat-Gebiete/Vogelschutzgebiete)
- Außengrenze der Ausschließlichen Wirtschaftszone
- - - - 12-Seemeilenzone incl. Tiefwasserreede

Quellen: Bundesamt für Naturschutz (BfN), 2012 (digitale Abgrenzungen aus den offiziellen Meldeunterlagen der Bundesländer)
 Geobasisdaten: © GeoBasis-De / BKG2011

Abbildung 2: Darstellung des Netz Natura 2000 in Deutschland (FFH- und Vogelschutzgebiete).
 Quelle: Bundesamt für Naturschutz, Stand 2012.

FFH-Richtlinie, Artikel 3 (Auszug)

(1) Es wird ein kohärentes europäisches ökologisches Netz besonderer Schutzgebiete mit der Bezeichnung „Natura 2000“ errichtet. Dieses Netz besteht aus Gebieten, die die natürlichen Lebensraumtypen des Anhangs I sowie die Habitats der Arten des Anhangs II umfassen, und muss den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes dieser Lebensraumtypen und Habitats der Arten in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gewährleisten. (...)

(3) Die Mitgliedsstaaten werden sich, wo sie dies für erforderlich halten, bemühen, die ökologische Kohärenz von Natura 2000 durch die Erhaltung und gegebenenfalls die Schaffung der in Artikel 10 genannten Landschaftselemente, die von ausschlaggebender Bedeutung für wildlebende Tiere und Pflanzen sind, zu verbessern.

FFH-Richtlinie, Artikel 10

Die Mitgliedstaaten werden sich dort, wo sie dies im Rahmen ihrer Landnutzungs- und Entwicklungspolitik, insbesondere zur Verbesserung der ökologischen Kohärenz von Natura 2000, für erforderlich halten, bemühen, die Pflege von Landschaftselementen, die von ausschlaggebender Bedeutung für wildlebende Tiere und Pflanzen sind, zu fördern.

Hierbei handelt es sich um Landschaftselemente, die aufgrund ihrer linearen, fortlaufenden Struktur (z. B. Flüsse mit ihren Ufern oder herkömmlichen Feldrainen) oder ihrer Vernetzungsfunktion (z. B. Teiche oder Gehölze) für die Wanderung, die geographische Verbreitung und den genetischen Austausch wildlebender Arten wesentlich sind.

Das 1993 in Kraft getretene UN-Übereinkommen über die biologische Vielfalt („Convention on Biological Diversity“, CBD) ist das erste völkerrechtlich verbindliche, internationale Abkommen, das den Schutz der Biodiversität global und umfassend behandelt. Die Konvention zielt auf den Schutz der biologischen Vielfalt der Ökosysteme, der Arten bzw. Populationen und deren genetische Differenzierung und ihrer Ressourcen ab. Im Hinblick auf die Notwendigkeit zur weltweiten Etablierung von Biotopverbundsystemen wurde im Rahmen des Übereinkommens auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz 2004 der Aufbau eines Schutzgebietsnetzes bis 2010 auf dem Land und bis 2012 auf dem Meer beschlossen. Bis 2015 soll die Funktion der Schutzgebiete durch die Umsetzung von ökologischen Biotopverbundsystemen mit Korridoren, Pufferzonen und Entwicklungsgebieten in der umgebenden Landschaft gesichert sein.

Mit der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) liegt seit 2007 eine Strategie zur Umsetzung des UN-Übereinkommens über die "Convention on Biological Diversity" (CBD) für Deutschland vor (BMU 2007). Die Bundesregierung hat sich in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt verpflichtet bis zum Jahre 2020 die ökologische Durchlässigkeit von zerschnittenen Räumen zu erreichen. Von den bestehenden Verkehrswegen sollen dementsprechend 2020 in der Regel keine erheblichen Beeinträchtigungen des Biotopverbundsystems mehr ausgehen. Mit dem „Bundesprogramm Wiedervernetzung“ wurde 2012 dementsprechend ein deutschlandweites Programm zum Bau von Querungshilfen an Bundesverkehrswegen beschlossen (Walter et al. 2012).



Talbrücke bei Radegast/A20 (oben) und Grünbrücke bei Beidersdorf/A20 (unten).

Zur Unterstützung der CBD und damit auch der anderen Konventionen zum Schutz und Erhalt von wildlebenden Tier- und Pflanzenarten wurde 1993 auf der Konferenz „Conserving Europe’s Natural Heritage: Towards a European Ecological Network“ in Maastricht die Idee zum Aufbau eines European Ecological Network (EECONET) vorgestellt. Aus der EECONE-INITIATIVE wurde 1995 auf der 3. Ministerkonferenz „An Environment for Europe“ in Sofia (Bulgarien) die Strategie des Pan-European Ecological Network (PEEN) als Bestandteil der Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (PEBLDS) entwickelt, zu der sich 54 Staaten bekannten (Hänel 2007). Als Bestandteile des europäischen Netzwerks werden Kernflächen, Korridor- und Trittsteinbiotope, Renaturierungsgebiete und Flächen zur ungestörten Entwicklung sowie entsprechende Pufferzonen genannt, welche in der Gesamtheit die Ausbreitung und Migration von Arten ermöglichen sollen (Abbildung 3). Flächen des Natura 2000 Netzes und des Smaragd-Netzes (Emerald Network), welches ein 1999 vom Europarat initiiertes Pendant zum Natura 2000-Netzwerk in Nicht-EU-Ländern darstellt, sind Kernflächen des PEEN. Bereits 1993 wurden in mehreren zentral- und osteuropäischen Ländern im Rahmen dieser Initiative Projekte zum Aufbau nationaler Netzwerke initiiert (Hänel 2007).

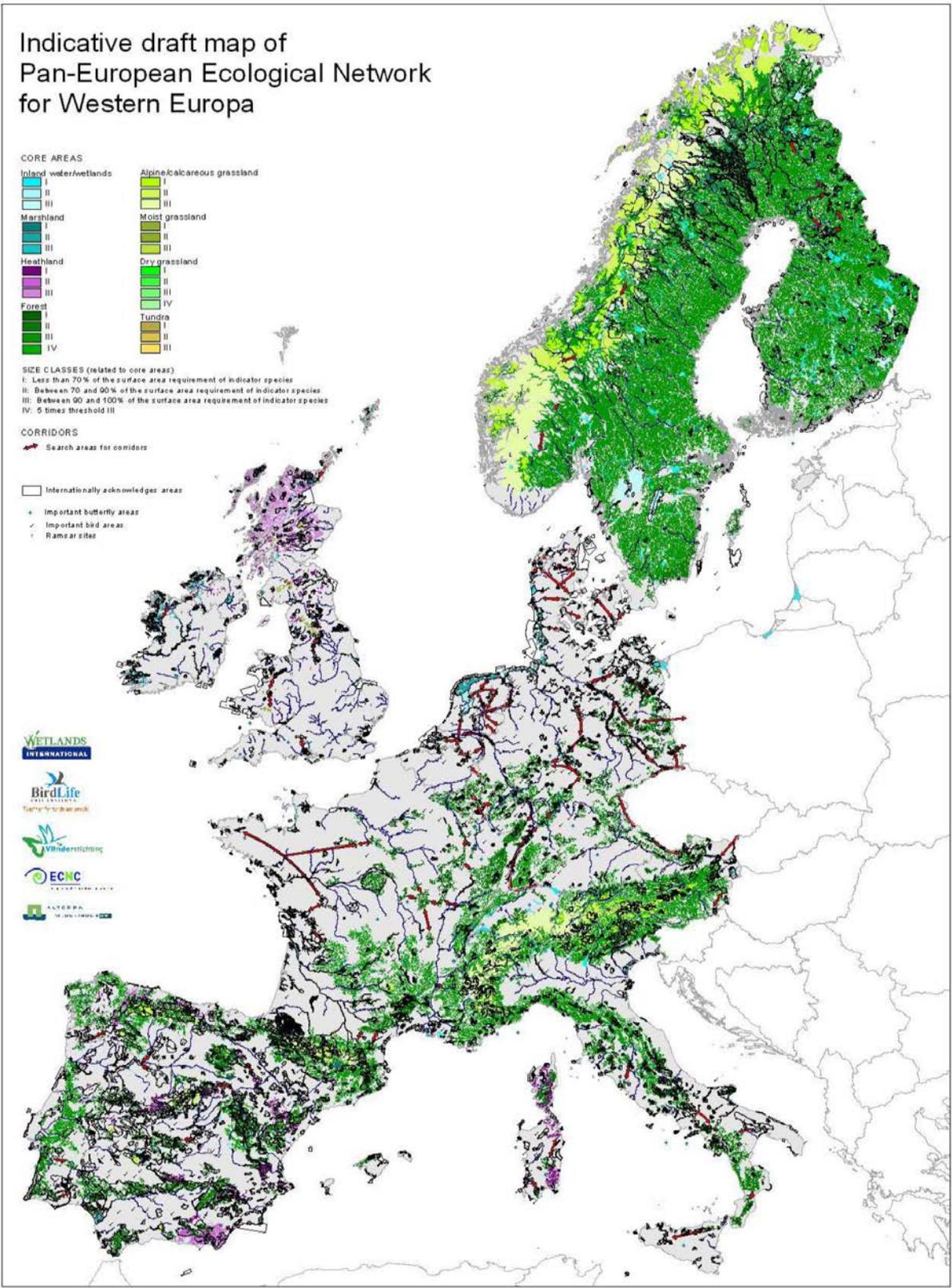


Abbildung 3: Darstellung der Kernflächen und Korridore des PEEN für Westeuropa (aus Jongman et al. 2006).

Eine weitere Entwicklung auf EU-Ebene ist die Verabschiedung der Biodiversitäts-Strategie der EU (EU Biodiversity Strategy to 2020, European Commission 2011), welche den Rahmen für zukünftige Maßnahmen festlegt. Auch diese 2010 verabschiedete Strategie hat das bis 2020 zu erreichende Hauptziel, den Artenverlust zu stoppen und fordert dazu unter anderem die Entwicklung einer „Grünen Infrastruktur“.

Unter dem Begriff „Grüne Infrastruktur“ wird dabei ein Biotopverbund im weiteren Sinne verstanden, der weit über das Ermöglichen von Tiermigrationen und den Austausch zwischen Populationen hinausgeht. Vielmehr wird auf die Wiederherstellung der Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen in der Gesamtlandschaft einschließlich des städtischen Raums abgezielt. Dies beinhaltet den Biotopverbund im engeren Sinne genauso wie die nachhaltige Landwirtschaft und die Förderung städtischer Grünanlagen.

Die Vielzahl der Aktivitäten und Konventionen, deren Umsetzung wildlebenden Arten die Ausbreitung und Migration ermöglichen sollen, verdeutlicht, dass die absolute Notwendigkeit von Biotopverbundmaßnahmen zum Aufhalten des Artenverlustes weltweit erkannt wurde. Der Wille zum Aufbau von funktionierenden Biotopverbundsystemen auf allen Maßstabsebenen – weltweit, europaweit, deutschlandweit – wurde mit dem Beitritt zu den entsprechenden Konventionen bekundet. In Deutschland wurden seit den 1980er Jahren in vielen Bundesländern umfassende, landesweite Biotopverbundkonzepte erstellt (Hänel 2007). Diese sind jedoch nicht immer im erforderlichen Maße in andere raumrelevante Landesplanungen integriert und in der Fläche umgesetzt worden. Darüber hinaus gibt es eine große Zahl von Umsetzungsprojekten auf regionaler Ebene, die allerdings oft nur Teilflächen von Kommunen betreffen und meist nur sektoral angelegt sind. Mit der Aufnahme des Paragraphen zur Etablierung eines funktionsorientierten Biotopverbunds auf 10 % der Landesfläche in das deutsche BNatSchG wurde schließlich die Ausarbeitung eines nationalen Gesamtkonzepts vorangetrieben.

1.3 Fachliche Grundlagen zur Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland

Die Möglichkeiten der praktischen Umsetzung eines Biotopverbundsystems in Natur und Landschaft sind auf der Ebene des Bundes aufgrund der verfassungsmäßigen Zuständigkeiten begrenzt. Hier sind in erster Linie die Bundesländer und regionale bzw. lokale Akteure gefordert. Der Bund unterstützt jedoch die Etablierung eines nationalen Biotopverbunds, welcher auch die internationalen Biotopverbundplanungen berücksichtigt, durch ganz konkrete Maßnahmen. Bisher wurden in Deutschland die wichtigsten fachlichen Grundlagen und Voraussetzungen zur Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds gemäß BNatSchG §20/21 geschaffen. In mehreren Schritten wurde ein länderübergreifendes Gesamtkonzept für den nationalen und internationalen Biotopverbund in Deutschland erstellt (Fuchs et al. 2010). Damit wurde eine Datengrundlage geschaffen, aus welcher großräumig Vernetzungsbeziehungen für die wichtigsten Lebensräume und entsprechende Zielarten und die Beurteilung von Zerschneidungswirkungen sowie deren Vermeidung oder Kompensation nachvollziehbar abgeleitet werden können.

Zunächst waren in Umsetzung der bundesgesetzlichen Regelungen zum Biotopverbund aus dem Jahr 2002 bereits 2003 in einem gemeinsamen Arbeitskreis der Länderfachbehörden mit dem BfN fachliche Empfehlungen zur Umsetzung eines länderübergreifenden Biotopverbunds entwickelt worden (Abbildung 4, Burkhardt et al. 2003, 2004). Eine erste räumli-

che Konkretisierung erfolgte im Rahmen der Initiativskizze „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ (Abbildung 4, Reck et al. 2005), in welcher erstmals bundesweit bedeutsame Verbundkorridore auf der Grundlage von Experteneinschätzungen dargestellt wurden.



Abbildung 4: Erste Grundlagenwerke zur Umsetzung eines länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland (Burkhardt et al. 2004, Reck et al. 2005).

Diese ersten Schritte zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds brachten dem Thema auch in der breiteren Öffentlichkeit höhere Beachtung und wirkten sich auf die Entwicklung besserer länderübergreifender Planungsgrundlagen positiv aus.

Aufbauend auf dieser „Initiativskizze“ erfolgte im Auftrag des BfN die Erstellung einer flächigen Konzeption des Biotopverbunds auf nationaler Ebene über zwei sich ergänzende Ansätze. Diese fußen auf einer gemeinsamen Datengrundlage und wurden in enger wechselseitiger Abstimmung in mehreren Forschungsvorhaben entwickelt. Die Basis für beide Ansätze bilden bundesweite Lebensraumnetzwerke für Arten der Wälder und Waldoffenlandschaften, der trockenen Lebensräume, der feuchten Lebensräume und für waldbundene größere Säugetiere (Hänel 2006, Fuchs et al. 2007, Böttcher et al. 2009, Hänel & Reck 2011). Diese Vorgehensweise bildet auch die fachliche Grundlage für die umfassende Zielsetzung der Koalitionsvereinbarung der gegenwärtigen Bundesregierung.

Im ersten Ansatz „Bundesweiter Biotopverbund“ wurden die nötigen Flächen für den länderübergreifenden Biotopverbund (Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente) i. S. von § 21 ermittelt (Fuchs et al. 2010). Auf der Grundlage der bundesgesetzlichen Bestimmungen zum Biotopverbund und der 2004 vom Arbeitskreis der Länderfachbehörden mit dem BfN entwickelten fachlichen Kriterien für die Ermittlung länderübergreifend bedeutsamer Bestandteile des Biotopverbundes nach § 3 BNatSchG (jetzt § 21; Burkhardt et al. 2004) wurden vorhandene Bestandsflächen für den Biotopverbund in Wäldern, im Offenland und an Fließgewässern bundesweit identifiziert (Fuchs et al. 2007). Dazu wurde vor allem auf die Daten aus den Biotopkartierungen der Bundesländer, Informationen aus den Meldungen zum Netzwerk Natura 2000, die Corine-Landcover-Daten sowie die zuvor erwähnten Lebensraumnetzwerke aufgebaut. National und international bedeutsame Verbindungskorridore in Deutschland sowie notwendige Entwicklungsflächen zur Gewährleistung eines funktionalen Biotopverbunds auf Bundesebene wurden anschließend ermittelt. Damit stehen erst-

ge vorgelegt, mit der regelbasiert und damit nachvollziehbar bereits in frühen Planungsphasen Konfliktschwerpunktbereiche mit dem überregionalen Straßennetz durch Zerschneidungen wichtiger Habitatnetze identifiziert werden konnten. (Abbildung 7, Hänel & Reck 2011). Das Ergebnis dieser Arbeiten bildet eine wichtige fachliche Grundlage für ein Wiedervernetzungsprogramm des Bundes im bestehenden überregionalen Verkehrsnetz. Die Netzwerke selbst können in aktuellen Verkehrswegeplanungen und in Verbindung mit weiteren konkreten ortsbezogenen Daten zur Identifikation besonders konflikträchtiger Zerschneidungsabschnitte genutzt werden. Erstmals ist es zudem möglich, analog zu den Netz betrachtungen von Verkehrsbelastungen im Straßenverkehrsnetz auch die Auswirkungen von Zerschneidungswirkungen mehrerer Straßenbauvorhaben auf die Lebensraumnetzwerke einschließlich der vorhandenen Schutzgebiete im Zusammenhang zu bewerten. Gleiches gilt für die Ableitung von in räumliche Zusammenhänge eingebetteten Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen. Aktuell sind die Lebensraumnetzwerke eine Grundlage zur Beurteilung der Auswirkungen des Bundesverkehrswegeplanes (BVWP) auf die biologische Vielfalt. Zudem sollen sie zukünftig zur Beurteilung von Zerschneidungswirkungen in den Regelwerken des Straßenbaus (z.B. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung: Regelwerk für Umweltverträglichkeitsstudien, in Vorb.) berücksichtigt werden.

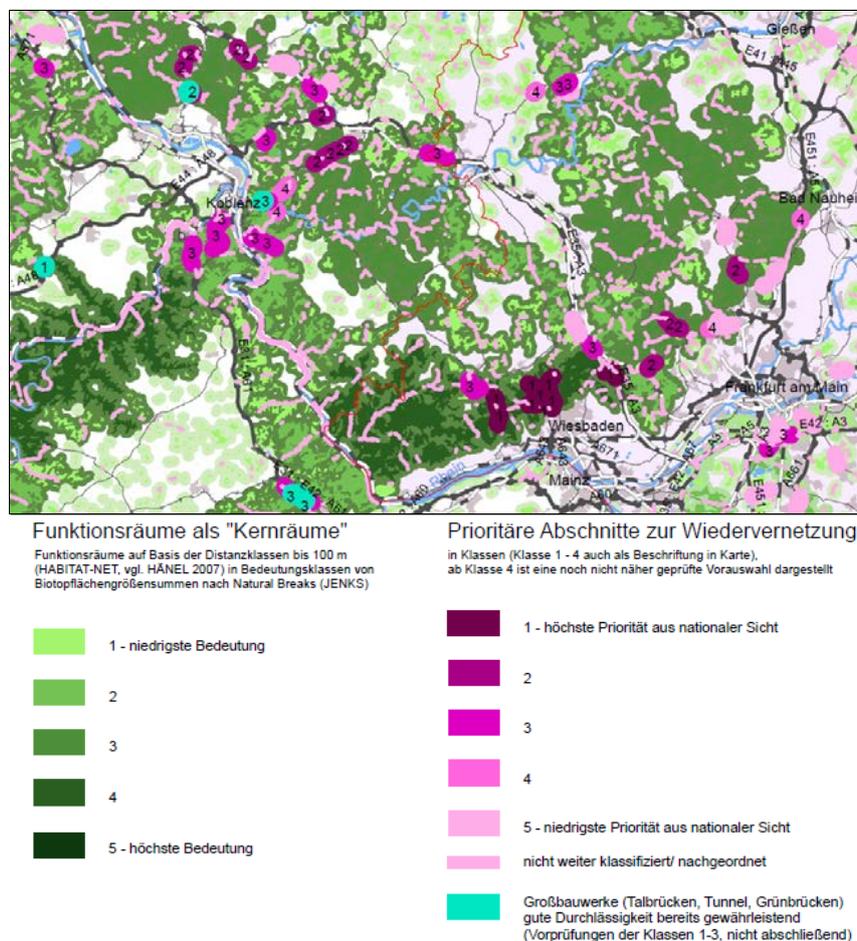


Abbildung 7: Prioritäten zur Wiedervernetzung. Ausschnitt aus dem Netz für Waldkorridore (Hänel und Reck 2011).

Aber nicht nur auf Bundes- und Verbandsebene, auch auf Länderebene werden in fast allen Bundesländern „Wiedervernetzungs-konzepte“ u.a. unter Nutzung der auf Bundesebene entwickelten Datengrundlagen von Naturschutz- und Straßenbaubehörden erarbeitet. Alle diese Aktivitäten mündeten 2009 darin, dass für die Länder die Möglichkeit bestand, über das Konjunkturprogramm II erstmalig konkrete Maßnahmen zur Wiedervernetzung im bestehenden Verkehrsnetz zu planen und bis 2011 umzusetzen. Mit dem „Bundesprogramm Wiedervernetzung“ wurde 2012 schließlich ein deutschlandweites Programm zum Bau von Querungshilfen, wie Grünbrücken oder Unterführungen, beschlossen (Walter et al. 2012). Im Rahmen dieses Bundesprogramms sollen zunächst die 93 wichtigsten Konfliktpunkte an bestehenden Autobahnen und Bundesstraßen durch Querungshilfen entschärft werden.

Parallel zu den Projekten zur Schaffung der Grundlagen für den länderübergreifenden Biotopverbund wurden zudem mit Hilfe von Zielartensystemen die Ansprüche an den Biotopverbund anschaulich repräsentiert und die Erfolgskontrolle von Wiedervernetzungsmaßnahmen vereinfacht. Für den Biotopverbund wurde auf Bundesebene ein erster Entwurf für ein Zielartensystem 2004 (Ullrich et al. 2004) vorgelegt. Dieser wurde inzwischen weiterentwickelt (Burkhardt et al. 2010). Kriterien zur Auswahl von Zeigerarten für die Ableitung und Kontrolle von Wiedervernetzungsmaßnahmen und eine bundesweite Liste relevanter Zielarten zur Bewältigung von straßenbedingten Zerschneidungswirkungen liegen seit 2007 vor (Reck et al. 2007).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass derzeit die Gefährdung der heimischen Arten durch Fragmentierung und Isolation ihrer Lebensräume einen Biotopverbund zwingend erforderlich macht und sowohl die gesetzlichen als auch die fachlichen Grundlagen für einen modernen, integrativen und funktionsorientierten Biotopverbund vorliegen. Ein Hauptproblem stellt jedoch die zögerliche Implementierung von Biotopverbundsystemen in die Praxis dar. Während zur Restitution und Aufwertung von Kern- und Entwicklungsflächen von Biotopverbundsystemen reichlich Literatur zur Verfügung steht, existieren nur wenige deutsche Veröffentlichungen zu der Gestaltung von Verbundstrukturen zwischen Kernflächen, Entwicklungsflächen und Trittsteinbiotopen, welche einen funktionellen Verbund ermöglichen. Mit dieser Literaturstudie zu Korridoren als Verbundmaßnahmen soll der aktuelle Wissensstand zusammengefasst werden. Basierend auf dieser Literaturstudie wird der Handlungs- und Forschungsbedarf zur Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland dargestellt.

2 Definition von Korridoren

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Vernetzung von Habitaten einzelner Arten bedienen sich meist der schematischen Einteilung der Landschaft in Habitate, Korridore, Trittsteinbiotope und die (Landschafts-)Matrix (Abbildung 8). Trittsteinbiotope sind dabei kleine Habitatinseln, welche zwischen den zu verbindenden Habitaten liegen. Aufgrund ihrer Größe reichen sie oft nicht für ein langfristiges Überleben der Arten aus, können aber als Trittsteine den Austausch zwischen den größeren Habitatflächen ermöglichen. Die (Landschafts-)Matrix wird in dieser schematischen Einteilung vielfach als Fläche ohne (Habitat-)Funktion gesehen.

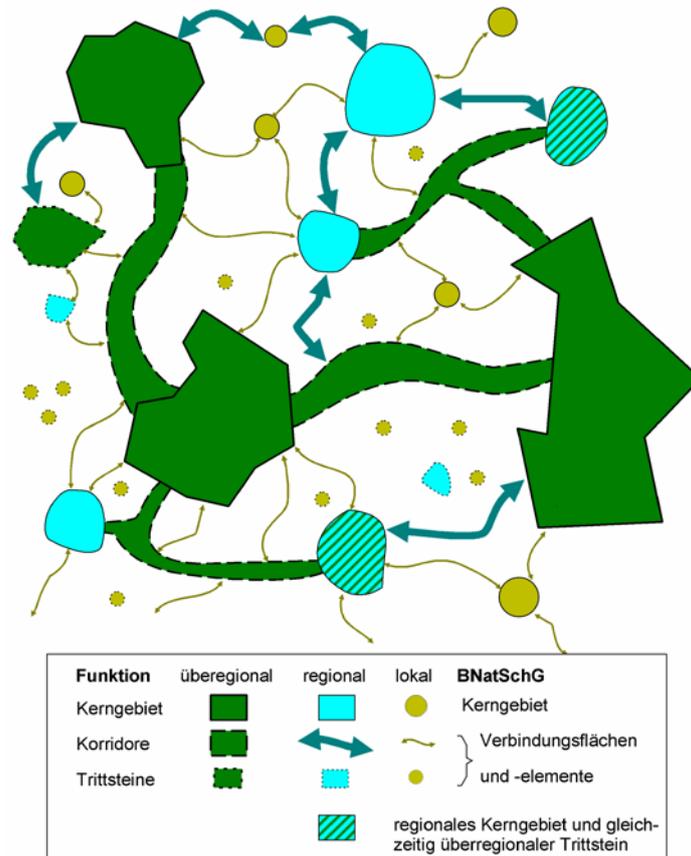


Abbildung 8: Schematische Darstellung der komplementären Biotopverbundsysteme auf verschiedenen räumlichen Ebenen (aus Riecken et al. 2004).

Korridore werden seit Beginn des 20. Jahrhunderts als Verbindungselemente zwischen Kerngebieten als Naturschutzmaßnahme für Vögel und Wildtiere eingesetzt (Harris & Scheck 1991). Während frühe Anwendungen von Korridoren zu Naturschutzzwecken einzelnen Arten oder Artengruppen dienen sollten (z.B. Vögeln, Ungulaten oder großen Carnivoren), zielte man seit den 1970er Jahren zunehmend darauf ab, Korridore zwischen Nationalparks und geschützten Gebieten zu schaffen, welche der gesamten Artengemeinschaft als Verbindungselement dienen können (Harris & Scheck 1991). Derartige Korridore wurden im Ausland mehrfach zur Verbindung von großflächigen Reservaten eingesetzt (Beispiele in Bennett 2003). Diese Korridore sind i.d.R. mehrere Kilometer breit und überbrücken viele Kilometer zwischen den zu verbindenden Kernflächen. Zum Aufbau dieser Korridore war bei den meisten Projekten nur die Schutzausweisung von bereits bestehenden Verbindungen zwi-

schen den Kerngebieten nötig und nur in seltenen Fällen mussten Restitutionsmaßnahmen ergriffen werden (Bennett 2003). Für ein so stark zersiedeltes Land wie Deutschland ist die Realisierung solcher Korridore nicht möglich. Am ehesten kann das Grüne Band entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze mit diesen aus natürlichen Ökosystemen bestehenden Korridoren verglichen werden, wobei die Breite des Grünen Bandes in den meisten Bereichen weitaus geringer ist und auch halbnatürliche Lebensraumtypen vertreten sind.

Korridore der Biotopverbundsysteme in Deutschland müssen daher in Ausgestaltung und Dimension an die grundlegend anderen Ausgangsbedingungen angepasst sein, aber dennoch den an sie gestellten Ansprüchen an Funktionalität genügen. Der Korridor-Begriff ist in der Literatur jedoch weit gefasst, wobei auch weniger umfangreiche Verbundstrukturen als Korridore bezeichnet werden. Unter den Begriff fallen lineare Habitate unterschiedlichster Ausdehnung, welche angrenzende Habitatflächen miteinander verbinden, ebenso wie z.B. Zäune in der Landschaft, welche einzelnen Arten als Leitstrukturen hin zum nächsten Habitat dienen.



Abschnitt des Grünen Bandes (Bildautor K. Leidorf).

Einheitliches Merkmal bei den Definitionen von biologischen Korridoren ist in der Regel ihre lineare Form. Dahingegen ist die Funktion, welche Korridoren zugeschrieben wird, nicht einheitlich, wodurch Aussagen zur Funktionalität von Korridoren widersprüchlich sein können (Rosenberg et al. 1997). Für die Diskussion über den Nutzen von Korridoren für Tier- und Pflanzenwelt als Verbindungselemente zwischen zwei und mehr Habitaten sind im Wesentlichen zwei Funktionen von Bedeutung: die Funktion als Habitat und die Funktion als Wanderungsstrecke.

Definitionen von Korridoren in der Literatur betonen teils die Funktion als Wanderungsstrecke (Merriam 1984: „continuous, narrow patches of vegetation that facilitate movement among habitat patches, thereby preventing isolation of populations“, Rosenberg et al. 1997: „...a linear landscape element that provides for movement between habitat patches, but not necessarily reproduction. Thus not all life history requirements of a species may be met in a corridor.“), teils deren Form (Forman & Godron 1986: „...narrow strips of land which differ from the matrix on either side. Corridors may be isolated strips, but are usually attached to a patch of somewhat similar vegetation“), oder deren Habitatfunktion (Beier & Noss 1998: „linear habitat, embedded in a dissimilar matrix, that connects two or more larger blocks of habitat“).

Eine seltener als Korridor betrachtete Form des Biotopverbunds stellen Ausbreitungsvektoren dar, welche als „bewegliche Korridore“ gerade für Pflanzenarten ganz entscheidend zum Biotopverbund beitragen können. Diese sind nicht als statische Korridorflächen in der Landschaft festzulegen, sondern werden von verschiedenen Ausbreitungsvektoren gebildet, welche Diasporen aber auch Invertebraten, von einer Kernfläche in die andere transportieren.

Aufgrund der je nach Lebensraum und Pflanzenart vorhandenen Anpassungen an einen bestimmten Ausbreitungsvektor (Tiere, Wasser, Wind), ist für die Wiederherstellung des Austauschs zwischen Kernflächen diesen „beweglichen Korridoren“ besondere Beachtung zu schenken.

Mobile Tiere können für Pflanzen und teilweise auch für Invertebraten die Funktion von „beweglichen Korridoren“ einnehmen, indem sie Invertebraten und Diasporen über Hufe und Fell bzw. Gefieder aber auch endozoochor von einem geeigneten Habitat ins Nächste transportieren (Bonn & Poschlod 1998, Bugla & Poschlod 2005, Wessels et al. 2008). Besonders für Pflanzen wird die Bedeutung der früher weit verbreiteten Wanderschäferi mit den Weidetieren als „bewegliche Korridore“ betont, während die Bedeutung von statischen Korridoren und Trittsteinen für Pflanzen von geringer Bedeutung ist (Bugla & Poschlod 2005). Haustiere stellen für die Ausbreitung von Pflanzen daher seit jeher vermutlich die mitunter wichtigsten Ausbreitungsvektoren in der Kulturlandschaft dar. Besonders effektiv kann der Einsatz von Weidetieren für den Biotopverbund sein, wenn ihr Einsatz zeitlich mit der Fruchtreife der (Ziel-)Arten übereinstimmt. Von ebenso großer Bedeutung sind Wildtiere für den Biotopverbund von Pflanzen und teils auch Wirbellosen. Eine Vielzahl von Pflanzenarten ist an die Ausbreitung über Wildtiere angepasst (Bonn & Poschlod 1998). Dies ist beispielsweise bei vielen endozoochor ausgebreiteten Arten der Fall, deren reife Früchte von Tieren gefressen werden und nach der Ausscheidung auskeimen. Aber auch über das Fell und Gefieder von Tieren können viele Pflanzenarten und teils auch Wirbellose ausgebreitet werden. Tierarten, welche als „bewegliche Korridore“ fungieren können, finden sich bei den Insekten (z.B. Ameisen), Schnecken, Reptilien, Fischen, Vögeln, Klein- und Säugetieren (Zitate in Bonn & Poschlod 1998).



Schafe können als „bewegliche Korridore“ für Pflanzen und Wirbellose fungieren (Bildautorin rechtes Bild: S. Wessels-de Wit).

Außer dem endo- oder epizoochoren Diasporenaustausch zwischen Habitaten kann der Genfluss bei Pflanzen auch über Bestäuber aufrechterhalten werden, welche den Pollentransfer zwischen voneinander isolierten Populationen ermöglichen. Die Wahrscheinlichkeit einer Pollenübertragung über eine Distanz von mehr als 200 m ist jedoch eher gering (Kwak et al. 1998).



Biotopeverbund durch Pollenübertragung: Schachbrettfalter auf Skabiose (links), Schmeißfliege als Bestäuber des Wiesenbärenklaus (rechts).

Weitere bewegliche Korridore, welche Arten über passiven Transport den Genaustausch zwischen Habitaten ermöglichen, stellen Wasser und Wind dar. So kann die Zusammensetzung der flussbegleitenden Flora teilweise mit dem Ausbreitungsvermögen der Arten über Wasser erklärt werden (Johansson et al. 1996). Durchgängige Flüsse mit natürlicher Dynamik, Auen und Überflutungsbereichen tragen daher auch zum Austausch zwischen Populationen von Tier- und Pflanzenarten und zur Wiederbesiedlung bei. Ebenso wie Wasser, kann auch Wind als Ausbreitungsvektor und somit als beweglicher Korridor fungieren.



Durchgängige Flussläufe als Korridore: obere Isar (links) und Treibgut als Ausbreitungsvektor von Wirbellosen (rechts).

Definitionen zu Korridoren in der Literatur sind je nachdem, ob nur habitatähnliche lineare Verbindungsstrukturen, oder auch zur Durchwanderung geeignete Gebiete und der passive

Transport von einem Habitat ins Nächste darunter gefasst werden, sehr uneinheitlich. Wissenschaftlicher Konsens und ökologischer Hintergrund des Biotopverbunds über Korridore sind jedoch, dass mit der Wiedervernetzung ehemals verbundener Habitats über Korridore die langfristigen Überlebenschancen von Populationen in den Habitats erhöht werden können (Rosenberg et al. 1997, Beier & Noss 1998). Dies geschieht einerseits durch die Ermöglichung und Förderung der Wiederbesiedlung nach lokalem Aussterben von Teilpopulationen einer Metapopulation, andererseits durch die Ermöglichung von Wanderungen zwischen Teillebensräumen und die Förderung des Austauschs von Individuen und/oder genetischen Materials (Pollen) zwischen (Teil-)Populationen über Korridore.

Eine Definition für Korridore basierend auf der Funktion der Förderung des (genetischen) Austauschs zwischen zwei größeren Habitats ist auch in Anbetracht der je nach Art unterschiedlichen Wahrnehmung (Eignung als Habitat oder lediglich als Wanderungsstrecke) eines Korridors vorteilhaft. Eine entsprechende Definition lieferten Lesley et al. (2006): „regions of the landscape that facilitate the flow or movement of individuals, genes, and ecological processes“ (Gebiete in der Landschaft, welche den Austausch bzw. die Bewegung von Individuen, Genen und ökologischen Prozessen ermöglichen) . Eine Definition, welche auf der Funktion der Korridore beruht, nämlich der Wiederherstellung früherer Austauschbeziehungen zwischen Habitats, wird auch den in § 21 BNatSchG gestellten Anforderungen an den Biotopverbund in Deutschland am ehesten gerecht.

3 Vorteile und Nachteile von Korridoren

3.1 Potenzielle Vorteile von Korridoren

Mit der Etablierung eines Biotopverbundsystems in Deutschland soll der fortschreitende Artenverlust aufgehalten werden. Korridore sollen durch die Wiederherstellung funktionsfähiger früherer ökologischer Wechselbeziehungen in der Landschaft maßgeblich zur Erreichung dieses Ziels beitragen.

Die potenziellen Vorteile von Korridoren sind damit sehr vielseitig. Hierzu zählen, dass Korridore (Gruttko et al. 1998, Crooks & Sanjayan 2006):

- die Einwanderung in ein Habitat fördern können, wodurch (1) die Artenvielfalt erhalten bzw. erhöht, (2) die Aussterbewahrscheinlichkeit kleiner Populationen gemindert („rescue effect“), (3) die Aufrechterhaltung von Metapopulationen gesichert werden kann (indem sie die Wiederbesiedlung von Habitaten ermöglichen) und (4) Inzucht verhindert und der Erhalt der genetischen Diversität gesichert werden kann,
- Wanderungen von den Geburtsgebieten in die Adulthabitate ermöglichen,
- tägliche oder saisonale Wanderungen ermöglichen,
- Anpassungen der Verbreitungsgebiete an Klimaänderungen ermöglichen,
- ein Ausweichen vor Prädatoren und Störungen (z.B. Feuer oder Management) ihres Habitats erlauben,
- selbst als Habitat dienen können,
- auch als Nützlingsreservoirs und zur Schädlingsregulation beitragen können,
- zur Aufrechterhaltung von Ökosystemleistungen und –prozessen beitragen und den ästhetischen sowie Erholungswert der Landschaft erhöhen.

Reviews zu Korridoren (Beier & Noss 1998, Debinski & Holt 2000, Gilbert-Norton et al. 2010) kamen zu dem Schluss, dass der Nutzen von Korridoren als Naturschutzmaßnahme zur Förderung des Austauschs zwischen Populationen als nachgewiesen angesehen werden kann.

Die Metastudie von Gilbert-Norton et al. (2010) zeigte, dass der Austausch zwischen zwei durch einen Korridor verbundenen Habitaten im Schnitt um 50 % höher ist, als bei Fehlen eines Korridors. Dieser Effekt war unabhängig von der durch den Korridor vergrößerten Habitatfläche (Tewksbury et al. 2002, Gilbert-Norton et al. 2010).

Die Verbundfunktion von Korridoren wurde für eine Reihe von Taxa belegt, u.a. für Vögel (Haas 1995), Säugetiere (Beier 1995), Schmetterlinge (Haddad & Tewksbury 2005) und endozoochor ausgebreitete Pflanzen (Haddad et al. 2003).

3.2 Potenzielle Nachteile von Korridoren

Trotz des vielfach nachgewiesenen Nutzens von Korridoren, werden auch immer wieder Kritikpunkte zu Korridoren genannt.

Da Korridore in der Regel einen bestimmten Lebensraumtyp oder Populationen bestimmter Arten zu verbinden sollen, können Korridore, welche als lineare Habitate dieses Lebens-

raums angelegt sind, immer auch als Barrieren für Arten der durch die Korridore zerschnittenen Habitate wirken (Gruttke et al. 1998). So werden durch ein engmaschiges Netz von Gehölzstreifen zur Vernetzung von Waldlebensräumen gleichzeitig Offenlandschaften beeinträchtigt. Baumstreifen können z.B. nachweislich den Austausch von Schmetterlingspopulationen erschweren (Warren 1987). Daher wird kritisiert, dass oftmals eine Abwägung fehlt, welche Arten als prioritär anzusehen sind (Gruttke et al. 1998).

Simberloff et al. (1992) stellten den Nutzen von Korridoren in mehrfacher Hinsicht in Zweifel. Zum genetischen Austausch zwischen Populationen seien Korridore überflüssig, da bereits ein sehr seltener genetischer Austausch zwischen Populationen ausreicht, um Inzuchteffekte zu vermeiden. Ebenso wird auch vor einem übermäßig erhöhten Genfluss gewarnt, wenn Populationen verbunden werden, zwischen welchen noch nie eine Verbindung bestand (Harris & Scheck 1991, Soule & Gilpin 1991). Dadurch könnte es zum Verlust lokaler Anpassungen (Auszucht) kommen und die genetische Variation zwischen Populationen erniedrigt werden (Harris & Scheck 1991). Auswirkungen von Auszucht nach künstlicher Einführung von Individuen wurden sowohl bei Tieren als auch bei Pflanzen nachgewiesen (z.B. Templeton 1986, Fischer & Matthies 1997). Ziel von Biotopverbundmaßnahmen sollte daher immer die Wiederherstellung des Genflusses sein, welcher vor der Isolation und der Fragmentierung der Landschaft zwischen Populationen stattfand (Fischer & Matthies 1997).

Korridore könnten Zielarten zudem gefährden, wenn sie als Senkenhabitat wirken und die Mortalität der Zielarten im Korridor - besonders an den Rändern - übermäßig erhöht ist (Harris & Scheck 1991). Eine Einzelstudie befasste sich mit der Frage, ob eine Pflanzenart in Korridoren erhöhter Herbivorie ausgesetzt ist (Evans et al. 2012). In diesem Fall wurde dies nicht bestätigt, da auch die Herbivoren in den angrenzenden Habitaten für sie bessere Umweltbedingungen vorfanden, als im Korridor. In anderen Studien konnte hingegen gezeigt werden, dass vor allem der höhere Anteil an Rändern im Verhältnis zur Fläche die Mortalität erhöhen bzw. den Reproduktionserfolg in Korridoren verringern kann, wenn sich Prädatoren bevorzugt an den Übergangsbereichen zwischen Korridor und Matrix aufhalten (Blouin-Demers & Weatherhead 2001, Weldon 2006).

Eine verstärkte Ausbreitung von Neophyten, Neozoen, Prädatoren, Krankheiten und Feuer entlang von Korridoren wurde mehrfach belegt, wodurch Zielarten potenziell negativ beeinflusst werden können (Simberloff et al. 1992, Volg 2004). Japanischer Knöterich (*Reynoutria japonica*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Riesengoldrute (*Solidago gigantea*) und Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) breiten sich z.B. häufig entlang von Gewässern oder Bahnanlagen aus (Volg 2004).



Bahnanlagen werden häufig von Neophyten als Korridore genutzt.

Trotz der erleichterten Ausbreitung von Neophyten und Neozoen durch Korridore, wird dies zumeist nicht als Grund für die Ablehnung von Korridoren gesehen (Simberloff et al. 1992, Volg 2004). Da es sich bei invasiven Arten in der Regel um konkurrenz- und ausbreitungsstarke Arten handelt, ist in den meisten Fällen das Zusatzrisiko der Ausbreitung durch Korridore gering, da deren Ausbreitung auch ohne Korridore zumeist nicht dauerhaft aufzuhalten wäre. Es wird jedoch empfohlen Biotope mit invasiven Arten nicht mit großen Flächen natürlicher, heimischer Biozönosen zu verknüpfen (Simberloff & Cox 1987, Noss 1993).

Falcy & Estades (2007) vermuteten, dass Korridore nur auf lange Sicht hilfreich sein können, wenn durch sie Inzuchteffekte vermieden werden. Zumindest kurzfristig seien andere Maßnahmen jedoch oft besser. Je weiter die durch einen Korridor zu verbindenden Habitate auseinander liegen, desto größer sei der Nutzen einer Vergrößerung der Habitatfläche im Vergleich zum Nutzen eines Korridors (Falcy & Estades 2007).

Grundsätzlich wird der Nutzen der Anlage von Korridoren herabgesetzt, wenn dies auf Kosten der Flächen der zu vernetzenden Habitate (Rosenberg et al. 1997), oder anstelle der Erweiterung vorhandener Schutzgebiete geschieht (Gruttke et al. 1998).

Zudem wird gefordert, sich beim Biotopverbund nicht nur auf Korridore und Trittsteinbiotope zu konzentrieren, sondern stattdessen bzw. zusätzlich an einer Verbesserung der Habitatfunktion der Landschaftsmatrix zu arbeiten (Rosenberg 1997, Beier & Noss 1998).

Die Darstellung der Vor- und Nachteile von Korridoren zeigt, dass mit Korridoren die Ziele des dringend nötigen Biotopverbunds erreicht werden können. Die potentiellen negativen Auswirkungen sollten jedoch möglichst vermieden werden. Dies könnte durch eine Auflösung der Barrierewirkung von Waldkorridoren auf Offenlandarten bzw. von Offenlandkorridoren auf Waldarten durch halboffene Korridorstrukturen erreicht werden. Korridore sollten zur Vermeidung von Auszucht nur Flächen verbinden, welche auch schon zu früherer Zeit miteinander in Austausch standen. Das Korridore keine Ersatzmaßnahmen für die Sicherstellung der Qualität und Größe der zu vernetzenden Habitate darstellen, sollte selbstverständlich sein. Ebenso sollte an der Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix unabhängig von der Umsetzung sonstiger Biotopverbundmaßnahmen gearbeitet werden.

4 Korridorqualität und Funktion für verschiedene Gruppen

4.1 Biotopverbund – für welche Arten?

Letztendlich sollen mit der Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds Populationen der heimischen Tier- und Pflanzenarten dauerhaft gesichert werden. Dies soll durch die Sicherung ihrer Habitate und durch die Wiederherstellung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen ermöglicht werden (Fuchs et al. 2010). Um dieses Ziel zu erreichen, müssen Verbundmaßnahmen auch von den besonders sensibel auf die Fragmentierung ihrer Habitate reagierenden Arten genutzt werden können und diesen somit den Aufbau und den Erhalt von langfristig überlebensfähigen Populationen erlauben. Die Empfindlichkeit von Arten gegenüber Fragmentierung hängt von ihren biologischen Eigenschaften, ihrer Mobilität und ihren Ansprüchen an Verbundstrukturen ab. Da der Biotopverbund besonders auch für die Arten entwickelt werden soll, welche am empfindlichsten auf Fragmentierung reagieren, sollten diese Arten Zielarten von Verbundmaßnahmen sein und die Korridore somit nach ihren Ansprüchen gestaltet werden.

Für die Auswahl von Zielarten von Verbundmaßnahmen ist es daher hilfreich, sich auch mit den biologischen Eigenschaften zu befassen, welche Arten empfindlich gegenüber Isolation und Fragmentierung machen.

Auswertungen vorhandener Kenntnisse zur Habitatfragmentierung und Modellierungen zeigten (Sarre et al. 1996, Henle et al. 2004), dass Habitatgeneralisten grundsätzlich besser mit Lebensraumverlust und Verinselung zurechtkommen als Spezialisten. Generell reagieren immer die Arten am empfindlichsten auf Isolation, welche im betroffenen Habitattyp ihr Hauptvorkommen haben. Für diese Arten besteht durch die Fragmentierung die Gefahr, dass ihre Lebensraumnische in den Fragmenten nicht mehr vorhanden ist bzw. durch zusätzliche qualitative Veränderungen (zunehmende Randeffekte etc.) verloren geht. Zudem sind die Populationen dieser Arten in den Fragmenten zumeist kleiner, als bei häufigeren Arten und tragen somit ein erhöhtes Aussterberisiko. Ein genetischer Austausch der spezialisierten Arten zwischen den Fragmenten kann durch deren hohen Ansprüche an die Korridorqualität weitgehend ausgeschlossen sein.

Beispiel: Hecken als Verbundelemente für wenig mobile, stenotope Waldarten

Zahlreiche Studien befassten sich mit der Eignung von Hecken als Korridore für Waldpflanzenarten und zeigten, dass Hecken zwar einem Großteil der Waldarten als Habitat dienen können (zwischen 70 % und 83 % der Arten), Vorkommen einiger stenotoper Waldarten jedoch auf Wälder beschränkt bleiben (Fritz & Merriam 1993, Corbit et al. 1999, McCollin et al. 2000, Roy & de Blois 2006, Davis & Pullin 2007, Wehling & Diekmann 2009). Roy & de Blois (2006) und Wehling & Diekmann (2009) brachten das Fehlen einzelner Pflanzenarten mit ihren Merkmalen in Verbindung. Die Studien zeigten, dass nicht in Hecken einwandernde Arten vermehrt sehr früh im Jahr blühen und die Samenausstreu im Frühsommer oder auch erst spät im Herbst stattfindet (Roy & de Blois 2006). Beide Studien konnten zeigen, dass myrmekochore Arten häufig auf Waldhabitate beschränkt sind, während viele wind- und epizoochor ausgebreitete Arten in Hecken einwandern können. Ebenso hatten Arten, welche zur vegetativen Ausbreitung fähig sind, bessere Chancen in Hecken einzuwandern – vermutlich aufgrund der für Waldarten schlechteren Bedingungen

in den Hecken, welche eine generative Regeneration nicht ermöglichen.

Gute Einwanderungsmöglichkeiten hatten weiterhin Arten mit vergleichsweise hohen Ellenberg Indikatorwerten für Licht, während Schattenarten in Hecken deutlich seltener aufzufinden waren.

Fast ausschließlich im Wald kamen daher Arten wie z.B. Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Vielblütige Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*) und Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*) vor (Wehling & Diekmann 2009).

Das Fehlen stenotoper Waldarten in Hecken wurde mit der geringeren Habitatqualität erklärt. In einer Studie konnten Unterschiede in Mikroklima und Nährstoffstatus zwischen Hecken und Waldhabitaten aufgezeigt werden (McCollin et al. 2000). Über mehrere Gebiete mit unterschiedlichem Klima und Böden deuteten die gemittelten Ellenbergwerte in Hecken auf ein kontinentaleres und trockeneres Klima, auf höheren Nährstoffstatus und niedrigere pH-Werte des Bodens hin. Damit ähnelt das Klima in Hecken eher dem der Waldrandbereiche als dem Waldinneren. Anstatt allen Waldpflanzenarten als Korridor zu dienen, stellen Hecken somit eher einen Filter da, welchen die streng an das Waldinnenklima adaptierten Pflanzenarten nicht passieren können (McCollin et al. 2000).

Vergleichbare Untersuchungen wurden auch zur Heckennutzung durch wenig mobile, stenotope Wirbellose durchgeführt. Während Hecken insgesamt eine große Bedeutung für Überwinterung, Sommerdormanz oder als Ausbreitungsraum und als temporärer Nahrungsraum auch für Wirbellose in der Agrarlandschaft beigemessen werden kann, zeigten Untersuchungen, dass 2-3 m breite Wallhecken epigäischen, waldgebundenen Raubarthropoden wie Spinnen und Laufkäfern aber auch räuberischen Fliegen nur begrenzt als Verbundstruktur dienen können (Irmiler et al. 1996). Nur wenige Waldarten dieser Gruppen konnten sich in dieser Untersuchung weiter als 100 m bis 200 m von einem Wald ausgehend entlang einer Hecke ausbreiten. Vor allem neu angelegte Hecken werden zunächst hauptsächlich von euryöken Arten genutzt (Mader et al. 1986). Neben dem Alter hängt die Nutzung durch wenig mobile Waldarten auch von der Breite der Hecken ab. Je breiter die Hecken, desto höher war in einer Untersuchung der Anteil der waldgebundenen Laufkäferarten (Glück & Kreisel 1988). Bei 6 m breiten Hecken lag der Anteil an Waldarten bei den Waldkäfern bei 60 %, während der Anteil bei schmalen Hecken 20-30 % betrug (ebd.). Irmiler et al. (1996) führten den begrenzten Nutzen von (schmalen) Hecken als Verbundstruktur für stenotope Waldarten auf die enge Bindung dieser Arten an bestimmte Faktorenkombinationen im Wald zurück.



Aufgrund der hohen Ansprüche an Habitat und Verbundstrukturen schlugen Hansbauer et al. (2010) diese in allen Taxa vorhandenen, streng stenotopen Arten als Schirmarten für großflächige Landschaftsplanungen vor.

Ebenso kommen biogeographisch expandierende Arten besser mit Lebensraumverlust und Verinselung zurecht, als endemische Reliktarten.

Bei Arten von besonders dynamischen Lebensräumen und von Lebensräumen, welche stets disjunkt in der Landschaft vorkamen, sind negative Auswirkungen von Isolation unwahrscheinlicher, als bei Arten aus relativ stabilen und großräumig zusammenhängenden Lebensräumen. Großsäuger stellen die empfindlichste Artengruppe in dieser Hinsicht dar. Diese reagieren schon auf frühe Stadien des Habitatverlustes besonders empfindlich und sterben relativ schnell lokal aus (Crooks et al. 2001, Henle et al. 2004). Da Großsäuger aus der mitteleuropäischen Landschaft durch direkte Verfolgung aber auch durch Habitatverluste seit langem weitgehend verschwunden sind, konnten sich die extremen Landschaftszerschneidungen nach 1850 in Deutschland kaum im Großsäugervorkommen widerspiegeln (Henle et al. 1999).

Fragmentierung stellt nicht nur für Arten der natürlichen Lebensräume eine Gefährdung dar, sondern auch für Tier- und Pflanzenarten der halbnatürlichen Lebensräume in der Kulturlandschaft. Außer durch den Lebensraumverlust werden Auswirkungen der Fragmentierung durch veränderte Nutzungsweisen, welche den Austausch zwischen den verbliebenen Flächen verhindern, verstärkt. Der Verlust, der als „bewegliche Korridore“ fungierenden Ausbreitungsvektoren vieler wenig mobiler Arten, kann zur erhöhten Fragmentierung bei gleichbleibender räumlicher Konfiguration, Anzahl und Qualität der Habitate führen.

Beispiel:

Auswirkungen von Fragmentierung in der Kulturlandschaft – Extensivgrünland (veränderter Auszug aus Drobnik & Poschlod 2011)

In einzelnen Regionen wurden über 90 % der allein durch Mahd entstandenen, ungedüngten artenreichen, mageren bis mäßig nährstoffreichen Flachland- und Bergmähwiesen zwischen 1960 und 1980 durch Nutzungsintensivierung in eutrophes Grünland umgewandelt (Nowak & Schulz 2002). Diese drastischen Verluste von artenreichen Mähwiesen beschränken sich nicht auf Deutschland, sondern sind in ähnlichen Größenordnungen auch für die Schweiz, das Vereinigte Königreich und andere europäische Länder zu verzeichnen (Nature Conservancy Council 1984, Dietl 1995). Neben den Flächenverlusten verstärkten Änderungen in der Nutzung die Isolation. Zu den Prozessen, welche mit der heutigen Nutzung weitgehend verloren gingen, zählt die Verknüpfung der Flächen durch Diasporenaustausch (Bonn & Poschlod 1998, Poschlod & Bonn 1998). Der mit dem Diasporenaustausch bei Pflanzen fehlende genetische Austausch zwischen den Flächen kann sich langfristig negativ auf die Fitness der Arten auswirken (Oostermeijer et al 1996, Young et al. 1996). Entsprechende Nachweise für Arten der Flachland- und Bergmähwiesen liegen z.B. für den Wiesensalbei (*Salvia pratensis*) und die Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) vor (van Treuren et al. 1991, 1993, 1994, Ouborg & van Treuren 1994, 1995). Inzucht äußert sich in reduzierter Samenproduktion, geringer Samenmasse, schwächeren Keimlingen und verzögerter Blüte (siehe auch Luijten et al. 2000, 2002). Durch fehlenden Diasporenaustausch zwischen den Flächen können Arten, die auf einer Fläche aussterben (z.B. aufgrund zeit-

weise ungünstiger Witterung oder Bewirtschaftung), nicht wieder neu aus dem regionalen Artenpool auf die Fläche einwandern. Viele der Wiesenpflanzen existierten möglicherweise als Metapopulationen (Poschlod 1996). Diversitätsverluste bei Pflanzen trotz gleichbleibender Pflege konnten dementsprechend auf Isolation und Fragmentierung der Vorkommen zurückgeführt werden (Fischer & Stöcklin 1997, Fischer 1998, Stöcklin & Fischer 1999). Besonders betroffen sind davon Habitatspezialisten ohne langlebige Samenbank (Fischer & Stöcklin 1997, Stöcklin & Fischer 1999). Auch bei Brutvögeln, Tagfalter- und Heuschreckenarten hat sich gezeigt, dass kleine, isolierte Vorkommen selbst in Optimalhabitaten erlöschen (Jacob et al. 1998). Sowohl für die Tier- als auch die Pflanzenwelt muss daher neben der angepassten Nutzung die Herstellung eines möglichst engmaschigen Netzes aus geeigneten Lebensräumen bzw. die Wiederbelebung von Austauschprozessen zwischen den Habitaten im Vordergrund stehen. Prozesse, die zur Wanderung der Pflanzenarten bzw. Ausbreitung der Samen zwischen den Flächen führen können, wurden bei bisherigen Biotopverbundmaßnahmen von Grünlandflächen oft nicht berücksichtigt. Neben den Weidetieren (Transport von Diasporen und teils auch Invertebraten) können auch Mähgeräte u.a. Samen zwischen Flächen ausbreiten (Fischer et al. 1995, 1996, Strykstra et al. 1996, Stender et al. 1997, Bonn & Poschlod 1998, Poschlod & Bonn 1998). Auch die frühere Düngung durch Stallmist spielte eine bedeutende Rolle für die Vernetzung der Grünlandflächen. Er enthielt im Gegensatz zu Mineraldünger oder Gülle viele Arten des Grünlandes (Bonn & Poschlod 1998). Schließlich wurden viele Wiesen durch „Heublumensaat“ neu etabliert (z.B. Hard 1964), oder gezielt „angereichert“ (Ellenberg 1952).



Der Biotopverbund kann für Arten aller Mobilitätsstufen entscheidend für die langfristige Sicherung ihrer Populationen sein. Von Fragmentierung betroffene Arten geringer Mobilität können kaum über größere Distanzen hinweg neue Flächen besiedeln. Diesen kann großräumig durch den Biotopverbund nur begrenzt geholfen werden, während eine Verbesserung der lokalen Verbundsituation kombiniert mit einer Verbesserung der Habitatqualität, Habitatheterogenität und Größe einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Sicherung der Populationen darstellen können. Zu dieser Gruppe gehören beispielsweise Totholzkäfer, welche auf Totholz bestimmter Qualität und teils auch Belichtung/Exposition angewiesen sind. Für diese ist eine ausreichende Dichte an geeigneten Bäumen innerhalb eines Biototyps entscheidend für die Ausbildung stabiler Populationen.



Stehendes Totholz (links) und ein hochgradig gefährdeter Totholzbewohner, der Eremit (*Osmoderma eremita*) (rechts).



Für Arten mittlerer Mobilität (z.B. Tagfalter) ist der Biotopverbund wichtig, da diese auf entsprechende Qualitäten in der Landschaft und eine gewisse Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix angewiesen sind bzw. diese auch nutzen können.

Der Kleine Moorbläuling (*Maculinea alcon*) bildet Metapopulationen aus. Diese bestehen aus mehreren kleinen Populationen, welche für den dauerhaften Fortbestand auf gelegentlichen Individuenaustausch zwischen den Populationen angewiesen sind.

Für hochmobile Arten (z.B. Zugvögel, Großsäuger), welche auch aufgrund ihrer Attraktivität und Öffentlichkeitswirksamkeit oft im Zentrum von Naturschutzdiskussionen stehen, kann hingegen das ausreichende Vorhandensein von geeigneten Lebensräumen (Kernflächen) entscheidend sein, während spezielle Verbindungen zwischen diesen Flächen von geringerem Nutzen für diese Arten sein können. Bei hochmobilen Arten ist zu erwarten, dass sie noch oder wieder geeignete Lebensräume besiedeln werden, vorausgesetzt die Hauptfaktoren des Rückgangs (direkte Verfolgung, Jagd) wurden beseitigt und erstarkte Quellpopulationen sind vorhanden (Hänel 2007).



Ehemals in Deutschland verfolgte Arten mit großem Flächenanspruch wie Wolf (*Canis lupus*), Fischotter (*Lutra lutra*) und Luchs (*Lynx lynx*) kehren zurück.

Je nach Betrachtungsmaßstab sind demnach andere Arten von Fragmentierung betroffen und auf Biotopverbundmaßnahmen angewiesen, welche an ihre Mobilität und Ansprüche angepasst sind. Für hochmobile Arten kann der geeignete räumliche Betrachtungsmaßstab die (inter-)nationale Ebene sein und der Biotopverbund auf Sicherung und Entwicklung von Kernflächen beschränkt sein. Für Arten mittlerer Mobilität können Vernetzungsstrukturen auf (inter-)nationaler bis (über-)regionaler Ebene zur Sicherung der Populationen beitragen, während wenig mobile und ausbreitungsschwache Arten auf lokale Biotopverbundmaßnahmen und die Sicherung und Entwicklung ausreichend großer Lebensräume angewiesen sind.

Dies bedeutet, dass die Umsetzung des Biotopverbunds für die am empfindlichsten auf Fragmentierung reagierenden Arten aller Mobilitätsstufen und damit auf allen räumlichen Ebenen stattfinden muss, um Artenverluste aufgrund von fehlenden funktionellen Wechselbeziehungen zu verhindern.

4.2 Zielartenansatz für den Biotopverbund in Deutschland

Untersuchungen zum Nutzen von Verbundelementen zeigen, dass Verbundmaßnahmen nie allen Arten nutzen. Aufgrund der unterschiedlich starken Betroffenheit der Arten von Fragmentierung, wird die Verwendung von Zielarten bei der Planung von Biotopverbundmaßnahmen auf allen räumlichen Ebenen allgemein befürwortet und gefordert (Hovestadt et al. 1991, Jedicke & Marschall 2003, Jooß 2006, Hänel 2007, Reck et al. 2007). Auch um den Nutzen von Verbundmaßnahmen überprüfbar zu machen, empfiehlt es sich, konkrete Biotopverbundmaßnahmen immer für festgelegte Zielarten durchzuführen. Die Vorteile der Ausrichtung von Maßnahmen an den Ansprüchen von Zielarten in der Praxis sind zudem, dass diese eine Planungs- und Argumentationsgrundlage bieten. Über die Lebensraumansprüche der Arten lassen sich wissenschaftlich besser abgesicherte, anschaulichere und gebietsspezifische Begründungen für Flächenforderungen geben (Haber et al. 1993).

Biotopverbundmaßnahmen sollen nicht nur Generalisten dienen, sondern auch den durch Fragmentierung gefährdeten Spezialisten mit speziellen Ansprüchen an Habitat und Verbundstrukturen. Nicht auf anspruchsvolle Zielarten ausgerichtete Maßnahmen zur Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix nutzen dagegen meist ausschließlich Generalisten (Spiess et al. 2003, Berthoud et al. 2004) und können Spezialisten sogar schaden (Geißler-Strobel et al. 2000). Eine Erfolgskontrolle der Bereitstellung von 7 % ökologisch wertvoller Flächen pro Betrieb in der Schweiz zeigte, dass mit den Maßnahmen, wenn allein die Erfüllung der Auflagen im Vordergrund stand, gefährdete Arten kaum gefördert wurden (Spiess et al. 2003, Herzog et al. 2005), wohingegen mit größerem Planungsaufwand verbundene aber qualitativ wertvolle ökologische Maßnahmen auf intensiv genutztem Ackerland die Bestände etlicher Indikator-Vogelarten einschließlich Arten der Roten Liste im Bestand fördern konnten (Jenny et al. 2001). Eine auf die Ansprüche von Zielarten abgestimmte Verbundplanung ist nicht nur erfolgversprechend, sondern kann auch überflüssige Verbundmaßnahmen verhindern und den Flächenbedarf geringer halten als bei unspezifischem Vorgehen. Unspezifische und gleichförmig angewandte Maßnahmen zur Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaft (Hecken anlegen, Flächen stilllegen etc.) bzw. die oberflächliche Gestaltung der Landschaft „wie früher“ können – zumindest als alleinige Maßnahmen – kaum zum Erhalt der durch die Fragmentierung besonders gefährdeten Arten beitragen (Jedicke & Marschall 2003). Ein Biotopverbund für Pflanzenarten kann über den Einsatz von Weidetieren als Aus-

breitungsvektoren zwischen Kernflächen weitaus effektiver stattfinden, als über die Ausweisung weiterer isolierter Schutzgebiete (Jedicke & Marschall 2003, Rico et al. 2012).

Für die Bestimmung von Zielarten für die Umsetzung von Biotopverbundmaßnahmen bestehen unterschiedliche Herangehensweisen:

Nach Lambeck (1997) sollten bei der Zielartenauswahl alle gefährdeten Arten in (mindestens) eine von vier Hauptgruppen eingeordnet werden: flächenlimitierte, ressourcenlimitierte, ausbreitungslimitierte und Prozess-limitierte Arten. Durch die Wahl der auf die jeweilige Hauptgefährdung am empfindlichsten reagierenden Art, sollten weitgehend alle Arten des Untersuchungsgebietes geschützt werden. Mit diesem Vorgehen können Maßnahmen zur Gestaltung einer an die Ansprüche der vorhandenen Zielarten angepassten Landschaft definiert werden.

Reck et al. (2007) ordneten Arten einem von fünf verschiedenen Anspruchstypen zu (Tabelle 1), so dass die jeweils empfindlichsten und schutzbedürftigsten Arten eines Anspruchstyps (=Zielarten) jeweils die Ansprüche der übrigen Arten der gleichen Gruppe repräsentieren sollten. Die Zielarten der Anspruchstypen unterscheiden sich in Mobilität und Raumananspruch.

Tabelle 1: Anspruchstypen nach Reck et al. (2007).

Anspruchstyp	Beispiele
Arten, die große, zusammenhängende Flächen einer bestimmten Mindestqualität ohne zerschneidende Barrieren (z.B. Straßen) brauchen	<i>Wildkatze (Felis silvestris)</i>
Ausbreitungsstarke Arten, zwischen deren Teilvorkommen (regelmäßig) über große Entfernungen Individuenaustausch möglich sein muss	<i>Luchs (Lynx lynx), Wegerich-Schreckenfalter (Melitaea cinxia)</i>
Ausbreitungsschwache Arten in verinselten Populationen, die eine hohe Lebensraumdichte ohne Barrieren brauchen	<i>Sandlaufkäfer (Cincindelidae sp.), Lila Goldfeuerfalter (Lycaena hippothoe)</i>
Regelmäßig saisonal oder gelegentlich (weit) wandernde Arten, die von Barrieren betroffen sind	<i>Rothirsch (Cervus elaphus), Erdkröte (Bufo bufo), Lachs (Salmo salar), Aal (Anguilla anguilla)</i>
Flugfähige und z.B. weit wandernde Arten, die auf eine Mindestdichte störungsfreier Habitats angewiesen sind	Großer Brachvogel (<i>Numenius arquata</i>)

Biotopschutz durch die Sicherung der Habitats von Zielarten wurde auch mit dem Vorschlag eines räumlich abgestuften Zielartenkonzepts von Hovestadt et al. (1991) angestrebt. Dieses beinhaltete die Aufstellung von nach Flächenanspruch einer langfristig überlebensfähigen Population gegliederten Vollzugsebenen, für welche wirkungsvolle Schutzmaßnahmen ergriffen werden sollten (Tabelle 2). Durch den Schutz der Zielarten der einzelnen Ebenen sollten weitere Arten mitgefördert werden.

Tabelle 2: Vollzugsebenen in Abhängigkeit von den Flächenansprüchen der langfristig überlebensfähigen Population der Arten (aus Hovestadt et al. 1991).

Vollzugsebene	Zielart-Beispiel
mit Landwirten	<i>Schlanke Windelschnecke (Vertigo heldi)</i>
einzelne Kommunen	<i>Kleiner Schillerfalter (Apatura ilia)</i>
in Landkreisen	<i>Ortolan (Emberiza hortulana)</i>
in Bundesländern	<i>Fischotter (Lutra lutra)</i>
im gesamten Bundesgebiet	<i>Schwarzstorch (Ciconia nigra)</i>

Bei der Konzeption zum Biotopverbund in Brandenburg hat man auf die Ergebnisse des Bund-Länder-Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ zurückgegriffen (Zimmermann 2007). Sofern die Zielarten der bundesweiten Zielartenliste in Brandenburg aktuell vorkamen oder eine Chance auf Wiederbesiedelung bestand, wurden die Arten der bundesweiten Zielartenliste übernommen (Burkhardt et al. 2004). Ergänzt wurden Arten mit hoher Gefährdung und hohen Ansprüchen an den Biotopverbund. Zielarten des Biotopverbundkonzepts in Brandenburg umfassen somit sowohl Arten mit hohem Flächenanspruch als auch ausbreitungsschwache Arten mit hohen Ansprüchen an den Biotopverbund.

Eine Alternative zu auf einzelne Zielarten ausgerichteten Verbundplanungen zeigt das niederländische Konzept auf, bei welchem Artengruppen gleichen Habitats, Flächenanspruchs und gleicher Mobilität gebildet werden, für welche die Verbundplanungen durchgeführt werden (Alterra 2001, Opdam et al. 2008, Luesink 2012). Die Arten werden Anspruchstypen zugeteilt, welche sich in ihren Ansprüchen an Verbundmaßnahmen unterscheiden. Die erste Gruppe umfasst mobile Arten, welche Korridore relativ geringer Qualität nutzen können. Die zweite Gruppe besitzt mittlere Ausbreitungsfähigkeit, stellt bereits höhere Ansprüche an Verbundelemente und benötigt Ökosystem-Netzwerke auf regionaler Ebene (z.B. Ringelnatter, *Natrix natrix*). Die dritte Gruppe bilden schließlich wenig mobile Arten mit besonders hohen Ansprüchen an den Biotopverbund. Diese benötigen breite Korridore zwischen Kernflächen, welche eine Vielzahl von Biotoptypen beinhalten und allen Arten der Kernflächen als Habitat bzw. Wanderungstrecke dienen können. In den Niederlanden wurde ein Handbuch erstellt, welches den Aufbau von „robusten Korridoren“ entsprechend der drei Anspruchstypen darstellt (Alterra 2001). Korridore, welche nur dem geringsten Anspruchstyp genügen sollen, sind einfacher zu realisieren, als Korridore, welche auch für Gruppen mit höheren Ansprüchen nutzbar sein sollen. Für die Planung von Verbundmaßnahmen, welche von allen oder auch nur von einem Teil der Anspruchstypen genutzt werden können, sind in dem Handbuch die verschiedenen Anspruchstypen charakterisiert (Ausbreitungsdistanzen, Ansprüche an Korridore und Barrierewirkung von Strukturen), es wird über die an Anspruchstypen ausgerichtete Ausgestaltung der Korridore informiert und Umsetzungsbeispiele werden vorgestellt (Alterra 2001, Abbildung 9).

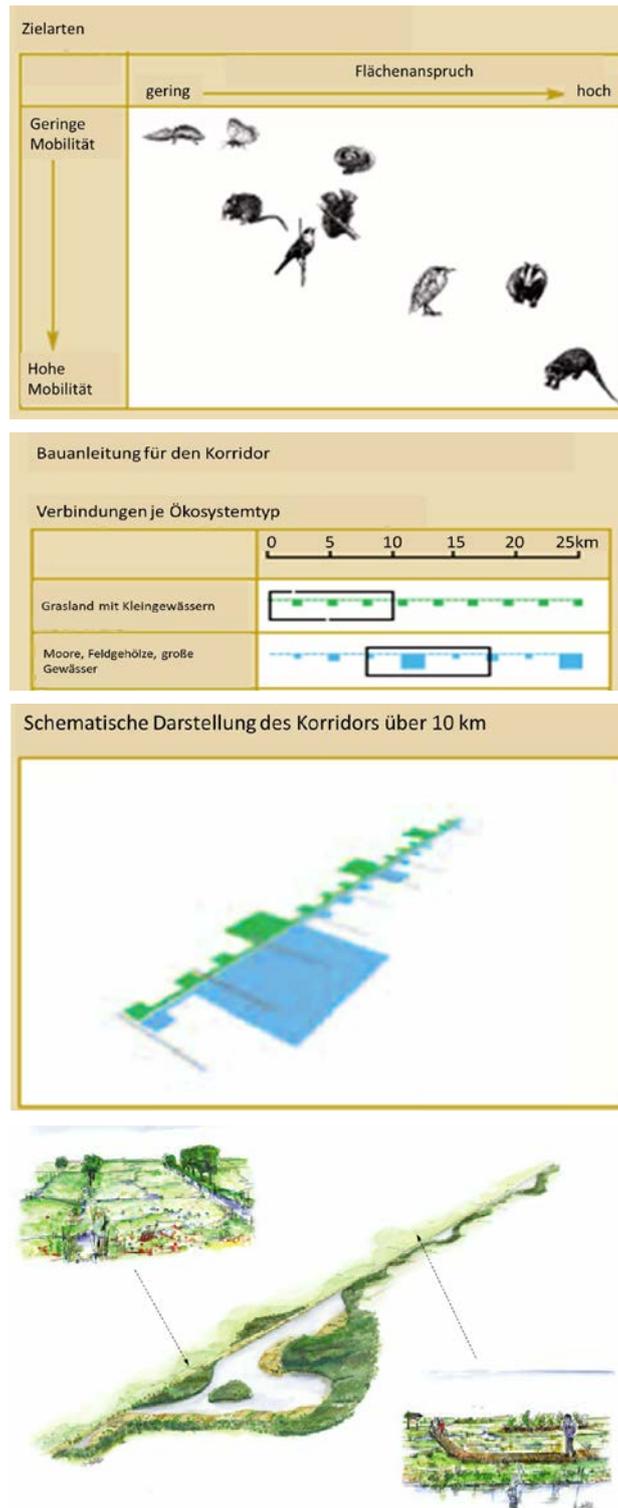


Abbildung 9: Beispiel für eine an Zielartengruppen ausgerichtete Korridorplanung in den Niederlanden. Planung für einen Korridor, welcher die Ansprüche von Zielarten für zwei verschiedene Ökosystemtypen erfüllen soll. Zielarten für die dargestellte Korridorplanung sind Arten unterschiedlichster Mobilität und mit unterschiedlichen Flächenansprüchen (verändert nach Alterra 2001).

In Baden-Württemberg steht für die Planung vorsorgender Naturschutzfachplanungen, darunter auch die Erarbeitung von Biotopverbundplanungen, das „Informationssystem Zielarten“ zur Verfügung (Jooß 2006, Abbildung 10, <http://www2.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/abt5/zak/>). Dabei handelt es sich um ein Planungswerkzeug, welches zur Standardisierung und Erstellung von Planungsgrundlagen dienen soll. Ähnlich der Bildung von Artengruppen in den Niederlanden, werden Zielarten zunächst in Gruppen gleichen Anspruchstyps zusammengefasst (= Hauptvorkommen in bestimmten flächigen bzw. punktförmigen Biotopen). Anhand des Vorkommens von gut vernetzten bzw. großflächigen Biotopen eines Typs wird Städten und Gemeinden eine vorrangige Schutzverantwortung für einzelne Anspruchstypen zugewiesen, über welche man sich über das System informieren kann. Nur für Arten höchster Schutzpriorität, welche akut vom Aussterben bedroht sind, wird dabei das punktgenaue Vorkommen berücksichtigt. Abgesehen von diesen Arten, wird auf das Vorkommen von Anspruchstypen (Zielartenkollektiven) über die Parameter Flächengröße und Verbundsituation geschlossen. Das tatsächliche Vorkommen von Zielarten dieser Anspruchstypen ist vorrangig zu überprüfen. Für die vorkommenden Zielarten kann über das Informationssystem eine priorisierte Maßnahmenliste erstellt werden, welche als Grundlage für die Planung umzusetzender Maßnahmen dienen kann.

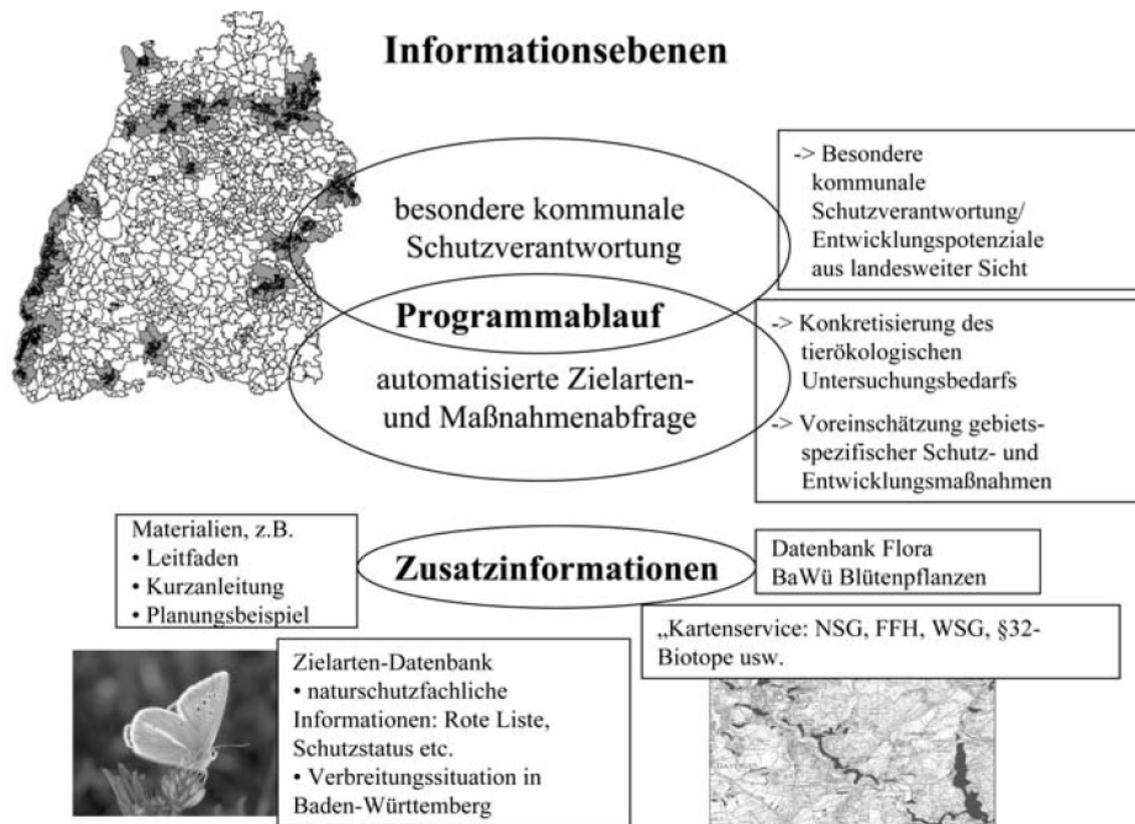


Abbildung 10: Informationsebenen des „Informationssystems ZAK“ in Baden-Württemberg (aus Geissler et al. 2006).

Nach räumlichen Ebenen gegliederte Zielarten mit den auf der jeweiligen Ebene benötigten Verbundmaßnahmen wurden inzwischen vielfach in der Praxis umgesetzt. Dies trifft bei-

spielsweise auch auf die Biotopverbundplanung des Biosphärenreservats Rhön oder auch auf das Vorgehen im benachbarten Ausland zu.

Bei der Auswahl von Zielarten für Biotopverbundmaßnahmen im Biosphärenreservat Rhön wurden Zielarten für vier räumliche Ebenen (jeweils gegliedert nach Habitattypen) ausgewählt (räumliche Ebenen: 1. Landschaftsausschnitte, 2. Lebensraumkomplexe, 3. Lebensraumbereiche und 4. Strukturen) (Tabelle 3, Altmoos 1997, 1998, Jedicke 2007). Anhand der Zielarten wurden Maßnahmen abgeleitet, welche auf den verschiedenen räumlichen Ebenen für den Verbund der Lebensräume der Arten durchgeführt werden sollten. Diese Zielarten sollten bei der Umsetzung des Biotopverbundes im Biosphärenreservat Rhön sowohl die Planungs- als auch die Argumentationsgrundlage bilden.

Tabelle 3: Zielartenset für das Biosphärenreservat Rhön nach Altmoos (1997, 1998). Grau markiert sind die Zielarten, für die im Rahmen des Biotop- und Artenschutzprojekts der ZGF bisher Maßnahmen begonnen wurden (aus Jedicke 2007).

Raumebene 1 – Landschaftsausschnitte			
▪ Birkhuhn	▪ Schwarzstorch	▪ Uhu	▪ Rotmilan ▪ Schleiereule
Raumebene 2 – Lebensraumkomplexe			
Offenland	Halbopenland	Wasser-Land-Komplexe	ohne Zuordnung
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bekassine ▪ Steinschmätzer ▪ Wiesenpieper ▪ Rebhuhn 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Raubwürger ▪ Neuntöter ▪ Heidelerche ▪ Pflaumen-Zipfelfalter (<i>Fixsenia pruni</i>) ▪ Kreuzotter ▪ Schlingnatter oder Zaumedeckse 	<ul style="list-style-type: none"> → Bach – Ufer ▪ Wasseramsel ▪ Eisvogel ▪ Feuersalamander ▪ Blauflügelige und Gebänderte Prachtlibelle (<i>Calopteryx virgo/C. splendens</i>) → Stillgewässer – Land ▪ Gelbbauchunke ▪ Geburtshelferkröte ▪ Fadenmolch ▪ Kammolch 	(verschiedene Möglichkeiten) <ul style="list-style-type: none"> ▪ Bechsteinfledermaus ▪ Mausohr ▪ Braunes Langohr ▪ Fransenfledermaus ▪ Alpenspitzmaus
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Braunkehlchen ▪ Schwarzkehlchen 			
Raumebene 3 – Lebensraumbereiche			
trockene Magerrasen (einschl. Borstgrasrasen)	frisches Grünland (einschl. Goldhaferwiesen)	Feuchtgrünland	Waldrand
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Feingestreifter Großlaufkäfer (<i>Carabus monilis</i>) ▪ Rostbinde (<i>Hipparchia semele</i>) ▪ Berghexe (<i>Chazara briseis</i>) ▪ Schwarzfleckiger Bläuling (<i>Glaucopsyche arion</i>) ▪ Großpunkt-Bläuling (<i>Glaucopsyche alexis</i>) ▪ Rotflügelige Schnarrschrecke (<i>Psophus stridulus</i>) ▪ Warzenbeißer (<i>Decticus verrucivorus</i>) ▪ Kurzflügelige Beißschrecke (<i>Metrioptera brachyptera</i>) ▪ Westliche Beißschrecke (<i>Platycleis albopunctata</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wantschrecke (<i>Polysarcus denticauda</i>) ▪ Gewölbter Großlaufkäfer (<i>Carabus convexus</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wachtelkönig ▪ Sumpfschrecke (<i>Stetophyma grossum</i>) ▪ Randring-Perlmutterfalter (<i>Proclissiana eunomia</i>) ▪ Dukatenfalter (<i>Lycæna virgaureæ</i>) oder Lilagold-Feuerfalter (<i>Lycæna hippothoe</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Großer Eisvogel (<i>Limenitis populi</i>) ▪ Schwarzer Apollo (<i>Parnassius mnemosyne</i>) ▪ Ulmenzipfelfalter (<i>Nordmannia w-album</i>) ▪ Plumpschrecke (<i>Isophya kraussi</i>) ▪ Hügel-Laufkäfer (<i>Carabus arvensis</i>)
Laubwald	Moor	Stillgewässer	Fließgewässer
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Waldschnepfe ▪ Hohltaube ▪ Schwarzspecht ▪ Baumrindler 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hochmoorgelbling (<i>Colias palaeno</i>) ▪ Moor-Perlmutterfalter (<i>Boloria aquilonaris</i>) ▪ Laufkäfer (<i>Trechus rivularis</i>) ▪ Wolfspinne (<i>Tricca alpigena</i>) ▪ Arktische Smaragdlibelle (<i>Somatochlora arctica</i>) oder Hochmoor-Mosaikjungfer (<i>Aeshna subarctica</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gemeine Keiljungfer (<i>Gomphus vulgatissimus</i>) ▪ Glänzende Binsenjungfer (<i>Lestes dryas</i>) ▪ Speer-Azurjungfer (<i>Coenagrion hastulatum</i>) ▪ Gefleckte Heidelibelle (<i>Sympetrum flaveolum</i>) ▪ Torf-Mosaikjungfer (<i>Aeshna juncea</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bachforelle ▪ Groppe ▪ Bachhaft (<i>Osmylus fulvicephalus</i>) ▪ Fluss-Schlammfliege (<i>Sialis fuliginosa</i>) ▪ Zweigestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster boltoni</i>)
Raumebene 4 – Strukturen			
Quellen/Quellfluren	Offenbodenstellen/Steinfluren	Totholzbereiche	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rhön-Quellschnecke (<i>Bythinella compressa</i>) ▪ Gestreifte Quelljungfer (<i>Cordulegaster bidentatus</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sandbiene <i>Andrena tarsata</i> ▪ Mauerbiene <i>Osmia ravouxi</i> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metallfarbener Distelbock (<i>Agapanthia violaceae</i>) ▪ Bockkäfer <i>Leipus nebulosus</i> 	

In der Schweiz bestehen vom Bund festgelegte Mindestanforderungen an Verbundprojekte. Geförderte Projekte müssen auf Ziel- und Leitarten ausgerichtet sein, welche im jeweiligen Gebiet gefördert werden sollen. Unter anderem sollen dabei sowohl Zielarten mit Ansprüchen an lokale Verbundmaßnahmen als auch mobilere Arten ausgewählt werden. Grundsätzlich werden Anforderungen an Wirkungsziele gestellt, welche wie in den Niederlanden den Anforderungen **Spezifisch, Messbar, Attraktiv, Realistisch und Terminiert** (SMART) entsprechen sollen. Neben Arten, welche relativ leicht zu erhalten und fördern sind, wird der Einbezug schwierig zu fördernder, anspruchsvoller Arten gewünscht, um die Erfolge des jeweiligen Vernetzungsprojekts differenziert messen zu können (Schweizerische Eidgenossenschaft, http://www.agroscope.admin.ch/ziel-leitarten/00631/index.html?lang=de#sprungmarke0_45). Als anspruchsvolle Zielarten könnten unter anderem in der Roten Liste als ausgestorben geltende Arten gewählt werden, welche im ans Projektgebiet angrenzenden Nachbarland noch vorkommen. Als Planungshilfe werden Tabellen der möglichen Ziel- und Leitarten für die einzelnen Kantone zur Verfügung gestellt und Maßnahmen zu deren Förderung und der „Schwierigkeitsgrad“ angegeben. Die Tabellen sind als Planungshilfen gedacht und sollen nicht unbearbeitet übernommen werden. Zielartenlisten und Maßnahmen sind unter Berücksichtigung regionaler Vorkommen und Habitatansprüche unter Zuhilfenahme von Literatur- und Expertenwissen für die einzelnen Projekte anzupassen. Bei der Umsetzung der Verbundplanungen in den Kantonen werden Daten aus dem national ökologischen Netzwerk (REN) und zu den für die Schweiz ausgearbeiteten Wildkorridoren einbezogen.

Die Arbeit mit Zielarten ist auf jeden Fall ein anspruchsvoller Weg und Biotopverbundprojekte, welche den vorgegebenen Anforderungen entsprechen, sind sehr planungsintensiv (Winter 2001, Hänel 2007). In der Schweiz wurde von den Kantonen dementsprechend befürchtet, dass eine an den Mindestanforderungen orientierte Umsetzung von Biotopverbundprojekten sehr „planungslastig“ sei (Winter 2001). Auch unter Berücksichtigung der begrenzten Erfolge von unspezifischen Ökoausgleichsmaßnahmen in der Schweiz wird dieses Vorgehen aber als einzige Möglichkeit für einen Biotopverbund angesehen, der den gesetzlichen Ansprüchen und internationalen Abkommen genügt (Winter 2001, Hänel 2007).

Für die Umsetzung eines an Zielarten orientierten Biotopverbunds in die Praxis ist neben den Kriterien Gefährdung durch Fragmentierung und Mitnahmeeffekt die Berücksichtigung weiterer Kriterien bei der Artenauswahl hilfreich (Jedicke 2010, Schweizerische Eidgenossenschaft, http://www.agroscope.admin.ch/ziel-leitarten/00631/index.html?lang=de#sprungmarke0_45). Damit an Zielarten ausgerichtete Maßnahmen geplant und umgesetzt werden können, müssen die Ansprüche dieser Arten an Habitat und Verbund bekannt sein. Um den Erfolg der Projekte überprüfen zu können, sollte zudem die methodische Erfassbarkeit der Arten als weiteres Kriterium der Artenauswahl herangezogen werden. Auch die Attraktivität der Zielarten kann für die Akzeptanz der Maßnahmen in der Bevölkerung ein Auswahlkriterium darstellen.

4.3 „Funktionierende Korridore“

4.3.1 Verschiedene Ansprüche an Korridore

Die Beantwortung der Frage, ob ein bestimmter Korridor zum Biotopverbund beiträgt, kann nie pauschal, sondern immer nur für einzelne Arten und das jeweilige Gebiet beantwortet werden. Ergebnisse zur Funktion von Korridoren können nicht einfach auf andere Arten oder andere räumliche Skalen übertragen werden (Beier & Noss 1998).

Grundsätzlich werden von allen Arten die Korridore am besten angenommen und genutzt, welche ihrem Habitat am ähnlichsten sind (Hinsley & Bellamy 2000). Die Arten unterscheiden sich jedoch deutlich darin, welche Einschränkungen sie bei der Qualität (Habitatähnlichkeit) von Korridoren hinnehmen können. Loney & Hobbs (1991) teilten Arten nach ihren Anforderungen an die Qualität von Korridoren folgendermaßen ein:

1. Arten, welche für ihre Wanderung zwischen zwei Habitaten auf keinerlei Verbindungen angewiesen sind,
2. Arten, welchen rudimentäre Korridore ausreichen (z.B. Zäune, Hecken),
3. Arten, welche Trittsteinbiotope zwischen zwei Habitaten für ihre Wanderung benötigen,
4. Arten, welche zumindest durchgehende Korridore benötigen (aber nicht unbedingt in Habitatqualität),
5. Arten, welche auf durchgehende Korridore hoher Qualität angewiesen sind (= Habitat zwischen den verbundenen Biotopen).

Für Arten der ersten Gruppe spielt die Gestaltung der Korridore kaum eine Rolle. Für Zugvögel, welche zu dieser Gruppe zu zählen sind, ist das Vorhandensein geeigneter Kernflächen entlang ihrer Migrationsroute entscheidend. Für diese Arten ist daher der klassische Biotopschutz von Flächen entlang der Biotopverbundachsen die geeignetste Erhaltungsmaßnahme. Die Frage zur Gestaltung von funktionsfähigen Korridoren stellt sich daher primär für die anderen vier Gruppen.

Die höchsten Ansprüche an die Ausstattung von Korridoren stellen wenig mobile Spezialisten der jeweiligen Lebensräume, welche deshalb von Fragmentierung am stärksten betroffen sind (Gruppe 5). Wenig mobile Arten können je nach Länge eines Korridors mehrere Tage bis hin zu mehreren Generationen benötigen, um einen Korridor zu durchqueren und sind darauf angewiesen, dass dieser alle Habitatfunktionen erfüllt. Je spezialisierter sie auf einen Lebensraum sind, desto stärker sind sie zudem darauf angewiesen, dass der Korridor ihrem Habitat gleicht. Beier & Loe (1992) fassten diese Gruppe von Arten, für welche Korridore Habitatfunktionen erfüllen müssen, als Korridor-Bewohner („corridor dwellers“) zusammen. Zu diesen zählen die meisten Pflanzen, Reptilien, Amphibien, Insekten, kleine Säugetiere und Vögel mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (Beier & Loe 1992). Für Laufkäfer und Bodenspinnen wurde dementsprechend gezeigt, dass sie auf Korridore angewiesen sind, welche ihrem Habitat weitgehend ähneln (Barth & Glagla-Dietz 2005). Gerade für Pflanzen kann jedoch das Vorhandensein von mobilen Tieren, welche sie in Form von Diasporen oder auch Pollen zwischen den geeigneten Habitaten transportieren, ebenso effektiv sein, wie ein statischer Korridor mit Habitatfunktion.

Für die zweite Gruppe von Arten, welche einen Korridor in einer einzigen Wanderung von kurzer Dauer überwinden können, muss ein Korridor nicht die gleiche Qualität wie die angrenzenden Habitate haben, sondern die Tiere lediglich zur Benutzung motivieren. Beier und Loe (1992) fassten diese Gruppe als Durchgangs-Arten („passage species“) zusammen. Die Durchquerung der Korridore kann bei diesen im Rahmen von saisonalen Wanderungen oder Ausbreitungswanderungen von Juvenilen oder im Rahmen von Bewegungen innerhalb ihres Habitats stattfinden. Zu dieser Gruppe zählen wandernde Arten, ebenso wie große Herbivoren und mittelgroße bis große Raubtiere. Doch auch für mobile Schmetterlinge wurde nach-

gewiesen, dass sie Korridore von geringer Habitatqualität zur Durchquerung nutzen (Haddad & Tewksbury 2005, Skórka et al. 2013).

Für die Umsetzung des Biotopverbundes bedeutet dies, dass die Mindestqualität von Korridoren auf kleiner räumlicher Ebene, welche für wenig mobile Zielarten entscheidend ist, i.d.R. höher sein muss (Abbildung 11), als bei Korridoren, welche primär für mobilere Arten nutzbar sein sollen.



Abbildung 11: Sandkorridor (250 m x 22 m) aus Tiefsandaufschüttung (2) zum lokalen Verbund zwischen Restitutionsfläche (3) und gut ausgebildeter Leitbildfläche (1) (aus Eichberg et al. 2010).

Zu beantworten ist die Frage, ob ein bestimmter Korridor zum Biotopverbund für eine Art beitragen kann, durch die Zusammenstellung der Ergebnisse von empirischen Studien zur Nutzung bestimmter Strukturen/Korridore durch verschiedene Arten. Der entscheidende Schritt zur Etablierung eines für die Zielarten funktionierenden Biotopverbundsystems ist der Transfer dieser Ergebnisse von empirischen Studien in die Planungspraxis (Opdam et al. 2002). Wichtige Informationen liefern hierzu Studien zum Bewegungsverhalten von Arten in der Landschaft und natürlich Studien zur Nutzung von Korridoren. Basierend auf diesen Informationen müssen allgemeine Regeln zur Gestaltung von funktionsfähigen Korridoren für Zielarten bzw. Zielartengruppen abgeleitet werden.

4.3.2 Fallstudien zum Verhalten von Tieren in Korridoren

Ob ein Korridor von einer Art durchquert wird, hängt davon ab, mit welcher Wahrscheinlichkeit Individuen einen Korridor betreten und wie sie sich in diesem verhalten. Damit ein Korridor seine Funktion erfüllt, muss die Wahrscheinlichkeit, dass ein Tier sein Habitat durch einen Korridor verlässt größer sein als durch zufällige Bewegungsmuster zu erwarten wäre und ein größerer Anteil an Tieren muss sich durch einen Korridor erfolgreicher ausbreiten als durch die Landschaftsmatrix (Haddad 1999).

Um Korridore zu konstruieren, welche von den Zielarten angenommen werden, ist es daher hilfreich sich mit den Prozessen zu befassen, welche das Verhalten der Tiere bei der Habitatwahl und bei Bewegungen steuern (Lesley et al. 2006).

Bei der Auswertung von Studien zum Bewegungsverhalten von Tieren ist zu unterscheiden, ob sich ein Tier in der Ausbreitungsphase befindet (z.B. auch bei Translokationsstudien), oder ob es sich innerhalb seines Lebensraums befindet (Bowne et al. 1999). Innerhalb einer Art kann es zudem signifikante Unterschiede im Bewegungsverhalten zwischen Männchen und Weibchen geben (Skórka et al. 2013).

Da Korridore Verhalten und Bewegungen von Tieren beeinflussen sollen, konzentrieren sich viele Studien zu Korridoren auf Verhalten und Bewegungsmuster verschiedener Tierarten an Habitatgrenzen, in der Matrix und in Habitaten unterschiedlicher Qualität.

In der Regel bewegen sich Tiere in der Matrix schneller und geradliniger fort, als innerhalb ihres Habitats (Tischendorf & Wissel 1997, Baum et al. 2004, Skórka et al. 2013). Je habitat-ähnlicher eine Matrix ist, desto ungerichteter und langsamer wurden beispielsweise die Bewegungen von Grashüpfern in einer Untersuchung (Baum et al. 2004). Auch Salamander (*Ensatina escholtzii*) bewegten sich schneller in der Matrix fort als in Korridoren (Rosenberg et al. 1998). Dadurch, dass in dieser Studie insgesamt mehr Individuen den Korridor nutzten als die Matrix um in das Ziel-Habitat zu gelangen, waren die Einwanderungsraten durch den Korridor und durch die auf viel größerer Fläche zur Verfügung stehende Matrix vergleichbar. Derartige Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass für diese Arten auf die Anlage von Korridoren verzichtet werden kann, wenn Habitate in erreichbarer Nähe vorhanden und die Matrix ausreichend durchlässig ist und daher von den Tieren zur Durchquerung genutzt werden kann.

Wenn allerdings die Bedürfnisse der Arten in der Matrix gar nicht erfüllt werden und/oder die Mortalität in der Matrix stark erhöht ist, wird die Wahrscheinlichkeit geringer, dass Tiere durch die Matrix ins nächstgelegene Habitat finden. Aufgrund der schnelleren Durchquerung von Flächen mit niedrigerer Qualität als dem Habitat schlagen Skórka et al. (2013) für den Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*) Korridore vor, welche die Individuen in das nächstgelegene Habitat leiten und zwar genügend Nahrung, jedoch keine geeigneten Eiablageplätze bieten. Als derartige Korridore könnten für *M. teleius* beispielsweise blütenreiche Straßen- oder Waldränder ohne Eiablagepflanzen dienen.

Auch Untersuchungen zur Barrierewirkung unterschiedlicher Strukturen (z.B. befestigte Wege oder unterschiedliche Vegetationstypen) erlauben Rückschlüsse auf den Nutzen von Korridoren (Warren 1987, Mader et al. 1990, Ricketts 2001). Die Reaktion auf Barrieren muss auch bei der Einstufung der Tierarten nach ihrer Beweglichkeit (Vagilität) beachtet werden. Bei dieser Einstufung ist die maximal nachgewiesene Ortsbewegung einer Art aber auch die Barrierewirkung verschiedener Strukturen von Bedeutung (Burkhardt et al. 2010). Häufig sind wenig mobile Arten mit geringem Aktionsradius (meist kleinere Arten) jedoch auch am sensibelsten, was die Barrierewirkung von Strukturen in der Landschaft angeht (Ricketts 2001, Hudgens & Haddad 2003). Verallgemeinern lässt sich dies jedoch nicht.

Für die praktische Umsetzung des Biotopverbunds in Deutschland wurde im Rahmen des Projektes „Überwindung von Barrieren“ (Reck et al. 2008) eine Literaturstudie zur Nutzung von Korridoren und zur Überwindung verschiedener Barrieren durch Säugetiere und Reptilien von Herrmann und Mathews (2007) durchgeführt. Eine Datenbank zu Mobilität, Raumanspruch und zur Wirkung von Barrieren für Säugetiere, Reptilien und weitere Tiergruppen, insbesondere Wirbellose, wurde ebenfalls in diesem Projekt erstellt. Eine Testversion dieser Datenbank ist frei zugänglich unter <http://www.jagdnetz.de/naturschutz/biotopvernetzung/>

?meta_id=1038&modul_id=8614. Für Zielarten des Biotopverbunds in den Niederlanden wurden aus dem arttypischen Verhalten abgeleitete Anforderungen an Korridore in einem Handbuch zur Etablierung funktionsfähiger Korridore zusammengestellt (Alterra 2001).

4.3.3 Breite und Länge von Korridoren

Ebenso wie die Funktion eines Korridors immer nur für einzelne Arten bestimmt werden kann, lassen sich nur schwer pauschale Angaben zu Auswirkungen von Korridorbreite und Korridorlänge auf die Funktion eines Korridors treffen. Offensichtlich ist jedoch, dass mit zunehmender Länge des Korridors diesen immer weniger Arten als Durchgangsarten nutzen können und damit immer mehr Arten auf eine hohe Ähnlichkeit zum Habitat angewiesen sind.

Die Anforderungen an Korridore wachsen damit mit zunehmender zu überbrückender Distanz, auch bei gleichbleibender Zielartenausrichtung. Eine Meta-Studie zu Korridoren von Gilbert-Norton et al. (2010) zeigte, dass mit zunehmender Distanz zwischen zwei Habitaten der Austausch über Korridore in der Regel geringer wird. In Hecken nahm entsprechend unabhängig vom Alter der Hecke mit zunehmender Entfernung zum Wald die Anzahl der Waldpflanzenarten ab (Wehling & Diekmann 2009).

Wenn Korridore für die Zielarten keine Habitatfunktion erfüllen müssen, sondern lediglich als Wanderungsstrecke dienen, hängt die maximale Länge, welche ein Korridor haben sollte, von der Zeit ab, welche Zielarten zur Durchquerung benötigen. In diesem Fall ist es für die Funktionsfähigkeit des Korridors entscheidend, dass er innerhalb einer Aktivitätsperiode durchquert werden kann (Tischendorf & Wissel 1997).

Auch für Untersuchungen zur Funktion von Korridoren für bestimmte Arten ist es wichtig, den Aktionsradius der Arten zu beachten. Liegen die durch Korridore verbundenen Habitate innerhalb des Radius, welcher regelmäßig auf der Suche nach Nahrung genutzt wird, kann dies der Grund dafür sein, dass ein Korridor für diese Art keinen zusätzlichen Nutzen bringt (Öckinger & Smith 2008). Daher hängt vom Aktionsradius der Arten ab, auf welcher räumlichen Skala Studien zum Nutzen von Verbundkorridoren sinnvoll sind. Der Radius in dem ein isoliertes Habitat von einem Individuum aufgesucht wird, hängt somit mit deren Mobilität und damit oftmals auch mit der Körpergröße der Arten zusammen. So sind auch innerhalb einer Tierklasse oder Tierordnung große Arten häufig zur Überwindung größerer und für sie unwirtschaftlicherer Strecken fähig als kleine Arten. Große, an Waldhabitate gebundene Vogelarten durchquerten beispielsweise eher eine andersartige Matrix, um das nächste Habitat zu erreichen als kleinere Vogelarten (Bellamy & Hinsley 2005). Auch für Schmetterlinge zeigte sich, dass größere und damit mobilere Arten eher eine Matrix durchqueren, um in das nächste Habitat zu gelangen, als kleinflügelige Arten (Ricketts 2001).

Von der Länge des Korridors hängt wiederum die nötige Breite ab. Zur Überwindung einer kurzen Strecke werden schmalere Korridore von den Tieren angenommen, als bei der Überwindung größerer Strecken (Beier & Loe 1992).

Aus dem Länge/Breite-Verhältnis von Grünbrücken, welche nachweislich von Großsäugern genutzt werden, lässt sich auf eine Funktionsfähigkeit bei einem Verhältnis von ≥ 0.16 an der schmalsten Stelle der Grünbrücken schließen (Alterra 2001). Für die Umsetzung des Biotopverbunds in den Niederlanden leitete man daraus als groben Anhaltspunkt Mindestbreiten von Korridoren in Abhängigkeit von der zu überwindenden Distanz ab (Tabelle 4).

Tabelle 4: Richtwerte für Minimalbreiten in Abhängigkeit von der Korridorlänge (Alterra 2001).

Distanz [km]	Minimalbreite Korridor [m]
1	>160
2	>320
3	>480
4	>640

Die Ausstrahlung von Randeffekten in einen Korridor hinein, kann ebenfalls zur Bestimmung einer Mindestbreite dienen. Gerade wenig mobile Arten mit hohen Habitatansprüchen sind oftmals auf Korridore mit einem zentralen Bereich ohne Einwirkung von Randeffekten angewiesen. Randeffekte stellen beispielsweise die Beschattung bei Offenlandkorridoren durch umgebende Waldgebiete oder der Eintrag von Nährstoffen und Pestiziden aus benachbarten Landwirtschaftsflächen dar. Pryke & Samways (2012) fanden für durch Kieferforste führende Grünlandkorridore, dass ab einer Mindestbreite von 64 m eine von Randeffekten unbeeinflusste Zone im Korridor bestehen blieb, deren Artenvielfalt vergleichbar mit der Artenvielfalt der angrenzenden Kernflächen war. Für Arten, welche habitatähnliche Korridorbedingungen benötigen, sollte dieser von Randeffekte unbeeinflusste Bereich möglichst breit sein. Stenotope Schmetterlinge nahmen Grünlandkorridore durch Kieferforste entsprechend der Vorhersage aufgrund der Randeffekte nicht an, wenn diese schmaler als 50 m waren, während Korridore ab 250 m auf ausreichender Fläche Habitatqualität aufwiesen und gut angenommen wurden (Pryke & Samways 2001).

Ebenso können Waldarten auf ein waldähnliches Mikroklima angewiesen sein, welches bei Hecken als Verbundstrukturen erst ab einer bestimmten Breite gegeben ist. Bezüglich der Mindestbreite von Hecken als Korridore für waldgebundene Wirbellose und Pflanzenarten finden sich in der Literatur Angaben von 3 bis 10 m Breite. Für Waldarten wurden mehrreihige Anpflanzungen von mindestens drei Meter Breite gefordert (Pohle 1978 und Spreier 1982 in Mader et al. 1986). Der Anteil der Waldarten bei den Carabiden in schmalen Hecken betrug 20-30 %, während dieser bei über 6 m breiten Hecken bereits bei 60 % lag (Glück & Kreisel 1988). Das Vorkommen stenotoper Waldpflanzenarten wurde in einer weiteren Studie erst bei über 50 Jahre alten Hecken von mindestens 10 m Breite gefördert (Liira & Paal 2013).

Aus Studien zur minimalen Korridorbreite für sieben Säugetiere schloss Harrison (1992), dass für diese Korridore jeweils eine Mindestbreite nötig ist, welche der Wurzel des halben täglich genutzten Raumes („home range“) entspricht.

Die nötige Mindestbreite hängt jedoch immer von einer Vielzahl von Faktoren ab: der Qualität des Korridors und der jeweiligen verbundenen Lebensräume, der Lebensraumdynamik bzw. Managementintensität und der Qualität der umgebenden Matrix. Daher sind pauschale Angaben schwierig.

Modellierungen kamen unter Einbeziehung von unterschiedlichen Bewegungsmustern (Umkehrwinkel beim Erreichen von Rändern, Autokorrelation der Bewegung) zu dem Ergebnis, dass mit der Korridorbreite die Wahrscheinlichkeit der Durchquerung asymptotisch zunimmt (Tischendorf & Wissel 1997). Diese Modelle basieren auf den Annahmen, dass entweder in

Randnähe die Überlebenswahrscheinlichkeit verringert ist oder mit jedem Randkontakt durch die Änderung der Bewegungsrichtung die Durchquerungswahrscheinlichkeit sinkt. Während viele Studien bezüglich der Breite von Korridoren dementsprechend für „so breit wie möglich“ plädieren (z.B. Waldkorridore mindestens 100 m damit auch stenöke Arten des Waldinnenraums den Korridor nutzen können, Buckley et al. 2002), kam eine experimentelle Studie zu dem Ergebnis, dass es auch optimale Korridorbreiten geben kann (Andreassen et al. 1996). Zu schmale Korridore wurden in dieser Studie mit Wühlmäusen kaum betreten, während die breiten Korridore zu ungerichteten Bewegungsmustern führten und somit die Durchquerung unwahrscheinlicher machten, wodurch Korridore mittlerer Breite die höchsten Durchquerungsraten hatten. Korridorränder dienten in diesem Fall als Orientierungslinien und reduzierten die Umkehrwahrscheinlichkeit.

Bei flussbegleitenden Korridoren (schmal, mittel, breit) zeigte sich, dass Eichhörnchen, Reptilien und Amphibien diese häufiger durchquerten je breiter die Korridore waren und dass die breitesten Korridore von Eichhörnchen sogar als Habitat genutzt wurden (Nestbau). Nur kleine Säuger stellten in dieser Untersuchung eine Ausnahme dar und nutzten die schmalsten Korridore am häufigsten. In diesem Fall bewirkte aber nicht die Breite die Präferenz für schmale Korridore, sondern die abweichende Vegetationsstruktur. Die gestrüppartigen Bedingungen der schmalen Korridore waren vermutlich ausschlaggebend für dieses Verhalten (Dickson 1989 in Harris & Scheck 1991).

In der Regel wird mit zunehmender Breite eines Korridors jedoch die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass alle Korridorbewohner (nicht nur die Zielarten) die von ihnen benötigten Habitatelemente vorfinden. Auch der Einfluss von Randeffekten wird mit zunehmender Breite vermindert (Beier et al. 2006, Lees & Peres 2008). Für Korridore, welche möglichst alle Habitatstrukturen enthalten sollen und somit von dem gesamten Artenspektrum der verbundenen Habitate genutzt werden können, werden nach Reck et al. (2005) Breiten zwischen 400 m und 4000 m als zielführend angesehen. Eine Studie im brasilianischen Amazonasgebiet zeigte dementsprechend, dass Korridore mit einer Breite unter 400 m sich nicht positiv auf die Artenzahlen von Vögeln und Säugetieren auswirkten, wobei vor allem die zumeist niedrigere Qualität der schmälere Korridore deren geringeren Nutzen bewirkte (Lees & Peres 2008). Der BUND (2012) fordert die Anlage von Korridoren von 100 bis 2000 m Breite.

4.3.4 Bedeutung der Landschaftsmatrix

Untersuchungen zur Habitatfragmentierung haben ihre theoretische Grundlage in der Inselbiogeographie (MacArthur & Wilson 1967) und im Metapopulationskonzept (Hanski 1999). Bei beiden Theorien werden Habitate von der Matrix unterschieden, welche als homogenes, unwirtliches und somit ökologisch irrelevantes Gebiet aufgefasst wird (Prevedello & Vieira 2010).

Studien zur Nutzung der Landschaftsmatrix im Vergleich zu habitatähnlichen Korridoren machen deutlich, dass auch eine von den Arten nutzbare Landschaftsmatrix zum Biotopverbund beitragen kann. Die Auswirkung der Beschaffenheit der Matrix, in welche ein Korridor eingebettet ist, auf ihre Vernetzungsfunktion und auf die Vernetzungsfunktion eines in ihr gelegenen Korridors fand in den letzten Jahre zunehmend Beachtung (u.a. Bowne et al. 1999, Ricketts 2001, Haynes et al. 2007, Schmiegelow 2007, Brady et al. 2009, Hansbauer et al. 2010, Reviews: Jules & Shahani 2003, Murphy & Lovett-Doust 2004, Prevedello & Vieira 2010).



Eine in der Tat für die meisten Arten schwer passierbare Landschaftsmatrix: eine Ackerlandschaft nach der Flurbereinigung.

In einem Review zu Auswirkungen unterschiedlicher Matrix-Beschaffenheiten auf Individuen, Populationen und Gemeinschaften zeigte sich bei 95 % der Studien eine Auswirkung der Matrix auf die untersuchten Parameter (Prevedello & Vieira 2010). In 88 % der Studien trugen die Matrices umso mehr zur Habitatvernetzung bei, je ähnlicher sie dem Habitat von der Struktur her waren – ein Muster, dass trotz vorhandener artspezifische Unterschiede als allgemeine Richtlinie für das Management der Matrix (und natürlich auch von Korridoren) in fragmentierten Landschaften gelten sollte (Prevedello & Vieira 2010).

Für im Offenland lebende Schmetterlinge wurde dementsprechend gezeigt, dass eine Matrix aus Weidengebüschen von den meisten Arten häufiger überwunden wird, als eine Nadelwald-Matrix (Ricketts 2001). Eine im Waldinneren lebende Vogelart nutzte Gebüsche ebenso wie bewaldete Korridore, durchquerte jedoch kein Offenland (Castellon & Sieving 2006).

In einer Metastudie zur Funktion von Korridoren zeigten 23 % der Studien, dass die untersuchten Korridore weniger genutzt wurden, als die umgebende Matrix (Gilbert-Norton et al. 2010). Neben der Erklärung, dass die räumliche Skala dieser Experimente für die untersuchten Arten unpassend gewählt gewesen sein könnte, vermuteten die Autoren, dass Arten nicht auf Korridore reagieren, wenn die auf viel größerer Fläche zur Verfügung stehende Matrix als dem Habitat gleichwertig oder nur geringfügig schlechter wahrgenommen wird. Je nach Qualität der Matrix aus Sicht der einzelnen Arten, kann diese Wanderbewegungen zwischen Habitaten und Pollenaustausch fördern, aber auch die in die Habitats einstrahlenden Randeffekte gering halten (Jules & Shahani 2003).

Vielfach wird aufgrund der potenziellen Bedeutung der Matrix als Wanderungsstrecke gefordert, zur Erhöhung der Konnektivität zwischen Habitaten nicht nur Korridore und Trittsteinbio-

tope einzusetzen, sondern auch die Möglichkeit des Matrixmanagements in Betracht zu ziehen, womit eine für viele Arten permeable Matrix geschaffen werden könnte (Beier & Noss 1998, Bowne et al. 1999, Ricketts 2001, Castellon & Sieving 2006, Prevedello & Vieira 2010). Entgegengesetzte Auswirkungen dürften Maßnahmen der Flurbereinigung gehabt haben, welche die Strukturvielfalt der Landschaft stark gemindert haben (Abbildung 12).



Abbildung 12: Die Aufweitung des Knicknetzes in Schleswig-Holstein im Rahmen der Flurbereinigung dürfte sich für viele Arten negativ auf die Durchlässigkeit der Landschaft ausgewirkt haben. Knicks um Bönstrup zwischen 1975 und 1977 (Quelle: Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein, Auswertung der Biotopkartierung, 1989).

Modellierungen und empirische Tests ergaben, dass der Nutzen von Korridoren umso größer sein sollte, je weniger die Matrix für Wanderungen zwischen den Habitaten genutzt wird (Hudgens & Haddad 2003, Öckinger & Smith 2008). Aber auch, wenn die Matrix für die jeweilige Tierart eine geringe Barrierewirkung hat, kann der Austausch zwischen zwei Habitaten durch Korridore stärker gefördert werden, als bei Korridoren in Matrices mit hoher Barrierewirkung (Baum et al. 2004). Ebenso können Trittsteine nur von Tierarten zur Durchquerung einer Matrix genutzt werden, wenn der Übergang von Habitat zu Matrix nicht als Ausbreitungsgrenze wirkt (Baum et al. 2004). Die Barrierewirkung ist umso geringer, je weicher und fließender der Übergang von Habitat zu Matrix ist (Baum et al. 2004). Dies wurde für Vögel, Säugetiere, Insekten und Pflanzen nachgewiesen (Zitate in Prevedello & Vieira 2010).

Um die Durchlässigkeit der Matrix zu erhöhen, kann es ausreichen, wenn einzelne Stellen der Matrix dem Habitat entsprechen bzw. einzelne für die jeweilige Zielart wichtige Elemente auch in der Matrix vorhanden sind (z.B. Totholz) (Rosenberg et al. 1997, Bowne et al. 1999, Bender & Fahrig 2005). Tiere bewegen sich dann innerhalb der Matrix von einem habitatähnlichen Bereich zum nächsten fort. In einer Matrix bestehend aus einem Mosaik von unterschiedlich stark verbuschten und bewaldeten Flächen, nutzten Arten aus dem angrenzenden Offenland vermehrt die lichtereren Bereiche, während Waldarten sich bei ihren Wanderungen durch die Matrix an die waldähnlicheren Bereiche hielten (Eggers et al. 2009). Auch in einer Studie zu Ausbreitungsbewegungen von im Offenland lebenden Baumwollratten (*Sigmodon hispidus*) zeigte sich, dass diese zwar Korridore -wenn vorhanden- für ihre Wanderungen

bevorzugten, sie aber ebenso die Matrix durchqueren konnten. Dabei nutzten sie hauptsächlich bestimmte Mikrohabitate in der Matrix entlang derer sie sich bewegten (Stellen mit geringer Baumdeckung) (Bowne et al. 1999). Zum Verständnis dafür, welche Matrixelemente für einzelne Arten zur Durchquerung nötig sind, ist demnach die Kenntnis der artspezifischen Reaktion auf bestimmte Merkmale von Mikro- und Makrohabitaten entscheidend (Bowne et al. 1999).

Für Amphibien und epigäische Arthropoden hängt die Permeabilität der Matrix zudem nicht nur vom Vorhandensein von bestimmten Strukturen ab, sondern auch vom Witterungsverlauf. Der Übertritt aus einem optimalen Habitat in eine unwirtliche Matrix durch ein wechselwarmes Tier ist bei höheren Temperaturen wahrscheinlicher (Delattre et al. 2013).

Halboffene Korridore

Mit der Anlage halboffener Korridore zwischen Wald- und Offenlandlebensräumen oder auch als Verbundelemente zwischen Kernlebensräumen möchte man sich das Verhalten von Arten in einer Matrix, welche Elemente des Lebensraums enthält, zunutze machen. Durch die Anlage halboffener Korridore, welche mosaikartig Elemente der verbundenen Lebensräume vereinen, soll die Barrierewirkung auch für wenig mobile Spezialisten beider Lebensräume so gering gehalten werden, dass diese den Korridor zumindest zur Durchquerung nutzen. Halboffene Korridore könnten zudem das Problem beheben, dass Korridore für einen Lebensraum immer auch andere Habitats zerschneiden und somit von Fall zu Fall entschieden werden muss, welche Habitats und Arten im jeweils als prioritär einzustufen sind. Im Optimalfall entspricht ihre Ausgestaltung einer für alle Arten durchlässigen Landschaftsmatrix, welche auch für sich alleine stehend ein wertvolles Habitat darstellt.

Die einzige Studie, welche sich bisher mit halboffenen Korridoren als Verbundstruktur von zwei unterschiedlichen Biotoptypen beschäftigte, überprüfte die gleichzeitige Vernetzung von Heide- und Waldhabitats für stenotope, ausbreitungsschwache Laufkäfer beider Habitattypen. (Eggers et al. 2009).

Die in der Studie von Eggers et al. (2009) gegebene Definition für halboffene Korridore zwischen Heideflächen und Kiefernwald lautete: „connecting elements between open and woody habitats characterized by a mixture of heather-dominated vegetation, shrubs, single trees and groups of trees“ (Verbindungselemente zwischen offenen und geschlossenen Habitats, welche sich aus Heide-dominierte Vegetation, Büschen, Einzelbäumen und Baumgruppen zusammensetzen). Diese Korridore können weder als Offenland noch als lichter Wald klassifiziert werden und sollten somit stenotopen Arten beider Vegetationstypen die Durchquerung ermöglichen. Die Verbundfunktion für stenotope Wald- und Offenlandarten wurde in der Studie von Eggers et al. (2009) für zwei halboffene Korridore (400 m x 40 m und 300 m x 20 m) nachgewiesen, welche sowohl Heideflächen als auch Kiefernwald miteinander vernetzten. Stenotope Laufkäfer beider Habitats kamen in den Korridoren vor (alle stenotopen Waldarten und 13 von 18 Heidearten), während viele dieser Arten in dem jeweils anderen Habitat nicht gefunden wurden (6 von 11 Waldarten wurden nie in der Heide gefangen, 16 von 18 Offenlandarten nie im Wald). Waldarten wurden häufiger in den waldähnlicheren Bereichen der Korridore gefangen.

Arten, für welche ein Vorkommensschwerpunkt in den halboffenen Korridoren nachgewiesen wurde, waren eurytope Arten und Ökotonbewohner.

Auch wenn es mit dieser Untersuchung nicht möglich war Ausbreitungsdistanzen über 100 m in den Korridor hinein nachzuweisen (mit der Fang-Wiederfangmethode), zeigte sich das Potenzial halboffener Korridore, gleichzeitig Wald- und Offenlandhabitats zu vernetzen.

Die Schwierigkeit des Managements von Korridoren liegt in deren linearer Struktur und dem damit verbundenen Einfluss von Randeffekten. Zum Erhalt der halboffenen Korridore wurde Beweidung vorgeschlagen, da andere traditionelle Managementmethoden, wie Plaggen oder kontrolliertes Brennen zur Offenhaltung der Heide in halboffenen Korridoren nicht umsetzbar sind. Zudem können Weidetiere als „bewegliche Korridore“ die Ausbrei-

tung von Pflanzen fördern und zum Erhalt der gewünschten halboffenen Struktur beitragen.

Auch wenn es aktuell mit dieser einen Ausnahme keine Studien zur Funktion halboffener Korridore gibt, lassen sich Hinweise zum potenziellen Nutzen halboffener Korridore sowohl aus den Untersuchungen zur Bedeutung der Matrix für die Ausbreitung von Arten als auch aus Studien zu halboffenen Landschaften erhalten.

Untersuchungen zu halboffenen (Weide-)Landschaften deuten auf das Potenzial halboffener Korridore als (Wanderungs-)Habitat für Offenland- und Waldarten hin. Halboffene Landschaften machten in NW-Europa über Jahrhunderte einen Großteil der Landschaft aus und Relikte dieser Landschaften weisen eine hohe Diversität an Wald- und Offenlandarten auf (Harding & Rose 1986, Lederbogen et al. 2004, u.v.m.). Untersuchungen von Lederbogen et al. (2004) zu Allmendweiden zeigten, dass auch bei halboffenen Vegetationsstrukturen (Kronenhöhe 2-5 m, 30-70 % Kronendichte) noch sehr viel Licht bis zur Krautschicht durchdringt, so dass sich Arten des Offenlandes dort halten können. Das Mosaik aus stark beschatteten und lichten Standorten (mittlere Deckung Baumschicht 55 %) ermöglichte Vorkommen von schattenverträglichen Arten der Buchen-Eichenwälder ebenso wie von Arten früherer Sukzessionsstadien einschließlich der Wiesen (Molinio-Arrhenatheretea). Der anthropogenen Standortvielfalt der Allmendweiden wurde daher eine besondere Bedeutung für die Artenvielfalt dieser Flächen zugesprochen.

Standortmosaiken aus offeneren und geschlosseneren Bereichen entstehen auch durch das Zulassen der für Naturwälder typischen Mosaikzyklus-Dynamik. Dabei sind Bereiche mit gleichartigen Standortbedingungen selten weiter als 30-50 m voneinander entfernt (Barth & Gagla-Dietz 2005). Barth & Gagla-Dietz (2005) schrieben diesem relativ kleinräumigen Standortmosaik eine große Bedeutung für die Vernetzung von Populationen wenig mobiler Arten zu. Die Autoren befürworteten auch das Zulassen der Mosaik-Zyklusdynamik in Korridoren (Bsp. Grünbrücken), da das vielfältige Angebot an Lebensraumkomponenten die Bedürfnisse vieler Arten abdecken und somit die Nutzung der Korridore durch einen Großteil der Arten eines Gebietes ermöglichen könnte.

Strukturen lichter parkartiger Wälder stellen zudem wichtige Habitate für Besiedler von Wald-Offenlandökotonen dar, welche heute seltene und meist Rote Liste Arten sind (Petraik 2005). Strukturell aufgelöste weiche Grenzen zwischen Offenland und Wald sind besonders für viele wirbellose Lichtwaldarten essentiell (Lederbogen et al. 2004).



Eine Checkliste mit Punkten, welche bei der Planung von Korridoren beachtet werden sollten, wurde von Beier & Loe (1992) zusammengestellt. Diese umfasst:

- 1. Die Identifikation der zu verbindenden Habitats. Frage: Kann man davon ausgehen, dass diese Habitats langfristig erhalten bleiben?**
- 2. Auswahl von Zielarten, welche in den Habitats vorkommen. Bei diesen sollte es sich um Schirmarten mit unterschiedlichem Raumbedarf und unterschiedlicher Mobilität handeln, deren Schutz gleichzeitig anderen Arten das Überleben sichert.**
- 3. Für diese Zielarten sollten anschließend die Bedürfnisse zusammengestellt werden. Für die beweglichen Zielarten mit hohem Raumbedarf sollten zunächst Bewegungs- und Ausbreitungsmuster erfasst werden, um den vermutlich am meisten genutzten Korridor ausfindig zu machen (siehe auch Beier et al. 2008). Ebenso sollten für wenig mobile Arten, welche den Korridor als Habitat nutzen die einzelnen Bedürfnisse, wie Brut, Jungenaufzucht oder Keimungsansprüche, und die dazu nötigen Strukturen erfasst werden.**
- 4. Für alle potenziellen Korridore sollte abgeschätzt werden, in wie weit sie die Bedürfnisse der Zielarten erfüllen. Für Durchgangs-Arten sollte anhand der Lage und Vegetationsausstattung geprüft werden, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, dass sie den jeweiligen Korridor finden, betreten und vollständig durchqueren. Zudem sollte die Dauer beachtet werden, in der der Korridor durchquert werden kann, und welche Bedürfnisse in dieser Zeit durch den Korridor abgedeckt werden müssen (Schutz, Nahrung, Wasser etc.). Für Korridorbewohner ist es wichtig zu prüfen, ob die Zielarten bereits im Korridor vorhanden sind oder wenn nicht, ob sie in der Lage sind, diesen im Rahmen eines Ausbreitungsvorgangs oder einer saisonalen Wanderung zu erreichen. Zudem muss für Korridorbewohner überprüft werden, ob der Korridor als Habitat für die Zielarten geeignet ist (basierend auf den Ergebnissen von 3.) und ob es aufgrund der Bewegungsmuster der Zielarten wahrscheinlich ist, dass sie den Korridor finden, betreten und letztendlich als Habitat nutzen werden. Ebenso sollten aktuelle und zukünftige Gefahrenquellen für die Zielarten bei der Nutzung des Korridors erfasst werden (Lärm, Freizeitaktivitäten, Verkehr, Waldnutzung, Deichbau etc.).**
- 5. Lage und Ausgestaltung des Korridors sollten klar definiert und der zu erwartende Nutzen für die Zielarten dargestellt werden. Das zukünftige Management sollte festgelegt werden, um die langfristige Funktion des Korridors zu sichern. Dabei sollte das Management des Korridors selbst, aber auch die Nutzung der umgebenden Flächen berücksichtigt werden.**
- 6. Die Nutzung der errichteten Korridore durch die Zielarten sollte über ein Monitoring-Programm dokumentiert werden.**

5 Nachweis von Korridorfunktionen

Viele Studien befassen sich mit der Frage, ob Korridore den genetischen Austausch zwischen isolierten Habitaten fördern, oder ob auch über die unwirtlichere Landschaftsmatrix hinweg ein Austausch erfolgen kann. Ein für diese Fragestellung optimales, jedoch aufgrund der schwierigen Umsetzbarkeit und des hohen Flächenbedarfs kaum umsetzbares Versuchsdesign für den Nachweis der Funktion von Korridoren wurde von Nicholls & Margules (1991) und von Inglis & Underwood (1992) vorgeschlagen (Abbildung 13). Dieses umfasst sowohl Wiederholungen als auch die Randomisierung der Behandlungen. Die Behandlungen bestehen dabei aus dem Vorhandensein bzw. Fehlen von Korridoren und dem lokalen Auslösen von Populationen.

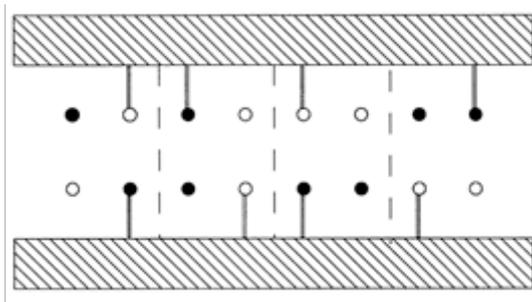


Abbildung 13: Untersuchungsdesign (randomisierte Blöcke) eines Experiments zur Untersuchung der Bedeutung von Korridoren für die Wiederbesiedlung von Habitaten mit ausgelöschten Populationen (ausgefüllte Kreise) und unmanipulierten, besiedelten Habitaten (offene Kreise) (aus Inglis & Underwood 1992).

Ein Experiment, welches unterschiedliche Untersuchungsgebiete als Wiederholungen und sowohl über Korridore verbundene Flächen als auch Vergleichsflächen ohne Korridorverbindung umfasst, ist das Savannah River Site-Experiments in South-Carolina, USA (Abbildung 14, aus Damschen et al. 2006). Eine Vielzahl grundsätzlicher Fragen zum Nutzen von Korridoren für einzelne Arten, Auswirkungen von Randeffekten, etc., konnten mit diesem Experiment bearbeitet werden.

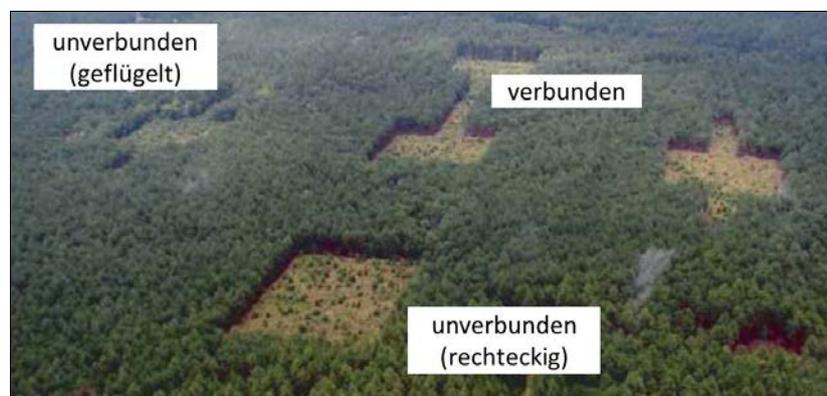


Abbildung 14: Eines der insgesamt 8 Untersuchungsgebiete des Savannah River Site-Experiments zur Funktion von Korridoren. Die Flächen sind teils mit Korridoren verbunden und teils isoliert. Isolierte Flächen sind teils geflügelt, um Korridoreffekte aufgrund von Habitatvergrößerungen abschätzen zu können (aus Damschen et al. 2006).

Veröffentlichungen, welche nur Ergebnisse aus einem Gebiet mit Korridor beschreiben, ohne die Ausbreitung durch die Landschaftsmatrix zu untersuchen, sind hingegen nicht hilfreich für die Frage nach dem Nutzen von Korridoren (Beier & Noss 1998).

Es ist allgemein akzeptiert, dass durch die Förderung der Einwanderung über Korridore gleichzeitig die Überlebenschance von Populationen und die Wahrscheinlichkeit der Wiederbesiedlung eines verbundenen Habitats erhöht werden. Daher kann der Nutzen von Korridoren über den Vergleich demographischer Parameter zwischen verbundenen und unverbundenen Habitaten (Parameter: Besiedlung von Habitaten, Artenvielfalt, Überlebenschancen, Vorkommenshäufigkeit einer Art etc.) oder auch allein durch die Förderung der Immigration durch Korridore nachgewiesen werden. Es darf jedoch nicht aus der Anwesenheit eines Individuums im Korridor auf eine erfolgreiche Durchquerung des Korridors geschlossen werden (Rosenberg et al. 1997).

Während es für die Funktion eines Korridors entscheidend ist, dass sich Individuen der verknüpften Populationen in diesen aufhalten und den Korridor durchqueren, ist das eigentliche Ziel von Korridoren erst erreicht, wenn sie nachweislich zur Erhöhung der demographischen Stabilität, zum Genfluss und zur Wiederbesiedlung beitragen. Genetische Ähnlichkeit und dauerhafte Habitatbesiedlung werden daher von Beier & Gregory (2012) als bessere Parameter betrachtet, um die Funktion und damit den Nutzen von Korridoren zu belegen.

Übersicht über Methoden zum Nachweis der Funktion von Korridoren:

- **Markierungs- und Wiederfangverfahren**, wobei die Tiere mit Farbcodes, Narben, Kratzern oder Löchern versehen werden (z.B. Eggers et al. 2009), bzw. bei Pflanzen Nachweis von Pollentransfer über fluoreszentes Puder (Townsend & Levey 2005) oder Nachweis von Ausbreitungsprozessen über Markierung von Pflanzen mit stabilen Isotopen (^{15}N), welche in den von diesen Individuen abstammenden Keimlingen nachweisbar sind (Carlo et al. 2009).
- **Telemetrierfahren:** Nutzung von „harmonischem Radar“ aus passiven Reflektordioden am Tier und Mikrowellensender + Empfänger (z.B. Riecken & Raths 1996) oder mittels aktiver Sender am Tier.
- **Richtungsselektive Fallenanlagen:** Für den richtungsselektiven Fang können Kreuzfallen oder an Barrieren bzw. an trichterförmig aufgestellten Leitschienen angebrachte Lebend- oder Dauerfallen herangezogen werden (Gruttke et al. 1998).
- **Analyse genetischer Unterschiede** zwischen über Korridore verbundenen und isolierten Populationen (z.B. Mech & Hallett 2001, Leidner & Haddad 2011).
- **Analyse längerer Zeitreihendaten:** Mehrjährige Fangergebnisse aus einem räumlichen Netz von Untersuchungsstandorten können Informationen zur Ausbreitung von Arten liefern, welche sich nicht markieren oder mit Sendern ausstatten lassen (kleine, weichhäutige und fragile Arten), oder welche jährlich nur mit wenigen Individuen nachweisbar sind (Gruttke et al. 1998).



Besonderter Lederlaufkäfer (*Carabus coriaceus*)

- **demographische Untersuchungen** an verbundenen und isolierten Populationen (Mansergh & Scotts 1989, Beier & Noss 1998).
- Für Pflanzen eignen sich zudem **Verpflanzungs- bzw. Aussaatversuche** im Korridor um dessen Habitataignung zu überprüfen (Fritz & Merriam 1993), oder **Epi- und Endozoochorie-Untersuchungen** um das Potential der Ausbreitung zwischen Habitaten über (Weide-)Tiere abschätzen zu können (Haddad et al. 2003, Wessels et al. 2008).
- Untersuchungen zum **Verhalten der Zielarten an Habitaträndern und in der Matrix** zum Abschätzen des potenziellen Nutzens von Korridoren (Zerbe 1989, Tischendorf & Wissel 1997, Haddad 1999).
- **Translokationsstudien**, bei welchen Individuen von ihrem Habitat entfernt werden und ihre (Rück-)Wege telemetrisch erfasst werden, geben Informationen über das Verhalten der Tiere in fragmentierten Landschaften (Haddad 2008).
- Ergänzend zu experimentellen Ansätzen und Freilandhebungen lassen sich mit **Modellierungen** zu erwartende Ausbreitungs- und Besiedlungsvorgänge abschätzen. Ergebnisse von Modellierungen können somit Entscheidungshilfen liefern (Henein & Merriam 1990, Tischendorf & Wissel 1997).

Mehrfach wurde zur Kombination von Methoden geraten, um Ausbreitungsprozesse korrekt darstellen zu können.

Für Modellierungen empfiehlt sich immer eine Kombination mit Feldstudien (z.B. Fang-Wiederfang-Untersuchungen oder Translokationsstudien) zur Prüfung der Güte der Simulationen (Goodwin & Fahrig 2002, Bender & Fahrig 2005).

Lowe und Allendorf (2010) befürworteten eine Kombination von direkten Messungen von Wanderungsbewegungen (z.B. Fang-Wiederfang-Methode) oder demographischen Parametern (z.B. Populationswachstum, Besiedlungsprozesse, Reproduktionserfolg) mit genetischen Untersuchungen.

Leidner & Haddad (2011) kombinierten in ihrer Studie sogar drei Untersuchungsansätze, um den potenziellen Nutzen von Korridoren oder auch von Trittsteinen für eine bestimmte Art abschätzen zu können: verhaltensbiologische, Fang-Wiederfang und genetische Untersuchungen (Abbildung 15). Diese drei verschiedenen Ansätze entsprechen den drei Ausbreitungsphasen, welche bei einer erfolgreichen Einwanderung in ein neues Habitat durchlaufen werden müssen: (1) die Individuen müssen in die Matrix einwandern, welche zwischen dem alten und dem neu zu besiedelndem Habitat liegt, (2) sie müssen in der Matrix überleben, (3) ein anderes Habitat finden und (4) ihre Gene in die Population des neuen Habitats einbringen bzw. das Habitat neu besiedeln und eine eigene Population aufbauen. Studien zu dem Verhalten an Habitaträndern und zu den unterschiedlichen Durchlässigkeiten verschiedener Matrixtypen lassen Aussagen über die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Individuum die Matrix betritt, zu. Wenn eine Art die Matrix betritt, können theoretisch Trittsteine zur Habitatverknüpfung ausreichen, während ansonsten habitatähnliche Korridore zum Verbund nötig sind. Mit der Fang-Wiederfangmethode lässt sich anschließend überprüfen, ob die Individuen die Matrix tatsächlich durchqueren und nicht in ihr sterben oder wieder umkehren. Bei dieser Methode kann jedoch nicht unterschieden werden, ob geringe Austauschraten durch hohe Abwanderung + hohe Mortalität in der Matrix oder durch geringe Auswanderung (+ hohe oder nied-

rige Mortalität) zustande kommen. Zudem werden Fernausbreitungsereignisse in der Regel bei dieser Methode unterschätzt. Populationsgenetische Studien lassen wiederum Aussagen darüber zu, ob durch die Ausbreitungsereignisse auch ein genetischer Austausch stattgefunden hat. Zudem können genetische Studien auf größeren räumlichen Ebenen durchgeführt werden, als Fang-Wiederfang-Untersuchungen. Genetische Methoden sind zumeist jedoch nicht für den Nachweis kurzfristiger Ausbreitungs- und Austauschprozesse geeignet, da eine genetische Differenzierung über größere Zeiträume abläuft (Gruttke et al. 1998).

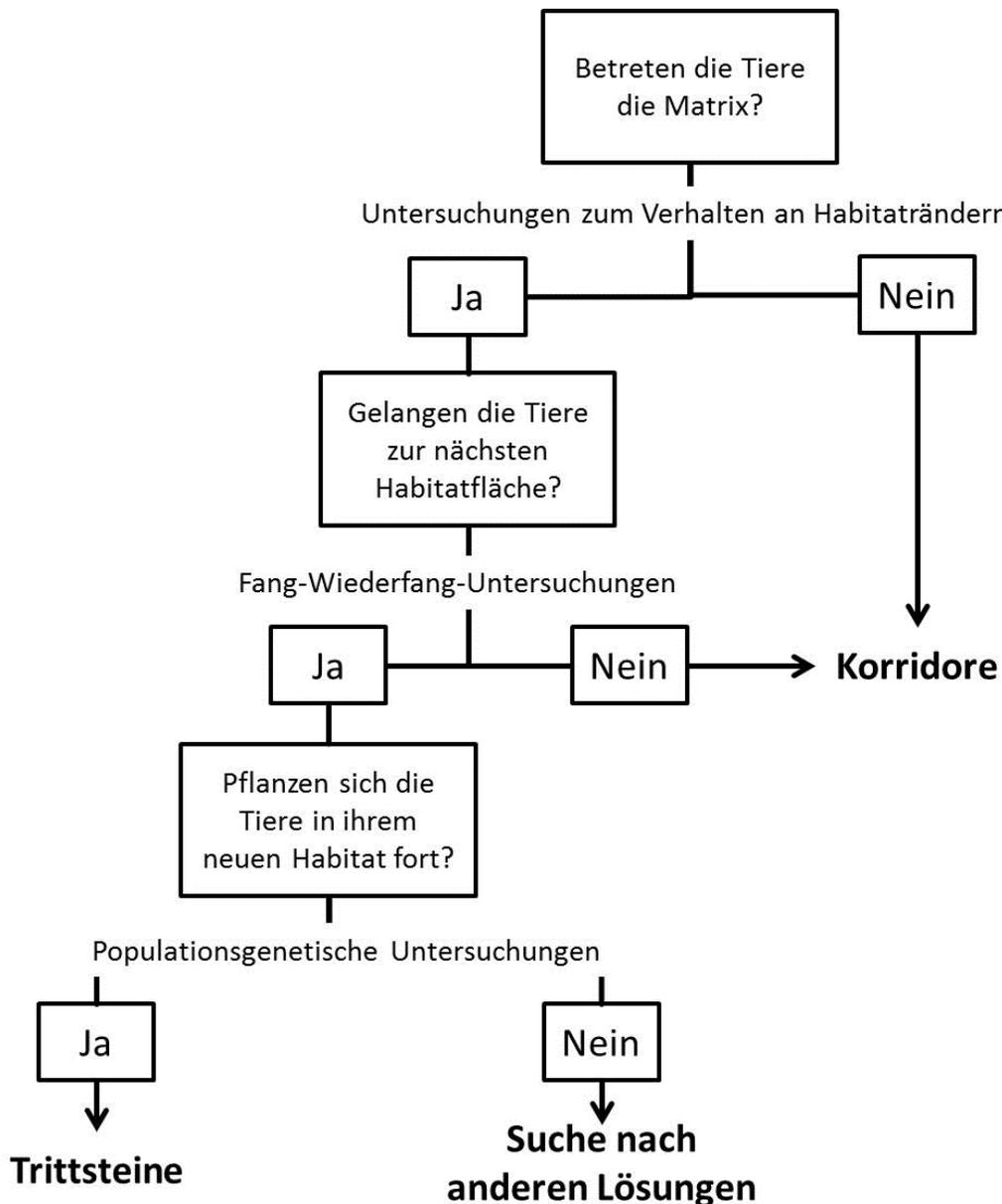


Abbildung 15: Zusammenhänge zwischen drei verschiedenen Ansätzen zur Untersuchung von Ausbreitungsprozessen einer Art, die jeweils mit dem Versuchsansatz geklärte Fragestellung und die aus den Ergebnissen abzuleitende Schutzstrategie (Korridore, Trittstein, Suche nach weiteren Strategien) (nach Leidner & Haddad 2011).

6 Prioritäten bei der Umsetzung des Biotopverbunds

Bei der Frage, auf welchen Flächen und auf welcher räumlichen Ebene Biotopverbundmaßnahmen prioritär durchzuführen sind, lässt sich zumindest der erste Teil der Frage relativ klar beantworten. An erster Stelle sollten Maßnahmen durchgeführt und gefördert werden, welche bestehende Kernflächen sichern und zum Biotopverbund in den großräumigen Hauptachsen beitragen. Das vorliegende bundesweit kohärente Konzept zum Biotopverbund (Fuchs et al. 2010) stellt eine wichtige Grundlage für die Eingriffsplanung und das Wiedervernetzungsprogramm dar. Es bietet die Möglichkeit Vernetzungsprojekte, Kompensationsmaßnahmen im Rahmen der Eingriffsregelung oder Agrarumweltmaßnahmen prioritär in den Flächen der Hauptachsen des bundesweiten Biotopverbundes durchzuführen.

Schwieriger ist eine Festlegung, ob sich die Umsetzung prioritär auf die Ansprüche der Arten mit großem Flächenbedarf oder auf wenig mobile Arten konzentrieren sollte.

Für eine prioritäre Bearbeitung von Verbundplanungen für Arten mit den höchsten Flächenansprüchen (Großherbivoren & Topcarnivoren) spricht, dass es für diese Arten die geringsten Planungsalternativen geben wird (Hovestadt et al. 1991). Zudem werden in vielen Fällen mit der Bereitstellung von Lebensraum für Arten mit großem Flächenanspruch auch die Ansprüche von Arten mit geringerem Flächenanspruch erfüllt sein, bzw. werden zusätzliche Maßnahmen für diese in die bestehende Planung integriert werden können (Hovestadt et al. 1991).

Hänel (2007) vertritt hingegen die Auffassung, dass sich die Raumkulissen von Verbundsystemen zunächst an den Arten mit geringerer Mobilität und stärkerer Bindung an Lebensraumstrukturen orientieren müssen und nicht an Arten mit höherer Mobilität (und höherer Öffentlichkeitswirksamkeit). Demnach müssten auch die Konzeptionen für die überörtlichen Ebenen mindestens auf regionaler Ebene ansetzen. Bei diesem bottom-up Ansatz werden für wenig mobile Arten entstandene Funktionsräume schrittweise durch Planungen für Arten höherer Distanzklassen verbunden. Ein weiteres Argument für den bottom-up-Ansatz ist, dass Arten, welche regional selten geworden sind und die für die Wiederbesiedlung ihres natürlichen Areals eine hohe Habitatdichte benötigen, den überwiegenden Teil der (relevanten) Artenvielfalt (meist Invertebraten, Amphibien, Reptilien) darstellen und dass diese insbesondere deshalb selten geworden sind, weil sie auf Lebensräume angewiesen sind, deren erforderliche Qualität, Kombination und Dichte aktuell nicht mehr vorhanden sind (Hänel 2007). Der Aufbau von Verbundsystemen ausgehend von noch bestehenden Vorkommen und Habitatnetzwerken von Arten dieses Anspruchstyps kann ein Grundgerüst zum Biodiversitätsschutz darstellen (Hänel 2007).

Für die Umsetzung des Biotopverbunds auf lokaler und regionaler Ebene sind Verbundmaßnahmen daher in besonderem Maß auch für wenig mobile Arten zu entwickeln, welche auf eine hohe Lebensraumdichte ohne Barrieren angewiesen sind.

Vorrangig sollten Verbundmaßnahmen für die am stärksten von Fragmentierung betroffenen Arten umgesetzt werden. Diese sind sowohl unter den weniger mobilen Arten, als auch unter den Arten mit großem Raumanspruch zu finden. Für welche Arten(-gruppen) sich zuerst Maßnahmen durchführen lassen, dürfte i.d.R. von den lokalen/regionalen Umsetzungsmöglichkeiten abhängen. Empfehlenswert wäre jedoch, dass sich die Prioritätensetzung unabhängig von den jeweils ausgewählten Zielarten

und somit der betrachteten räumlichen Ebene an den großräumigen Hauptachsen des Biotopverbunds orientiert. Bei der Ermittlung der Biotopverbundachsen wurden Vorkommen und Wanderwege von Arten mit großem Raumanspruch (Luchs, Wildkatze, Wolf, Elch, Gämse, Rothirsch) berücksichtigt. Durch den Aufbau der Biotopverbundachsen ausgehend von naturschutzfachlich wertvollen, unzerschnittenen Flächen der verschiedenen Ökosystemtypen wurde zudem bereits der bottom-up-Ansatz integriert. Daher ist bei der Orientierung an den länderübergreifenden Biotopverbundachsen sichergestellt, dass letztendlich alle Maßnahmen des Biotopverbunds auf den unterschiedlichen räumlichen Ebenen ineinandergreifen können. Zudem bietet sich eine Konzentration von Verbundmaßnahmen innerhalb der Verbundachsen an, da das Konzept eine gute Argumentationsgrundlage für die Konzentration von Kompensationsmaßnahmen bzw. die Freihaltung von Flächen innerhalb der Suchräume für die Vernetzung bietet.

7 Implikationen für die Umsetzung des §20/21 BNatSchG

Bei der Umsetzung des § 20/21 BNatSchG stellt die Realisierung von Korridoren eine wichtige Maßnahme zur Verbesserung der Kohärenz dar. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Korridore als alleinige Maßnahme den Verlust der Artenvielfalt nicht aufhalten können. Strategien zum Erreichen eines Biotopverbunds, der zum langfristigen Erhalt der durch Fragmentierung gefährdeten Arten führt, sollten stets kombiniert werden. Korridore stellen keine Ersatzmaßnahme für die Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix, die Vergrößerung der Kernflächen und die Verbesserung der Habitatqualität der Kernflächen dar. Stabile Populationen in den Kernflächen sind eine Grundvoraussetzung für den Biotopverbund i.S. von Quellpopulationen. Große Populationen in den Kernflächen können die Effektivität von Korridoren durch einen erhöhten Abwanderungsdruck steigern. Ebenso sollte eine Verdichtung von Habitatvorkommen durch die Restitution von Entwicklungsflächen als weitere Maßnahme des Biotopverbunds umgesetzt werden.

7.1 Handlungsbedarf

Für eine Vielzahl von Arten wurde eine Verbesserung oder gar Trendumkehr der Bestandsituation bisher nicht erreicht. Zur zeitnahen Realisierung eines funktionierenden Biotopverbunds in Deutschland bedarf es konkreter Maßnahmen und zeitlicher Zielvorgaben. Das Ziel der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt, den Biotopverbund bis 2010 umzusetzen und damit das langfristige Überleben der Arten zu sichern, wurde verfehlt. Die nächste in der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt aufgestellte Frist zur Erreichung eines der Ziele der Biotopvernetzung endet 2020: Bis dahin sollen von den bestehenden Verkehrswegen in der Regel keine erheblichen Beeinträchtigungen des Biotopverbundsystems mehr ausgehen. Das Ziel, die bisher durch das überörtliche Straßennetz zerschnittenen Lebensraumkorridore wieder miteinander zu verbinden, wurde mit dem 2012 vorgelegten Bundesprogramm zur Wiedervernetzung bekräftigt. Da die Beeinträchtigungen der biologischen Vielfalt durch den rechtlich abgesicherten Gebietsschutz nicht alleine kompensiert werden können, ist es notwendig, den länderübergreifenden Biotopverbund in seinen wesentlichen Elementen möglichst umgehend, spätestens jedoch bis 2020 umzusetzen. Die Umsetzung des Biotopverbundes muss dabei auf allen planerischen Ebenen (international, national, länderweit, regional, lokal) erfolgen.

Konkrete Biotopverbundplanungen sollten in jedem Fall an Zielarten ausgerichtet sein, welche aufgrund ihrer hohen Ansprüche als Schirmarten dienen können. Ein erstes Ziel sollte immer die Sicherung bzw. der Aufbau einer [kleinsten] überlebensfähigen Population der jeweiligen Zielarten sein. Für jedes Projekt sollte festgelegt sein, welche Zielarten von den Verbundmaßnahmen profitieren sollen. Gleichfalls sollten klare, zeitlich terminierte Ziele definiert werden (→ Bsp. Schweizer Vernetzungsprojekte). Für die Gewährleistung eines den Zielsetzungen entsprechenden Biotopverbunds ist die Sicherung des Monitorings zur Überprüfung der Wirksamkeit der umgesetzten Biotopverbundmaßnahmen unerlässlich.

Für die praktische Umsetzung des Biotopverbunds für Zielarten auf allen räumlichen Ebenen fehlen bisher Zielartenlisten für die regionale und lokale Ebene. Als Grundlage für das Fachkonzept des länderübergreifenden Biotopverbunds wurde bereits eine Zielartenliste erstellt (Burkhardt et al. 2010). Diese umfasst Arten, deren Vorkommen primär als Kriterium für die Auswahl der Kernflächen diente. Für die Ausrichtung von konkreten Biotopverbundmaßnahmen an den Ansprüchen von Zielarten wäre eventuell eine Modifizierung notwendig. Zielar-

ten, an welchen die praktische Verbundplanung ausgerichtet wird, müssen zusätzliche Kriterien erfüllen (vorhandene Kenntnisse zu Ansprüchen an Lebensraum, Korridore und Barrieren). Für die kleineren räumlichen Ebenen wären ebenfalls Zielartenlisten zu erstellen, um auch für weniger mobile Arten für diese nicht überwindbare Barrieren zwischen (Teil-) Habitaten gezielt auflösen zu können (→ Konzept Niederlande). Bundesweit einheitliche Grundkriterien für die Auswahl der Zielarten (Gefährdungsstufen, Verantwortlichkeit sowie Relevanz für den Biotopverbund) wären im Sinne einer höchstmöglichen Vergleichbarkeit wünschenswert (Fuchs et al. 2010).

Um die Ziele der Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt noch erreichen zu können, ist eine zeitnahe Implementierung eines funktionierenden Biotopverbunds notwendig. Dabei ist der Umsetzung auf lokaler und regionaler Ebene ebenso hohe Priorität zu geben, wie der Umsetzung auf länderübergreifender Ebene. Einerseits sollten demnach auf Zielarten ausgerichtete Biotopverbundmaßnahmen auf großer Maßstabsebene (also lokal und regional) durchgeführt werden, welche kurzfristig zur Stabilisierung der Populationen von Zielarten beitragen können. In Anlehnung an das Konzept zum Biotopverbund in den Niederlanden könnten Korridore unterschiedlicher Qualität eingesetzt werden, welche sich jeweils nach den Ansprüchen der zuvor festgelegten Zielarten(-gruppe) richtet.

Andererseits sollten überregionale Korridore zur Überbrückung vieler Kilometer geplant und mit der Umsetzung begonnen werden. Diese Korridore sollen zumindest langfristig für Arten aller Mobilitätsstufen als Lebensraum bzw. Wanderstrecke dienen können und auch Anpassungen des Verbreitungsgebietes an den Klimawandel ermöglichen. Die hohen Ansprüche von wenig mobilen Spezialisten an Verbundstrukturen lassen jedoch vermuten, dass große Flächenanteile von neu angelegten Korridoren hohen Restitutionsbedarf haben werden oder mindestens über Jahrzehnte eine Entwicklung ihrer natürlichen Dynamik zugelassen werden muss, bevor die Korridore auch von stark spezialisierten Arten angenommen werden können. Zielarten, welche überregionale Korridore kurzfristig nutzen sollen, könnten größere Säugetiere, wie Rotwild oder Biber sein, welche als Vektoren und Habitatbildner die Entwicklung hin zu höherer Struktur- und Artenvielfalt beschleunigen können.

Überregionale Korridore sollten strukturreich und möglichst breit sein und Kernflächen weitgehend lückenlos miteinander verbinden, um langfristig die Habitatansprüche einer möglichst großen Artenanzahl abzudecken. Ein länderübergreifender Biotopverbund bedeutet dementsprechend nach Ansicht des BUND (2012): „in ausgeräumten Agrarlandschaften und naturfernen Forsten die Neuanlage von kilometerlangen Vernetzungskorridoren mit 100 bis 2.000m Breite. Die Fließgewässer und Auen ergänzen [dieses Korridorsystem] als breite ungenutzte oder extensiv genutzte Korridore.“

Hoher Strukturreichtum bei Wald- und Feuchtlebensraumkorridoren kann durch Zulassen natürlicher Dynamik und durch Habitatbildner, wie großen Säugern, gefördert werden. Für halbnatürliche Lebensräume ist die langfristige Pflege festzulegen und sicherzustellen.

Unabhängig von der Umsetzung des Biotopverbunds mittels Kernflächen, Entwicklungsflächen und Korridoren, sollte eine Erhöhung der Durchlässigkeit der Landschaftsmatrix angestrebt werden. Diese Forderung entspricht dem Ziel der EU einen Biotopverbund im weiteren Sinne zu realisieren. Durch die in der Biodiversitäts-Strategie der EU geforderte Entwicklung einer „Grünen Infrastruktur“, welche sich auf die Gesamtlandschaft erstrecken soll, soll nicht

nur die Durchlässigkeit für Tier- und Pflanzenarten erhöht werden sondern auch die Wiederherstellung von Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen erreicht werden.

7.2 Forschungsbedarf seitens des BfNs

Auf Ebene des Bundes sind die Möglichkeiten der praktischen Umsetzung des Biotopverbunds aufgrund der verfassungsmäßigen Zuständigkeiten begrenzt. Die Umsetzung muss letztendlich durch die Bundesländer stattfinden. Der Bund kann durch die Förderung von Forschungsvorhaben die fachlichen Grundlagen erweitern (z.B.: F+E-Vorhaben „Ökologische Funktion von halboffenen Verbundkorridoren“) und durch Modell-Projekte (z.B. Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben (E+E) „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landwirtschaft“, „Holsteiner Lebensraumkorridore“), Naturschutzgroßprojekte (Förderprogramm „chance.natur - Bundesförderung Naturschutz“, z.B. Naturschutzgroßprojekte am Grünen Band, Abbildung 16), Projekte der Verbändeförderung (z.B. „Grünes Band Balkan als ökologischer Korridor für Wolf, Bär und Luchs“, Projekt der Stiftung Europäisches Naturerbe – Euronatur) und Projekte im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt (z.B. „Stärkung und Vernetzung von Gelbbauchunken-Vorkommen in Deutschland“, „Lückenschluss Grünes Band“) modellhaft die praktische Umsetzung des Biotopverbunds demonstrieren.



Abbildung 16: Projektgebiete im Bereich des innerdeutschen Grünen Bandes, blau: Naturschutzgebiete, grün: Modellregionen "Erlebnis Grünes Band"

Bezüglich der Schaffung von fachlichen Grundlagen werden derzeit einzelne Fragestellungen in vom BfN mit Mitteln des BMU geförderten Vorhaben bearbeitet bzw. besteht Forschungsbedarf hinsichtlich folgender Punkte:

- Im Gegensatz zu Biotopverbundmaßnahmen für mobile Tierarten, wie Wildkatze, Luchs oder Rotwild, sind die Kenntnisse zu Verbundmaßnahmen für wenig mobile Spezialisten eher begrenzt. Da diese einen bedeutenden Teil der Artenvielfalt ausmachen, sind Untersuchungen hierzu von großer Bedeutung für den Erhalt der Artenvielfalt durch Biotopverbundmaßnahmen. Mit dem F&E-Projekt „Ökologische Funktion von halboffenen Verbundkorridoren“ wird das Grundlagenwissen zum Ausbreitungsverhalten von wenig mobilen Spezialisten (flugunfähige Laufkäfer, Reptilien, Pflanzen) von Wald- und Offenlandbiotopen erweitert. In diesem Projekt soll untersucht werden, ob halboffene Korridore von wenig mobilen Spezialisten angrenzender Wald- und Offenlandbiotope angenommen werden und bis zu welcher Korridorlänge eine Durchquerung nachgewiesen werden kann. Anhand der Fangpunkte lassen sich zudem Aussagen darüber treffen, welche Strukturen von welchen Arten zur Durchquerung genutzt werden.
- Bei Korridoren der Wälder und entlang von Flüssen ist für die Wiederherstellung der typischen Vielfalt dieser Lebensräume das Zulassen der sie prägenden räumlichen und zeitlichen Dynamik ein entscheidender Faktor. Besonders die dadurch immer wieder neu entstehenden Pionierbiotope stellen Habitate für viele gefährdete Arten dar. Derzeit bestehen Wildnisgebiete, in denen die natürliche Dynamik zugelassen wird, auf weniger als 0,5% der Landesfläche. Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) ist es, den Anteil der Wildnisgebiete bis 2020 auf 2% zu erhöhen. In einem aktuell laufenden F&E-Vorhaben sollen mögliche Flächen für Wildnis(entwicklungs)gebiete identifiziert werden. Dabei sollen unter anderem Integrationsmöglichkeiten von Wildnisgebieten in die Kernflächen und Suchräume der Vernetzung überprüft werden. Damit könnten auch viele der auf Sekundärbiotope ausgewichenen Arten wieder häufiger in ihren Primärlebensräumen vorkommen (z.B. Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), Kiesbank-Grashüpfer (*Chorthippus pullus*)).
- Die Isolation von Habitaten wird teilweise hinsichtlich des Schutzes vor Neobiota positiv beurteilt (Bsp.: Grabensysteme Norddeutschlands, Garniel 2012). Korridore könnten die Ausbreitung von Neobiota ermöglichen bzw. beschleunigen. Im schlimmsten Fall könnten dadurch indigene Arten verdrängt werden. Korridore, welche oftmals zunächst nur ein reduziertes Artenset beherbergen und oft nährstoffreicher als die Kernflächen sein werden, könnten für Neobiota besonders anfällig sein. Eine Einschätzung der Gefahr durch invasive Neobiota bei der Umsetzung von Korridoren sollte daher getroffen werden. Im F&E-Projekt „Ökologische Funktion von halboffenen Verbundkorridoren“ wird dieser Aspekt bei den Untersuchungen zur Funktion halboffener Korridore für wenig mobile Spezialisten berücksichtigt. Bei allen Erfassungen im Rahmen des Projekts werden Vorkommen invasiver Tier- und Pflanzenarten aufgenommen. Ebenso soll darauf geachtet werden, ob sich einheimische Arten in den untersuchten Korridoren invasiv verhalten. Dies ist beispielsweise für Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) oder Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*) bei erhöhten Stickstoffdepositionen bekannt.
- Der Begriff länderübergreifender Biotopverbund im Sinne von § 21/22 BNatSchG zielt nicht nur auf die tatsächliche räumliche Kohärenz über Ländergrenzen hinweg ab, son-

dern auch auf ein Mindestmaß an Vereinheitlichung hinsichtlich der Konzepte in den Bundesländern, damit der Biotopverbund eine gleichartige Wirkung entfalten kann („qualitativer Aspekt“) (Burkhardt et al. 2004). Für die Zielarten des länderübergreifenden Biotopverbunds könnten zu diesem Zweck Informationen über die Ansprüche an den Biotopverbund zusammengestellt werden, welche für die Umsetzung eines für diese Arten effektiven Biotopverbunds nötig sind.

- Als Planungsgrundlage für eine auf die Zielarten ausgerichtete Umsetzung des Biotopverbunds sollten Informationen über aktuelle Vorkommensgebiete der Arten innerhalb der Verbundachsen, über potenzielle Lebensräume und -soweit vorhanden- alle nötigen Informationen zur Realisierung des Biotopverbunds zur Verfügung gestellt werden:
 - Informationen über Mindestgröße der Kernhabitats, die aktuelle Verbreitung und frühere/potenzielle Habitats innerhalb der Verbundräume mit länderübergreifender Bedeutung.
 - Ökoprotile der einzelnen Arten bzw. Bildung von Anspruchstypen (vgl. „Ecoprofile“ im Handbuch zum Biotopverbund der Niederlande, Alterra 2001); teils auch umgesetzt mit der Literaturstudie und der Datenbank zu Mobilität und Raumanspruch von Arten des DJV-Projekts: "Überwindung von Barrieren":
 - Ausbreitungsdistanzen: welche Strecken kann die Art bei täglichen Wanderungen / während ihren Ausbreitungsphasen überwinden?
 - Welche Abstände zwischen Kerngebieten können überwunden werden? Sind durchgehende Korridore nötig oder Trittsteinhabitats ausreichend?
 - Verbundmaßnahmen: wie müssen Verbindungen zwischen aktuellen bzw. zwischen aktuellen und potenziellen Habitats gestaltet sein. Was sind die notwendigen Strukturelemente für die Zielart?
 - Welche Strukturen stellen unüberwindbare Barrieren für die Art dar oder führen zu erhöhter Mortalität? Welche Unterbrechungen des Korridors können überwunden werden?
 - Hinweise auf laufende und abgeschlossene Projekte zum Biotopverbund für die betroffene Zielarten.

Diese Informationen könnten dazu genutzt werden, über lokale/regionale Projekte effektive Verbundmaßnahmen für Arten des länderübergreifenden Biotopverbunds zu realisieren. Langfristiges Ziel sollte ein durchgehender Biotopverbund für die Zielarten zwischen den Kernlebensräumen der Verbundachsen sein.

- Um eine an den Zielarten des länderübergreifenden Biotopverbunds ausgerichtete Verbundplanung durchführen zu können, müssen Kenntnislücken zu Ansprüchen der Arten an Verbundelemente geschlossen werden.
 - Welche Strukturen stellen Barrieren für die Zielarten dar?
 - Welche Ausbreitungsdistanzen können überwunden werden?
 - Erstellung von Habitatmodellen für einzelne Zielarten zur Identifikation geeigneter unbesiedelter Habitats und zur Ausgestaltung der Habitats und Korridore.

- Die Zielartenliste der Arten, welche auf den überregionalen Biotopverbund angewiesen sind, macht deutlich, dass auch besonders Arten der Agrarlandschaft auf Biotopverbundmaßnahmen angewiesen sind. Zu den Arten, welche auf den Biotopverbund in der Agrarlandschaft angewiesen sind, gehören mit dem Feldhamster (*Cricetus cricetus*) und der Wiesenweihe (*Circus pygargus*) Zielarten des länderübergreifenden Biotopverbunds aber auch viele weitere Arten. Auf (regionale) Zielarten angepasste Maßnahmen in der Agrarlandschaft, könnten einen wichtigen Beitrag zur Sicherung der Biodiversität leisten.
- Durch den Um- und Ausbau von Leitungstrassen im Rahmen der Energiewende könnte halboffenen Korridoren weiterhin eine besondere Bedeutung zukommen. Schließlich handelt es sich bei den Stromtrassen um linienhafte Elemente, welche zur Zerschneidung der Landschaft aber ebenso auch zum Verbund beitragen können. In wie fern das Konzept der halboffenen Korridore auf die Gestaltung der Leitungstrassen angewendet werden könnte, stellt somit eine interessante Frage dar. Ein aktuell laufendes Verbände-projekt des DVL bezieht sich zwar nicht auf halboffene Korridore im Speziellen, untersucht aber die Potenziale, welche in einer naturschutzfachlich optimalen Pflege und/oder Bewirtschaftung von Leitungstrassen hinsichtlich des Nutzens für den Biotopverbund liegen.

8 Literaturverzeichnis

- ALTERRA (2001): Handboek Robuuste Verbindingen; ecologische randvoorwaarden. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte.
- ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz – Modellregion Biosphärenreservat Rhön. Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.), Echzell.
- ALTMOOS, M. (1998): Maßnahmenkonzept und Praxisanschub für zoologischen Artenschutz im Biosphärenreservat Rhön, hessischer Teil. Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz, Bericht im Auftrag der Stiftung Hessischer Naturschutz, Wiesbaden.
- ANDREASSEN, H. P., HALLE, S. & IMS, R. A. (1996): Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow, not too wide. *Journal of Applied Ecology* 33, 63-70.
- BARTH, W.-E. & GLAGLA-DIETZ, S. (2005): Naturwalddynamik als Leitbild für ökologische Vernetzungen durch wildnisartige Grünbrücken und Natur-Korridore. In: Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Tillmann, J. und Winter, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 17, 127-148.
- BAUM, K.A., HAYNES, K.J., DILLEMUTH, F.P. & CRONIN, J.T. (2004): The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85, 2671–2676.
- BEIER, P. (1995): Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59, 228-237.
- BEIER, P. & GREGORY, A. J. (2012): Desperately seeking stable 50-year-old landscapes with patches and long, wide corridors. <http://www.docorridorswork.org/wp-content/uploads/2011/07/Beier-Gregory.DesperatelySeeking2.pdf> (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- BEIER, P. & LOE, S. (1992): A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildl. Soc. Bull.* 20, 434-440.
- BEIER, P., MAJKA, D. R. & SPENCER, W. D. (2008): Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology* 22 (4), 836–851.
- BEIER, P. & NOSS, R. F. (1998): Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology* 12(6), 1241-1252.
- BEIER, P., PENROD, K. L., LUKE, C., SPENCER, W. D. & CABANERO, C. (2006): South Coast Missing Linkages: restoring connectivity to wildlands in the largest metropolitan area in the USA. In: CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. (2006): *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press, 555-586.
- BELLAMY, P. E. & HINSLEY, S. A. (2005): The role of hedgerows in linking woodland bird populations. In: MCCOLIN, D. & JACKSON, J. (Hrsg.): *Planning, People and Practice. The landscape ecology of sustainable landscapes. Proceedings of the thirteenth IALE (UK) conference.* IALE (UK), Colin Cross, Garstang, 99-106.
- BENDER, D. J. & FAHRIG, L. (2005): Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86(4), 1023-1033.
- BENNETT, A.F. (2003). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation.* IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xiv + 254 S..

- BERTHOUD, G., LEBEAU, R. P., & RIGHETTI, A. (2004): Nationales ökologisches Netzwerk REN. Eine Vision für einen landesweit vernetzten Lebensraum. Schriftenreihe Umwelt Nr. 373, Bern, Switzerland, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 133 S..
- BINOT-HAFKE, M., BALZE, S., BECKER, N., GRUTTKE, H., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUD-WIG, G., MATZKE-HAJEK, G. & STRAUCH, M. (2012): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands : Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 70 (3), 716 S..
- BLAB, J (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. Natur und Landschaft 67 (9), 419-424.
- BLOUIN-DEMERS, G. & WEATHERHEAD, P. J. (2001): Habitat use by black rat snakes (*Elaphe obsoleta obsoleta*) in fragmented forest. Ecology 82, 2882-2896.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen, Berlin.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- BÖTTCHER, M., RECK, H. & HÄNEL, K. (2009): Die Erhaltung und Wiederherstellung der Durchlässigkeit der Landschaft bei Verkehrsplanungen – Methoden zur Nutzung von Landschaftsdaten für die Sicherung der biologischen Vielfalt. – In: SIEDENTOP, S., EGERMANN, M. (Hrsg.): Freiraumschutz und Freiraumentwicklung durch Raumordnungsplanung. Bilanz, aktuelle Herausforderungen und methodisch-instrumentelle Perspektiven. – Arbeitsmaterial der Akademie für Raumforschung und Landesplanung Nr. 349, 30-45.
- BOWNE, D. R., PELES, J. D. & BARRETT, G. W. (1999): Effects of landscape spatial structure on movement patterns of the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*). Landscape Ecology 14, 53-65.
- BRADY, M. J., MCALPINE, C. A., MILLER, C. J. POSSINGHAM, H. P. & BAXTER, G. S. (2009): Habitat attributes of landscape mosaics along a gradient of matrix development intensity: matrix management matters. Landscape Ecol. 24, 879–891.
- BUCKLEY, P., ITO, S. & MCLACHLAN, S. (2002): Temperate woodlands. In: PERROW, M.R. & DAVY, A.J. (Hrsg.), Handbook of Ecological Restoration, vol. 2. Restoration in Practice, Cambridge University Press, Cambridge, 503–538.
- BUGLA, B. & POSCHLOD. P. (2005): Biotopverbund für die Migration von Pflanzen – Förderung von Ausbreitungsprozessen statt "statischen" Korridoren und Trittsteinen. Das Fallbeispiel „Pflanzen der Sandmagerrasen in Bamberg, Bayern. Nat.schutz Biol. Vielfalt 17, 101-117.
- BUND (2007/2009): BUND-Wildkatzenwegeplan.
http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/artenschutz/20090700_artenschutz_wildkatzenwegeplan_2009.pdf (zuletzt besucht am 1.2.2013).

- BUND (2012): BUND-Positionen Naturschutz 59.
http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=bund-positionen%20naturschutz%2059&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CDoQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.bund.net%2Ffileadmin%2Fbundnet%2Fpublikationen%2Fnaturschutz%2F120716_bund_naturschutz_position.pdf&ei=rllGUaepI4fZ4QTgo4DgDw&usg=AFQjCNFdJhG5wUfLSfMt5MF8Kds98YbYuQ (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- BURKHARDT, 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., SZEKELEY, A., ULLRICH, K., VAN HENGEL, U. & ZELTNER, U. (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG "Biotopverbund". - *Natur u. Landschaft* 78, 418-426.
- BURKHARDT, 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., SZEKELY, S., ULLRICH, K., VAN HENGELL, U., ZELTNER, U. & ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des Paragraphen 3 BNatSchG „Biotopverbund“. – *Natursch. Biol. Vielf.* 2, 84 S..
- BURKHARDT, R., FINCK, P., LIEGL, A., RIECKEN, U., SACHTELEBEN, J., STEIOF, K. & ULLRICH, K. (2010): Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund – zweite, fortgeschriebene Fassung. *Natur und Landschaft* 85, 460-469.
- CARLO, T. A., TEWKSBURY, J. J. & MARTINEZ DEL RIO, C. (2009): A new method to track seed dispersal and recruitment using ¹⁵N isotope enrichment. *Ecology* 90 (12), 3516-3525.
- CASTELLON, D. D. & SIEVING, K. E. (2006): An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20, 135-145.
- CORBIT, M., MARKS, P. L. & CARDESCU, S. (1999): Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in Central New York, USA. *Journal of Ecology* 87, 220-232.
- CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. (2006): Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M.: *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, 1-19.
- CROOKS, K.R., SUAREZ, A.V., BOLGER, D.T. & SOULÉ, M.E. (2001): Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology* 15: 159–172.
- DAMSCHEN, E. I., HADDAD, N. M., ORROCK, J. L., TEWKSBURY, J. J. & LEVEY, D. J. (2006): Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science* 313, 1284-1286.
- DAVIES, Z. G. & PULLIN, A. S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecol* 22, 333–351.
- DEBINSKI, D. M., & HOLT, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342–355.
- DELATTRE, T., BAGUETTE, M., BUREL, F., STEVENS, V. M., QUENOL, H. & VERNON, P. (2013): Interactive effects of landscape and weather on dispersal. *Oikos* 000, 1-10.
- DIETL, W. (1995): Wandel der Wiesenvegetation im Schweizer Mittelland. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4, 239-249.

- DROBNIK, J. & POSCHLOD, P. (2011): Literaturstudie zum „Management von (FFH-) Grünland hinsichtlich Beibehaltung/Erhöhung der typischen Artenvielfalt. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 81 S..
- EGGERS, B., MATERN, A., DREES, C., EGGERS, J., HÄRDTLE, W. & ASSMANN, T. (2009): Value of Semi-Open Corridors for Simultaneously Connecting Open and Wooded Habitats: a Case Study with ground Beetles. *Conservation Biology* 24(1), 256-266.
- EICHBERG, C., STORM, C., STROH, M. & SCHWABE, A. (2010): Is the combination of top-soil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? *Applied Vegetation Science* 13, 425-438.
- ELLENBERG, H. (1952): Wiesen und Weiden und ihre standörtliche Bedeutung. *Landwirtsch. Pfl.soz. II. Ulmer, Stuttgart*, 143 S..
- ERZ, W. (1983): Naturschutz und Landschaftspflege im Rückblick auf ein Vierteljahrhundert Deutscher Naturschutztage und heute. *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 33, 9-37.
- EUROPEAN COMMISSION (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. COM (2011) 244 Final. Brüssel.
- EVANS, D. M., TURLEY, N. S., LEVEY, D. J. & TEWKSBURY, J. J. (2012): Habitat patch shape, not corridors, determines herbivory and fruit production of an annual plant. *Ecology* 93(5), 1016–1025.
- FALCY, M. R. & ESTADES, C. F. (2007): Effectiveness of Corridors Relative to Enlargement of Habitat Patches, *Conservation Biology* Volume 21 (5), 1341–1346.
- FISCHER, M. (1998). Über die Ursachen der Gefährdung lokaler Pflanzenpopulationen. *Bauhinia* 12 (1/2), 9–21.
- FISCHER, M. & MATTHIES, D. (1997): Mating structure and inbreeding and outbreeding depression in the rare plant *Gentianella germanica* (Gentianaceae). *American Journal of Botany* 84(12), 1685–1692.
- FISCHER, S., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83, 229-256.
- FISCHER, S., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 63, 1206-1221.
- FISCHER, M. & STÖCKLIN, J. (1997): Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. *Conservation Biology* 11, 727–737.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986): *Landscape ecology*. New York, John Wiley & Sons.
- FRITZ, R. & MERRIAM, G. (1993): Fencerow habitats for plants moving between farmland forests. *Biological Conservation* 64, 141-148.

- FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J., FINCK, P. & RIECKEN, U. (2007): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. *Natur und Landschaft* 82 (8): 345-352.
- FUCHS, D., HÄNEL, K., LIPSKI, A., REICH, M., FINCK, P., RIECKEN, U. (2010): Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland. Grundlagen und Fachkonzept. Ergebnisse aus den Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (FKZ 804 85 005) und „Biotopverbundachsen im europäischen Kontext“ (FKZ 08 85 0400) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Naturschutz und Biologische Vielfalt 96, 191 S.
- GARNIEL, A. (2012): Erhaltung der Wasserpflanzenvielfalt in Gräben: Erfahrungen aus den Marschen Schleswig-Holsteins. *Natur und Landschaft* 87(8), 342-346.
- GEIßLER-STROBEL, S., KAULE, G. & SETTELE, J. (2000): Gefährdet Biotopverbund Tierarten? Langzeitstudie zu einer Metapopulation des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings und Diskussion genereller Aspekte. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (10), 293-298.
- GEIßLER-STROBEL, S., TRAUTNER, J., JOOß, R., Hermann, G. & KAULE, G. (2006): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg – Ein Planungswerkzeug zur Berücksichtigung tierökologischer Belange in der kommunalen Praxis. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (12), 361-369.
- GILBERT-NORTON, L., WILSON, R., STEVENS, J. R. & BEARD, K. H. (2010): A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology* 24(3), 660-668.
- GLÜCK, E. & KREISEL, A. (1988): Die Hecke als Lebensraum, Refugium und Vernetzungsstruktur und ihre Bedeutung für die Dispersion von Waldcarabidenarten. In: ANL (1988) Biotopverbund in der Landschaft, Symposium 3.-5. November 1986 in Laufen an der Salzach, 64-83.
- GOODWIN, B. J. & FAHRIG, L. (2002): How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99, 552–570.
- GRUTTKE, H., KORNACKER, P. M. & WILLECKE (1998): Effizienz eines neu angelegten Biotopstreifens als Ausbreitungskorridor in der Agrarlandschaft – Ergebnisse einer Langzeitstudie. In: BfN (Hrsg.): *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.*, H. 58, 243-290.
- HAAS, C. A. (1995): Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on agricultural landscape. *Conservation Biology* 9, 845-854.
- HABER, W., DUME, F., PAULEIT, S., SCHILD, J. & STARY, R. (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. (1999): Corridor Use Predicted from Behaviors at Habitat Boundaries. *The American Naturalist* 153 (2), 215–227.
- HADDAD, N. M. (2008): Finding the corridor more travelled. *PNAS* 105 (50), 19569–19570.
- HADDAD, N. M., BOWNE, D. R., CUNNINGHAM, A., DANIELSON, B. J., LEVEY, D. J., SAR-GENT, S. & SPIRA, T. (2003): Corridor Use By Diverse Taxa. *Ecology* 84(3), 609-615.
- HADDAD, N. M. & TEWKSBURY, J. J. (2005): Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications*, 15(1), 250–257.

- HÄNEL, K. (2006): Habitatverbundsysteme auf überörtlicher Ebene - HABITAT-NET - ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Planungshilfe. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (8), 237-244.
- HÄNEL, K. (2007): Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung - Lebensraumnetzwerke für Deutschland. Dissertation, Universität Kassel, Fachbereich 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung, URN: <http://kobra.bibliothek.uni-kassel.de/handle/urn:nbn:de:hebis:34-2007121319883> (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- HÄNEL, K. & RECK, H. (2011): Bundesweite Prioritäten zur Wiedervernetzung von Ökosystemen – Überwindung von Straßen. Ergebnisse aus dem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ (FKZ 3507 82 090) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 108, 353 S..
- HANSBAUER, M. M., STORCH, I., KNAUER, F., PILZ, S., KÜCHENHOFF, H., VEGVARI, Z., PI-MENTEL, R. G. & METZGER, J- P. (2010): Landscape perception by forest under-story birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecol.* 25, 407-417.
- HANSKI, I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- HARD, G. (1964): Kalktriften zwischen Westrich und Metzger Land. *Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes* 7(1962). 176 S..
- HARDING , P. T. & ROSE, F. (1986): Pasture-Woodlands in Lowland Britain. A review of their importance for wildlife conservation. *Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon*: 89 S..
- HARRIS, L. D. & SCHECK. J. (1991): From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In: SAUNDERS, D. A. & HOBBS, R. J. (Hrsg.): *Nature Conservation 2. The Role of Corridors*, Surrey Beatty & Sons Pty Limited, 189-220.
- HARRISON, R.L. (1992): Towards a theory of inter-refuge corridor design. *Conservation Biology* 6, 293-295.
- HAUPT, H., G. LUDWIG, H. GRUTTKE, M. BINOT-HAFKE, C. OTTO & PAULY, A. (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1).
- HAYNES, K. J., F. P. DILLEMUTH, B. J. ANDERSON, A. S. HAKES, H. B. JACKSON, S. E. JACKSON, & CRONIN, J. T. (2007): Landscape context outweighs local habitat quality in its effects on herbivore dispersal and distribution. *Oecologia* 151, 431–441.
- HEIDECKE, H. & HÖRSTERMANN, M. (o.J.): BUND-Wildkatzenwegeplan. – Begleittext zum Wildkatzenwegeplan. – BUND-Bundesgeschäftsstelle, Berlin, Karte + Begleittext, 17 S. http://www.wildkatze.info/fileadmin/bilder/rettungsnetz/begleittext_wegeplan.pdf (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- HELLER, N. E. & ZAVALETA, E. S. (2009): Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological conservation* 142, 14-32.
- HENEIN, K. & MERRIAM, G. (1990): The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* vol. 4 (2/3), 157-170.

- HENLE, K., AMLER, K., BAHL, A., FINKE, E., FRANK, K., SETTELE, J. & WISSEL, C. (1999): Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULEG., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.); Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Ulmer, Stuttgart, 267-290.
- HENLE, K., DAVIES, K. F., KLEYER, M., MARGULES, C. & SETTELE, J. (2004): Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207–251.
- HERRMANN, M. , ENSSLE, J., SÜSSER, M. & KRÜGER, J.-A. (2007): Der NABU-Bundeswildwegeplan. – NABU Bundesverband, Berlin, Eigenverlag, 32 S. + CD.
- HERRMANN, M. & MATHEWS, A. (2007): Wirkung von Barrieren auf Säuger und Reptilien. Teilprojekt des Verbände-Vorhabens „Überwindung von Barrieren“. (Stand 12. Februar 2007), Projekt des Deutschen Jagdschutz-Verbandes, e. V., Johannes-Henry-Str. 26, 53113 Bonn; gefördert vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn, 47 S..
- HERZOG, F., DREIER, S., HOFER, G., MARFURT, C., SCHÜPBACH, B., SPIESS, M. & WALTER, T. (2005): Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108, 189–204.
- HEYDEMANN, B. (1979): Naturschutz in Schleswig-Holstein – Bestandsaufnahme und Forderungen für die Zukunft. – Grüne Mappe 1979, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein, 5-15.
- HEYDEMANN, B. (1983): Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins – Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 41, 95-104.
- HEYDEMANN, B. (1986). Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. – Grüne Mappe 1986, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein, 11-22.
- HINSLEY, S. A. & BELLAMY, P. E. (2000): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60, 33–49.
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen –als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Berichte aus der Ökologischen Forschung 1, Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger Biologie, Energie, Ökologie (Hrsg.), Jülich.
- HUDGENS, B. R. & HADDAD, N. M (2003): Predicting Which Species Will Benefit from Corridors in Fragmented Landscapes from Population Growth Models. *Am. Nat.* 161, 808–820.
- INGLIS, G. & UNDERWOOD, A.J. (1992): Comments on Some Designs Proposed for Experiments on the Biological Importance of Corridors. *Conservation Biology* 6(4), 581-586.
- IRMLER, U., BOCK, W., DAUNICHT, W., HANSEN, U. & HINGST, R. (1996): Knicks als ökologische Verbundelemente in der Agrarlandschaft. *EcoSystems* 5, 193–204.

- JACOB, H., ECKERT, G., BUCHWEITZ, M., WEHNINGER, T., HERMANN, G. & KIECHLE, J. (1998): Integriertes Grünlandkonzept. Wissenschaftliche Begleituntersuchung im Modellprojekt Konstanz. – Projektleitung: Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Fluorerneuerung und Landentwicklung Bad.-Württ., 147 S. (unveröff.).
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund - Grundlagen und Maßnahmen einer Naturschutzstrategie. – Ulmer, Stuttgart, 287 S.
- JEDICKE, E. (2007): Die Rhön als Vorbildlandschaft des Naturschutzes? Ergebnis einer Perspektivplanung zum Zielartenkonzept, 39-50. In: JEDICKE, E. (Red., 2007): Naturschutzprojekte in der Rhön – zehn Jahre Förderung durch die Zoologische Gesellschaft Frankfurt. Regierung von Unterfranken & ZGF, Hrsg., Oberelsbach, 52 S..
- JEDICKE, E. (2010): Biotopverbund - fachliches Konzept, rechtlicher Rahmen, aktuelle Anforderungen. 30.10.2010, Naturschutz-Akademie & NABU Hessen, Wetzlar, Tagung "Natura 2000 und Biotopverbund".
- JEDICKE, E. & MARSCHALL, I. (2003): Einen Zehnten für die Natur – Retrospektiven und Perspektiven zum Biotopverbund nach § 3 BNatSchG.- Naturschutz und Landschaftsplanung 35, (4), 101-109.
- JENNY, M., WEIBEL, U., LUGRIN, B., JOSEPHY, B., REGAMEY, J.-L. & N. ZBINDEN (2001): Rebhuhn. Schlussbericht 1991–2000. Schriftenreihe Umwelt 335. BUWAL & Schweizerische Vogelwarte, Bern & Sempach. 143 S..
- JOHANSSON, M. E., NILSSON, C. & NILSSON, E. (1996): Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7(4), 593-598.
- JONGMAN, R. H. G., BOUWMA, I. M., & VAN DOORN, A. (2006): Indicative map of the pan-European ecological network in Western Europe. Technical Background Document. Alterra Report 1429, 103 Seiten.
- JOOß, R. (2006): 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. Dissertation an der Fakultät für Architektur und Stadtplanung der Universität Stuttgart. <http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2007/2967/index.html> (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- JULES, E. S. & SHAHANI, P. (2003): A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14, 459-464.
- KWAK, M. M., VELTEROP, O. & VAN ANDEL, J. (1998): Pollen and gene flow in fragmented habitats. *Applied Vegetation Science* 1, 37–54.
- LAMBECK, R. J. (1997): Focal Species: A Multispecies Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11(4), 849-856.
- LANA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (1991): Lübecker Grundsätze des Naturschutzes. – Lübeck, 1991, 93 S.
- LEDERBOGEN, D., ROSENTHAL, G., SCHOLLE, D., TRAUTNER, J., ZIMMERMANN, B. & KAU-LE, G. (2004): Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. In: BFN (Hrsg.): *Angewandte Landschaftsökologie* 62.

- LEES, A. & PERES, C. A. (2008): Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22:439–449.
- LEIDNER, A. K. & HADDAD, N. M. (2011): Combining Measures of Dispersal to Identify Conservation Strategies in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 25 (5), 1022–1031.
- LESLEY, C., CHETKIEWICZ, B., CASSADY ST. CLAIR, C., BOYCE, M.S. (2006): Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2006. 37:317–42.
- LIIRA, J. & PAAL, T. (2013): Do forest-dwelling plant species disperse along landscape corridors? *Plant Ecol* 214, 455-470.
- LONEY, B. & HOBBS, R. J. (1991): Management of vegetation corridors: maintenance, rehabilitation and establishment. In: SAUNDERS, D. A. & HOBBS, R. J. (Hrsg.): *Nature Conservation 2. The Role of Corridors*, Surrey Beatty & Sons Pty Limited, 299-311.
- LOWE, W. H. & ALLENDORF, F. W. (2010): What can genetics tell us about population connectivity? *Molecular Ecology* 19, 3038–3051.
- LUDWIG, G. & SCHNITTLER, M. (Hrsg.), 1996. Rote Listen gefährdeter Pflanzen Deutschlands. *Schriftenr. Vegetationskd.* 28, 1–744.
- LUIJTEN, S. H., DIERICK, A., OOSTERMEIJER, J.G.B., RAIJMANN, L. E. L. & DEN NIJS, H. C. M. (2000): Population Size, Genetic Variation, and Reproductive Success in a Rapidly Declining Self-Incompatible Perennial (*Arnica montana*) in The Netherlands. *Conservation Biology* 14, 1776-1787.
- LUIJTEN, S.H., KERY, M., OOSTERMEIJER, G.B. & DEN NIJS, H.C.M. (2002): Demographic consequences of inbreeding and outbreeding in *Arnica montana*: a field experiment. *J. Ecol.* 90, 593-603
- LUESINK, E. (2012): Green-blue veining and landscape services as a potential alternative to the robust corridor strategy. Proposal for the Minor Thesis - LUP80424 MSc Thesis Land Use Planning, Universität Wageningen. <http://edepot.wur.nl/207218> (zuletzt besucht am 20.7.2012).
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- MADER, H.-J. (1988): Biotopverbundsysteme in intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaften. – *Natur- und Landschaftskunde* 24: 1-7.
- MADER, H.-J., KLÜPPEL, R. & OVERMEYER, H. (1986): Experimente zum Biotopverbundsystem – tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 27, 136 Seiten.
- MADER, H.-J., SCHELL, CH. & KORNACKER, P. (1990): Linear Barriers to Arthropod Movements in the Landscape. *Biol. Conserv.* 54, 209–222.
- MANSERGH, I. M. & SCOTTS, D. J. (1989): Habitat continuity and social organization of the mountain pygmy-possum restored by tunnel. *Journal of Wildlife Management* 53, 701-707.
- MCCOLLIN, D. JACKSON, J. I., BUNCE, R. G. H., BARR, C. J. & STUART, R. (2000): Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management* 60, 77-90.

- MECH, S. G. & HALLETT, J. G. (2001): Evaluating the Effectiveness of Corridors: a Genetic Approach. *Conservation Biology*, 15 (2), 467–474.
- MERRIAM, G. (1984): Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRAND, J. & AGGER, P. (Hrsg.): Proceedings of the first international seminar on methodology in landscape ecological resources and planning. Roskilde (Dänemark): International Association for Landscape ecology.
- MKRO – MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (1993): Aufbau eines ökologischen Verbundsystems in der räumlichen Planung. *Natur und Landschaft* 68 (9), 461 S..
- MÖHLICH, T. (2006): Ein Rettungsnetz für die Wildkatze: Das Drei-Länder-Projekt Hessen, Thüringen und Bayern. - In: Naturschutzakademie Hessen, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Institut für Tierökologie und Naturbildung (Hrsg.): Kleine Katzen – Große Räume. Ein Rettungsnetz für die Wildkatze. – Wetzlar: 45-52.
- MURPHY, H. T. & LOVETT-DOUST, J. (2004): Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105, 3-14.
- NATURE CONSERVANCY COUNCIL (1984): Nature Conservation in Great Britain. NCC, 111 S..
- NICHOLLS, A. O. & MARGULES, C. R. (1991): The design of studies to demonstrate the biological importance of corridors. In: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (1991): Nature Conservation 2. The Role of Corridors, Surrey Beatty & Sons Pty Limited, 49-61.
- NOSS, R. F. (1993): Wildlife corridors. In: SMITH, D. S. & HELLMUND, P. C. (Hrsg.): Ecology of greenways. University of Minnesota Press, Minneapolis., 43–68.
- NOWAK, B. & SCHULZ, B. (2002): Wiesen, Nutzung, Vegetation, Biologie und Naturschutz am Beispiel der Wiesen des Südschwarzwaldes und Hochrheingebietes. – Fachdienst Naturschutz 93; Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Verlag Regionalkultur, Karlsruhe , 368 Seiten.
- ÖCKINGER, E. & SMITH, H. G. (2008): Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecol* 23, 27-40.
- OOSTERMEIJER, G., BERHOLZ, A. & POSCHLOD, P. (1996): Genetical aspects in fragmented plant populations. A review. In: SETTELE, J., MARGULES, POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species Survival in Fragmented Landscapes. Kluwer, Dordrecht, 93-101.
- OPDAM, P., FOPPEN, R. & VOS, C. (2002): Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology* 16, 767-779.
- OPDAM, P., POUWELS, R., ROOIJ, S., STEINGRÖVER, E. & VOS, C.C. (2008): Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles. *Ecology and Society* 13(1), 20.
- OUBORG, N.J. & VAN TREUREN, R. (1994): The Significance of Genetic Erosion in the Process of Extinction. IV. Inbreeding Load and Heterosis in Relation to Population Size in the Mint *Salvia pratensis*. *Evolution* 48, 996-1008.
- OUBORG, N.J. & VAN TREUREN, R. (1995): Variation in fitness-related characters among small and large populations of *Salvia pratensis*. *J. Ecol.* 83, 369-380.

- PETRAK, M. (2005): II Notwendigkeiten und Funktionen von Lebensraumkorridoren aus ökologischer Sicht. Tierwanderungen und Tiere als Habitatbildner. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J. & WINTER, A. (Hrsg.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17, 81-99.
- POSCHLOD, P. (1996): Das Metapopulationskonzept - eine Betrachtung aus pflanzenökologischer Sicht. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5, 161-185.
- POSCHLOD, P. & BONN, S. (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? Acta Bot. Neerl. 47, 27-44.
- PREVEDELLO, J. A. & VIEIRA, M. V. (2010): Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. Biodivers. Conserv. 19, 1205-1223.
- PRYKE, J. S. & SAMWAYS, M. J. (2001): Width of grassland linkages for the conservation of butterflies in South African afforested areas. Biological Conservation 101, 85-96..
- PRYKE, J. S. & SAMWAYS, M. J. (2012): Ecological networks act as extensions of protected areas for arthropod biodiversity conservation. Journal of Applied Ecology 49, 591-600.
- RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J. & WINTER, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17.
- RECK, H., HÄNEL, K., HERMANN, M. SACHTELEBEN, J. (2007): Verbände-Vorhaben „Überwindung von Barrieren“. Zielarten des überörtlichen Biotopverbundes. Zeigerarten für Zerschneidung und Verinselung. Vorentwurf. http://www.jagdnetz.de/naturschutz/biotopvernetzung?meta_id=1038&modul_id=8614/ (zuletzt besucht am 20.6.2013).
- RECK, H., HERRMANN, M., BÖTTCHER, M. & WINTER, A. (2008): Textsammlung und Datenbank „Überwindung von Barrieren“. http://www.jagdnetz.de/naturschutz/biotopvernetzung?meta_id=1038&modul_id=8614/ (zuletzt besucht am 20.6.2013).
- REICH, M., RÜTER, S., PRASSE, R., MATTHIES, S., WIX, N. & ULLRICH, K. (2012): Biotopverbund als Anpassungsstrategie für den Klimawandel? Naturschutz und Biologische Vielfalt. Naturschutz und Biologische Vielfalt 122.
- RICKETTS, T. H. (2001): The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. Am. Nat. 158, 87-99.
- RICO, Y., BOEHMER, H. J. & WAGNER H. H. (2012): Determinants of actual functional connectivity for calcareous grassland communities linked by rotational sheep grazing. Landscape Ecol. 27, 199-209.
- RIECKEN U., FINCK P., RATHS U., SCHRÖDER E., SSYMANK A. (2006) Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 34.
- RIECKEN, U. & RATHS, U. (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L.. Ann. Zool. Fennici 33, 109-116.
- RIECKEN, U., ULLRICH, K. & FINCK, P. (2004): Biotopverbund. In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften. 13. Erg. Lfg. 9/04, Landsberg (ecomед): 1-20.

- RIEDEL, B., PIRKL, A. & THEURER, R. (1994): Planung von lokalen Biotopverbundsystemen. Band 1: Grundlagen und Methoden. Materialien zur Ländlichen Entwicklung in Bayern 31/1994, (BayStMELF), München.
- RINGLER, A. (1987): Gefährdete Landschaften. Lebensräume auf der Roten Liste. – München/Wien/Zürich, 195 S..
- ROSENBERG, D. K., NOON, B. R., MEGAHAN, J. W., & MESLOW, E. C. (1998): Compensatory behavior of *Ensatina eschscholtzii* in biological corridors: a field experiment. Canadian Journal of Zoology 76, 117–133.
- ROSENBERG, D. K., NOON, B. R. & MESLOW, E. C. (1997): Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. BioScience 47(10), AIBS: The First 50 Years, 677-687.
- ROY, V. & DE BLOIS, S. (2006): Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. Biological Conservation 130, 592–603.
- SARRE, S., WIEGAND, K. & HENLE, K. (1996): Survival of a specialist and generalist gecko in the fragmented landscape of the Western Australian wheatbelt. In: SETTELE, J., MARGULES, C. R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Kluwer, Dordrecht, 39-51.
- SCHMIEGELOW, F. K. A. (2007): Corridors, Connectivity and Biological Conservation. In: LINDENMAYER, D. B. & HOBBS, R. J. (Hrsg.): Managing and Designing Landscapes for Conservation, Blackwell Publishing, Oxford, 251-262.
- SIMBERLOFF, D. & COX, J. (1987): Consequences and costs of conservation corridors. Conservation Biology 1, 63-71.
- SIMBERLOFF, D., FARR, J. A. & HUGHES, J. W. (1992): Movement corridors: conservation bargains or poor investments? Conservation Biology 6, 493-504.
- SKÓRKA, P.; NOWICKI, P.; LENDA, M.; WITEK, M.; ŚLIWIŃSKA, E.; SETTELE, J.; WOYCIECHOWSKI, M. (2013): Different flight behaviour of the endangered scarce large blue butterfly *Phengaris teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) within and outside its habitat patches. Landscape Ecology 28 (3), 533-546.
- SOULE, M. E. & GILPIN, M. E. (1991): The theory of wildlife corridor capability. In: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (1991): Nature Conservation 2. The Role of Corridors, Surrey Beatty & Sons Pty Limited, 1-8.
- SPIESS M. (2003): Ökologischer Ausgleich in der Schweiz – Ziele erreicht? Erste Ergebnisse der Erfolgskontrolle, 41 - In: NOTTMAYER-LINDEN, K., MÜLLER, S. & PASCH, D. (Hrsg.): Angebotsnaturschutz Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutz, BfN-Skripten 89, 41-52.
- SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft - Sondergutachten März 1985. – Kohlhammer, Stuttgart & Mainz, 423 S..
- SRU – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1988): Umweltgutachten 1987. Stuttgart: Kohlhammer.
- STENDER, S., POSCHLOD, P., VAUK-HENZELT, E. & DERNEDDE, T. (1997): Die Ausbreitung von Pflanzen durch Galloway-Rinder. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27, 173-180.

- STÖCKLIN, J. & FISCHER, M. (1999) Plants with longer-lived seeds have lower local extinction rates in grassland remnants 1950-1985. *Oecologia* 120, 539–543.
- STRYKSTRA, R.J., BEKKER, R.M. & VERWEIJ, G.I. (1996): Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a successional hayfield after seed dispersal by mowing machinery. *Acta Bot. Neerl.* 45, 557-562.
- TEMPLETON, A. R. (1986): Coadaptation and outbreeding depression. In: SOULE, M.E. [Hrsg.], *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, 105–116. Sinauer, Sunderland, MA.
- TEWKSBURY, J. J., LEVEY, D. J., HADDAD, N. M., SARGENT, S., ORROCK, J. L., WELDON, A., DANIELSON, B. J., BRINKERHOFF, J., DAMSCHEN, E. I. & TOWNSEND, P. (2002): Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *PNAS* 99 (20), 12923–12926.
- TISCHENDORF, L. & WISSEL, C. (1997): Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. *Oikos* 79, 603-611.
- TOWNSEND, P. A. & LEVEY, D. J. (2005): An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology*, 86 (2), 466–475.
- ULLRICH, K., FINCK, P., RIECKEN, U. & SACHTELEBEN, J. (2004): Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund. – In: BURKHARDT ET AL. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des Paragraphen 3 BNatSchG „Biotopverbund“. – *Natursch. Biol. Vielf.* 2, 59-63.
- VAN TREUREN, R, BIJLSMA, R., OUBORG, N.J. & VAN DELDEN, W. (1993): The significance of genetic erosion in the process of extinction III. Inbreeding depression and heterosis effects caused by selfing and outcrossing in *Scabiosa columbaria*. *Evolution* 47, 1699-1680.
- VAN TREUREN, R, BIJLSMA, R., OUBORG, N.J. & KWAK, M.M. (1994): Relationships between plant density, outcrossing rates and seed set in natural and experimental populations of *Scabiosa columbaria*. *Journal of Evolutionary Biology* 7, 287-302.
- VAN TREUREN, R, BIJLSMA, R., VAN DELDEN, W. & OUBORG, N.J. (1991): The significance of genetic erosion in the process of extinction. 1. Genetic differentiation in *Salvia pratensis* and *Scabiosa columbaria* in relation to population size. *Heredity* 66, 181-189.
- VOLG, F. (2004): Korridore zwischen gleichartigen Lebensräumen – Für und Wider. *Natur und Landschaft* 79 (6), 264-269.
- VON BERLEPSCH, H (1899): *Der gesamte Vogelschutz: seine Begründung und Ausführung.* - 2. unveränd. Aufl., 4.-6. Tsd.. - Köhler, E.
- WALTER, A. M., WEST, M., BERGS, H. W., WEHNER-HEIL, A., BÖTTCHER, M. & VON DORNICK, B. (2012): Bundesprogramm Wiedervernetzung: Grundlagen, Aktionsfelder, Zusammenarbeit; beschlossen vom Bundeskabinett am 29. Februar 2012. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- WARREN, M. S. (1987): The Ecology and Conservation of the Heath Fritillary Butterfly, *Melitica athalia*. II. Adult Population Structure and Mobility. *Journal of Applied Ecology* 24 (2), 483-498.
- WEHLING, S. & DIEKMANN, M. (2009): Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 142, 2522-2530.

- WELDON, A. J. (2006): How corridors reduce Indigo Bunting nest success. *Conservation Biology* 20, 300–1305.
- WESSELS, S., EICHBERG, C., STORM, C. & SCHWABE, A. (2008) Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora*, 203, 304–326.
- WILLIAMS, P., HANNAH, L., ANDELMAN, S., MIDGLEY, G., ARAUJO, M., HUGHES, G., MANNE, L., MARTINEZ-MEYER, E., PEARSON, R. (2005): Planning for climate change: identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology* 19, 1063–1074.
- WINTER, D. (2001): Die Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV) des Bundes, Umsetzung von regionalen Vernetzungsprojekten Grundlagen, Vorgehen und Planungsabsichten in Kantonen der Deutschschweiz. Nachdiplomarbeit, ETH Zürich.
e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:25823/eth-25823-01.pdf (zuletzt besucht am 1.2.2013).
- YOUNG, A., BOYLE, T. & BROWN, T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 413-418.
- ZERBE, S. (1989): Untersuchung artspezifischer Bewegungsmuster entlang von Korridoren am Beispiel von Laufkäfern (Carabidae) und Heuschrecken (Acrididea). *Landschaft + Stadt* 21 (3), 100-103.
- ZIMMERMANN, F. (2007): Konzeption zum Biotopverbund in Brandenburg .*Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 16 (1), 31 S. (Beilage).