UNIKASSEL
VERSITÄT

Fachgebiet Ökologische Standort- und Vegetationskunde am
Fachbereich 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung

# Methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in der räumlichen Umweltplanung

## Lebensraumnetzwerke für Deutschland

**Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)
von

**Kersten Hänel**

1. Gutachter: Priv.-Doz. Dr. Heinrich Reck, Universität Kiel
2. Gutachter: Prof. Dr. Robert Mayer, Universität Kassel

Tag der Disputation: 6. Dezember 2007

## Inhalt

Seite

**Inhaltsverzeichnis** ..... I
**Abbildungsverzeichnis** ..... V
**Tabellenverzeichnis** ..... VIII
**Abkürzungsverzeichnis** ..... XI

**Zusammenfassung (Kurzfassung)** ..... XII
**Abstract** ..... XIII

**Vorveröffentlichungen zur Dissertation** ..... XIII
**Eidesstattliche Erklärung** ..... XVI
**Danksagung** ..... XVII

## Inhaltsverzeichnis

**1 Einleitung ..... 1**
**1.1 Ausgangssituation ..... 1**
**1.2 Ziel der Dissertation ..... 2**
**1.3 Themenfeld Biotopverbund - Begriffe und Grundlagen ..... 3**
**2 Methodisches Gesamtkonzept ..... 6**
**2.1 Ansatz ..... 6**
**2.2 Rahmensetzungen und Anforderungen ..... 6**
**2.3 Die landesweiten Biotopverbundplanungen in der BRD ..... 7**
**2.4 Methodenentwicklung ..... 7**
**2.5 Vergleiche, Validierungen, Anwendungen - Diskussion ..... 11**
**3 Rahmensetzungen und Anforderungen ..... 13**
**3.1 Globale Ebene ..... 13**
3.1.1 Frühe Konventionen, Richtlinien und Programme (1971-1979) ..... 13
3.1.2 Konvention über die biologische Vielfalt - CBD (1992) ..... 14
3.1.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen ..... 16
**3.2 Europäisch-internationale Ebene ..... 16**
3.2.1 Europadiplom (1965) und Biogenetische Reservate (1976) ..... 16
3.2.2 Berner Konvention (1979) und Emerald Network (1989/1996) ..... 17
3.2.3 Europäische Vogelschutzrichtlinie (1979) ..... 19
3.2.4 CORINE-Programm (1985) ..... 20
3.2.5 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie / NATURA 2000 (1992) ..... 20
3.2.6 European Ecological Network - EECONET (1991/1993) ..... 23
3.2.7 Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (1995) ..... 24
3.2.8 Pan-European Ecological Network - PEEN (1995) ..... 26
3.2.9 Halting the loss of biodiversity by 2010 – Das 2010-Ziel ..... 36
3.2.10 Ausgewählte weitere Initiativen und Projekte ..... 38
3.2.11 Exkurs: ‚Ecological Networks' - Beispiele von Plankarten ..... 41
3.2.12 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen ..... 49

**3.3 Nationale Ebene - BRD ..... 52**
3.3.1 Nationaler Lebensraumverbund und § 3 BNatSchG ..... 52
3.3.2 Vorrangflächen für den Naturschutz aus Bundessicht ..... 62
3.3.3 Initiative „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ ..... 64
3.3.4 Konzepte für größere Säugetiere - Korridore und ‚Entschneidung‘ ..... 69
3.3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen ..... 72

**4 Die landesweiten Biotopverbundplanungen in der Bundesrepublik Deutschland ..... 75**

**4.1 Vorbemerkungen zur Länderübersicht ..... 75**
**4.2 Länderübersicht ..... 78**
4.2.1 Baden-Württemberg ..... 78
4.2.2 Bayern ..... 82
4.2.3 Brandenburg ..... 84
4.2.4 Hessen ..... 86
4.2.5 Mecklenburg-Vorpommern ..... 87
4.2.6 Niedersachsen ..... 92
4.2.7 Nordrhein-Westfalen ..... 94
4.2.8 Rheinland-Pfalz ..... 97
4.2.9 Saarland ..... 100
4.2.10 Sachsen ..... 101
4.2.11 Sachsen-Anhalt ..... 105
4.2.12 Schleswig-Holstein ..... 109
4.2.13 Thüringen ..... 114
4.2.14 Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg ..... 117
**4.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen ..... 118**
4.3.1 Tabellarische Zusammenfassungen ..... 118
4.3.2 Ökologische Verbundsysteme in Landesraumordnungsplänen ..... 122
4.3.3 Vielfalt und Inkompatibilität der Planungsergebnisse ..... 125
4.3.4 Fachliche Planungsansätze und ökologische Inhalte ..... 127

**5 Methodenentwicklung - Grundlagen ..... 129**

**5.1 Anforderungen an ein ‚Ökologisches Netzwerk‘ ..... 129**
**5.2 Zur Verfügung stehende Geodaten ..... 130**
5.2.1 Überblick ..... 130
5.2.2 Flächendeckende Landnutzungs- und Biotoptypendaten ..... 130
5.2.3 Selektive Biotopkartierungen der Bundesländer ..... 140
5.2.4 Daten zum Vorkommen von Arten ..... 144
5.2.5 Daten zu abiotischen Standortfaktoren (Entwicklungspotenziale) ..... 147
5.2.6 Schlussfolgerungen ..... 148
**5.3 Eignung bestehender GIS-basierter Modelle und Konzepte ..... 153**
5.3.1 Übersicht ..... 153
5.3.2 Prognosemodelle der Populationsökologie ..... 154
5.3.3 Konzepte der Landscape Metrics ..... 157
5.3.4 Kostenoberflächen und darauf basierende Funktionen ..... 160
5.3.5 Schlussfolgerungen ..... 166
**5.4 Anforderungsprofile mitteleuropäischer Tierartengruppen ..... 168**
5.4.1 Relevanz populationsökologischer Parameter ..... 168
5.4.2 Lebensraumtypenbezogener Ansatz ..... 172
5.4.3 Berücksichtigung unterschiedlicher Mobilität ..... 178
5.4.4 Einfache Anspruchstypen hinsichtlich des Habitatverbunds ..... 184
5.4.5 Verknüpfung mit Zielartensystemen ..... 186
5.4.6 Ableitung von Ausbreitungswiderstandsklassen ..... 190
5.4.7 Stufen der Barrierewirkung von Verkehrsinfrastruktur ..... 193

# 6 HABITAT-NET - ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Hilfe zur Planung von Lebensraumnetzwerken auf überörtlichen Ebenen ..... 194

**6.1 Vorüberlegungen zum GIS-Einsatz ..... 194**
6.1.1 Darstellung von Verbund durch Kombination einfacher Techniken ..... 194
6.1.2 Die Idee der Reihung von Pufferfolgen - Bildung von Netzwerken ..... 201
6.1.3 Struktur und Beschreibung des Algorithmus ..... 204

**6.2 Teil I - Bildung von Lebensraumnetzwerken ..... 206**
6.2.1 Zuordnung von Ausbreitungswiderständen ..... 206
6.2.2 Selektion der Habitatflächen (Lebensraumtypen) ..... 207
6.2.3 Bildung von Funktions- und Verbindungsräumen der Stufe 1 ..... 211
6.2.4 Vorbereitung der Funktionsräume der Stufe 2 ..... 213
6.2.5 Bildung von Verbindungsräumen der Stufe 2 ..... 213
6.2.6 Bildung von Funktionsräumen der Stufe 2 ..... 217
6.2.7 Separieren von kleinen Funktionsräumen ..... 218
6.2.8 Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 3 ..... 220
6.2.9 Bildung von Verbindungs- und Funktionsräumen der Stufe 3 ..... 223
6.2.10 Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 4 ..... 224
6.2.11 Bildung des Lebensraumnetzwerkes (Befehlsliste) ..... 226
6.2.12 Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen ..... 227
6.2.13 Zwischenübersicht – HABITAT-NET – Teil I ..... 228
6.2.14 Integration von Pufferzonen in Lebensraumnetzwerke ..... 230
6.2.15 Charakterisierung von Funktionsräumen (Flächengrößen) ..... 230
6.2.16 Charakterisierung von Funktionsräumen (Arten) ..... 231
6.2.17 Charakterisierung von Verbindungsräumen (Flächengrößen) ..... 233
6.2.18 Charakterisierung von Verbindungsräumen (Arten) ..... 236
6.2.19 Ausbreitungswiderstände in Verbindungsräumen ..... 237
6.2.20 Bildung von zusammenfassenden Lebensraumnetzwerken ..... 238

**6.3 Teil II - Zerschneidung - Entschneidung ..... 241**
6.3.1 Zweckbestimmung und Zusammenhang mit Teil I ..... 241
6.3.2 Aufbereiten von Daten zu ‚linearen' Barrieren/ Straßen ..... 241
6.3.3 Ermittlung unzerschnittener Funktionsräume (UFR) ..... 245
6.3.4 Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Flächengrößen) ..... 249
6.3.5 Stufenübergreifende Priorisierung von ‚Entschneidungsabschnitten' ..... 254
6.3.6 Suche potenzieller Standortbereiche für Querungshilfen ..... 255
6.3.7 Berücksichtigung bestehender Querungsmöglichkeiten ..... 256
6.3.8 Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Artvorkommen) ..... 257
6.3.9 Beurteilung von ‚Neuzerschneidungen' ..... 260
6.3.10 Ansatz zum Monitoring - Gewährleistung von Zeitreihen ..... 260
6.3.11 Summarische Wirkung verschiedener Verkehrsträger ..... 261

**6.4 Weitere Anwendung: Netzwerk der Waldlebensräume (BRD) ..... 262**
6.4.1 Fachlicher Hintergrund (Hauptbezug ‚größere Säugetiere') ..... 262
6.4.2 Kurzbeschreibung der Arbeitsschritte ..... 264
6.4.3 Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen ..... 264
6.4.4 Ergebnis - Netzwerk der Waldlebensräume Deutschlands ..... 266
6.4.5 Verdeutlichung der Ergebnisse anhand von Teilgebieten ..... 269
6.4.6 Weiterverwendung - Zerschneidungsanalyse / ‚Entschneidung' ..... 271

# 7 Diskussion - der GIS-Algorithmus vor dem Hintergrund des aktuellen Standes der Fachdiskussion und der Planungspraxis ..... 275

**7.1 Die Ergebnisse als kleinmaßstäblicher Zielrahmen ..... 275**
7.1.1 Leitfunktion der räumlichen Darstellungen ..... 275
7.1.2 Zielrahmen versus Ausbreitungsmodellierung ..... 277

**7.2 Validierung und Vergleiche ..... 280**
7.2.1 Repräsentanz der Netzwerke für die fokussierten Arten (Validierung) ..... 280
7.2.2 ‚Gültigkeit' für weitere Artengruppen/ Anspruchstypen ..... 286
7.2.3 Vergleich mit bestehenden Biotopverbundplanungen ..... 290

**7.3 Sensitivitätstests zu Setzungen im GIS-Algorithmus ..... 294**
7.3.1 Änderung der Stufenspannen der Distanzklassen ..... 294
7.3.2 Separieren kleiner Funktionsräume und Wirkung von Trittsteinen ..... 297

**7.4 Ergänzende Hinweise zur GIS-Anwendung ..... 301**
7.4.1 Besonderheiten an Grenzen von Bearbeitungsgebieten ..... 301
7.4.2 Hinweise zu GIS-technischen Schwachstellen ..... 302

**7.5 Einsatzmöglichkeiten der Ergebnisse von HABITAT-NET ..... 303**
7.5.1 Hinweischarakter der Ausführungen ..... 303
7.5.2 Bedeutung von Umweltinformationssystemen (UIS) ..... 303
7.5.3 Biotopverbundplanung und Landschaftsplanung ..... 304
7.5.4 Raumordnung ..... 309
7.5.5 Strategische Umweltprüfung ..... 310
7.5.6 Verkehrswegeplanung/ Straßenplanung ..... 312
7.5.7 Erweiterung des Konzeptes der UZVR (Bezug: Biodiversität) ..... 315
7.5.8 Systematische ‚Entschneidungskonzepte' ..... 318
7.5.9 Unterstützung des Konzeptes der Lebensraumkorridore ..... 320
7.5.10 Konnektivität im Schutzgebietssystem NATURA 2000 ..... 322

**7.6 Rück- und Ausblick - Forschungsbedarf und Fortentwicklung ..... 324**

# 8 Zusammenfassung ..... 328

# 9 Quellen ..... 340

**9.1 Literatur ..... 340**
**9.2 Rechtsgrundlagen ..... 379**
**9.3 Verwendete Geodaten ..... 380**

# Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 1: Der differenzierte Flächenanspruch des Naturschutzes auf der Gesamtfläche 5
Abb. 2: Methodenbausteine - Eckpunkte - Abhängigkeiten in der Arbeit 11
Abb. 3: Staaten, die am Aufbau des Emerald-Netzwerkes beteiligt sind 19
Abb. 4: FFH-Gebiete in Deutschland – Stand Dezember 2006 23
Abb. 5: Hauptkomponenten eines ökologischen Netzwerkes (CoE 1998) 31
Abb. 6: Elemente eines ‚Ökologischen Netzwerkes' 31
Abb. 7: Indicative map of the PEEN for Central and Eastern Europe 34
Abb. 8: Indicative map of the PEEN in South-Eastern Europe (Biró et al. 2006) 35
Abb. 9: Indicative map of the PEEN in Western Europe. Entwurf 36
Abb. 10: European Green Belt 38
Abb. 11: Das Grüne Band in der Agrarlandschaft Deutschlands 39
Abb. 12: Entwurf eines ‚Ökologischen Netzwerkes' für Cheshire/ England 39
Abb. 13: Transnationales Feuchtgebietsnetzwerk der Nordseeanrainer (TEN) 40
Abb. 14: COST 341-Handbuch - Cover und Auszug (Iuell et al. 2003) 41
Abb. 15: Nationales ökologisches Netzwerk der Niederlande 42
Abb. 16: Dänemark – Ökologisches Netzwerk 42
Abb. 17: Schweiz - Nationales ökologisches Netzwerk (REN) - wichtigste Elemente 43
Abb. 18: Schweiz - Nationales ökologisches Netzwerk (REN) - vereinfachte Darstellung 43
Abb. 19: Nationales Netzwerk Polens – erste Übersicht, erarbeitet mit der IUCN 44
Abb. 20: Nationales ökologisches Netzwerk Ungarns 44
Abb. 21: System der Tschechische Republik 45
Abb. 22: Nationales ökologisches Netzwerk Weißrusslands 45
Abb. 23: Litauen – Nationales ökologisches Netzwerk 46
Abb. 24: Lettland – Ökologisches Netzwerk 46
Abb. 25: Ökologisches Netzwerk der russischen Waldsteppenregion 47
Abb. 26: Ökologisches Netzwerk des Chernivtsi-Oblast (Ost-Ukraine) 47
Abb. 27: Wildökologische Korridore Österreichs 48
Abb. 28 Wildtierkorridore der Schweiz 48
Abb. 29: Ökologische Korridore Polens 49
Abb. 30: Zusammenfassendes Schema der ‚Netzwerke' in Eurasien 50
Abb. 31: Überblick der bestehenden nationalen ‚Ökologischen Netzwerke' in Europa 51
Abb. 32: Entwurf für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht 63
Abb. 33: Prinzipskizze Lebensraumverbund mit Lebensraum- bzw. Landschaftskorridoren 64
Abb. 34: Die „Veluweroute" 65
Abb. 35: Korridormodellierung für Mitteleuropa 67
Abb. 36: Habitatmodell Luchs und Korridore 67
Abb. 37: Wanderkorridore des Rothirsches 67
Abb. 38: Lebensraumkorridore für Mensch und Natur - Initiativskizze 68
Abb. 39: NABU-Bundeswildwegeplan - 125 Handlungspunkte des vordringlichen Bedarfs 70
Abb. 40: Wildkatzenwegeplan für Deutschland 72
Abb. 41: Großräumig wirkender Lebensraumverbund in Baden-Württemberg 80
Abb. 42: Landesweiter Biotopverbund in Bayern 82
Abb. 43: Biotopverbund im Gutachtlichen Landschaftsprogramm Mecklenburg-Vorpommerns 90
Abb. 44: Wander- und Ausbreitungskorridore Mecklenburg-Vorpommerns (Baier 2005) 91
Abb. 45: Wildtierkorridore in Rheinland-Pfalz 99

Abb. 46: Gebietskulisse zur Ausweisung des ökologischen Verbundsystems in Sachsen 104
Abb. 47: Biotopverbundsystem Sachsen-Anhalts (SZEKELY 2006) 108
Abb. 48: Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein, landesweite Ebene 111
Abb. 49: Modellhafte Darstellung des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems S.-H. 112
Abb. 50: Skizze mit „Landschaftsteilen für den landesweiten Biotopverbund“ in Thüringen 115
Abb. 51: Schwerpunktbereiche der Pilotstudie für Thüringen (MODER et al. 2004) 116
Abb. 52: Landesraumentwicklungsprogramm Mecklenburg-Vorpommerns (Auszug) 123
Abb. 53: Zusammenstellung landesweiter Biotopverbundplanungen (Stand Mitte 2006) 126
Abb. 54: CLC 2000 für Deutschland (aus: KEIL et al. 2005) 132
Abb. 55: Ausschnitt aus einem semi-automatisch klassifizierten Satellitenbild (FRICK 2006) 139
Abb. 56: Vorläufige Typen des DeCover Ausgangsdienstes (AD) / Auszug (EFTAS 2007) 140
Abb. 57: Die Abgrenzung als Biotopkomplexe und die Folgen bei der Nutzung der Daten 144
Abb. 58: Karte der Niedermoorstandortpotenziale Brandenburgs 150
Abb. 59: Ergebnisse von Ausbreitungssimulationen mit der Software GISWALK 155
Abb. 60: Ergebnisse von Ausbreitungssimulationen mit der Software SmallSteps (BAVECO 2002)156
Abb. 61: Detail einer Ausbreitungsmodellierung für die Helm-Azurjungfer 161
Abb. 62: *Cost-Distance*-Analyse für Arten der Trockenwiesen um Zürich (LIENHARD 1999) 162
Abb. 63: *Cost-Distance*-Analyse für den Rothirsch (GRILLMAYER et al. 2002) 162
Abb. 64: *Least Cost Corridor*-Analyse für den Rothirsch 164
Abb. 65: Start- und Zielpunkt-Abhängigkeit der *Least Cost Corridor*-Funktion (BURGHARDT 2006)165
Abb. 66: Arbeitsschritte (vereinfacht) im Modell LARCH (BUTOVSKY et al. 2001) 168
Abb. 67: Überleben von (Meta-)Populationen 169
Abb. 68: Zusammenführen von topischer und zönotischer Betrachtungsweise (RIEDL 1995) 173
Abb. 69: Arbeit mit Lebensraumkomplexen auf überörtlicher Ebene 175
Abb. 70: Hauptlebensraumtypen von Carabiden (Laufkäfer) (TROST 2004) 177
Abb. 71: Gliederung der Laufkäfergemeinschaften mitteldeutscher Xerothermstandorte 178
Abb. 72: Ausdünnung abwandernder Individuen mit zunehmender Distanz vom Habitat 179
Abb. 73: Trivial-Range- und Ausbreitungsverhalten (vereinfachte Darstellung) 180
Abb. 74: Einwanderungsrate in Abhängigkeit von der Flächengröße/ Randlinienlänge 180
Abb. 75: Aggregation von (Geo)Informationen 183
Abb. 76: Ergebnisse von Pufferfolgen (4 Hauptschritte) 195
Abb. 77: Ergebnis einer Pufferfolge bei Flächenpaaren 196
Abb. 78: Auszug: Test mit Pufferfolgen für rechteckige Formen 197
Abb. 79: Ergebnis einer Pufferfolge bei Flächengruppen 199
Abb. 80: Beispiel für die Gruppenwirkung einer Pufferfolge 200
Abb. 81: Lebensraumnetzwerk gebildet mit vier Stufen von Verbindungsräumen 203
Abb. 82: Ausschnitt für die Abbildungen 205
Abb. 83: Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland 209
Abb. 84: Ergebnisse eines positiven Puffers um die Habitate 212
Abb. 85: Funktionsräume der Stufe 1 entstehen nach dem angeschlossenen negativen Puffer 212
Abb. 86: Zwischenergebnis einer Überlagerung von zwei Funktionsraumstufen 214
Abb. 87: Eingabemaske der Erweiterung „*SelByTheme.avx*“ 215
Abb. 88: Funktionsräume der Stufe 2 217
Abb. 89: Auswahl effektiver Trittsteine/ Beispiel 221
Abb. 90: Detail: Zusätzlicher effektiver Trittstein 222
Abb. 91: Funktionsräume der Stufe 3 223

Abb. 92: Netzwerk der Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland 227
Abb. 93: HABITAT-NET (Teil I): Bildung von Lebensraumnetzwerken - Grobstruktur 229
Abb. 94: Wichtige Funktionsräume für Heuschreckenarten der Trockenlebensräume 233
Abb. 95: Bedeutung von Verbindungsräumen im Lebensraumnetzwerk 236
Abb. 96: Implementierung aktueller Ausbreitungswiderstände der Landnutzung 238
Abb. 97: Zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk (Sachsen-Anhalt) 239
Abb. 98: Polygon-Netz (ohne Überlagerung in den Knoten) mit Verkehrsmengen (DTV) 244
Abb. 99: Begriffe im Zusammenhang mit Unzerschnittenen Funktionsräumen (UFR) 246
Abb. 100: Unzerschnittene Funktionsräume im Netzwerk der Feuchtlebensräume 249
Abb. 101: Zerschneidungsabschnitt mit mehr als zwei angrenzenden UFR 253
Abb. 102: UFR und Prioritäten der ‚Entschneidung' (jeweils 5 Klassen) 254
Abb. 103: Suche potenzieller Standortbereiche für Querungshilfen - Beispiel 256
Abb. 104: Summarische Wirkungen vs. Ermittlung von ‚Einzelverantwortungen' 261
Abb. 105: Netzwerk der Waldlebensräume 267
Abb. 106: Verbindungen zwischen Harz, Hainich und Thüringer Wald 269
Abb. 107: Verbindungen zwischen Lausitzer Bergland und den Tieflandsheiden 270
Abb. 108: Skizze eines zeitlich-räumlichen Verbundkonzeptes für ‚größere Säugetiere' 273
Abb. 109: UFR für Wald bewohnende größere Säugetiere 274
Abb. 110: Konkave Formen als Symbolträger 276
Abb. 111: Bedeutung der Abgrenzung von Verbindungsräumen 277
Abb. 112: Verbund der Trockenlebensräume am Harzsüdrand bei Questenberg (M 1:100.000) 279
Abb. 113: Zwei Beispiele für die Konkretisierung von Verbundüberlegungen 279
Abb. 114: Vorkommen von Arten der Feuchtlebensräume im Lebensraumnetzwerk 285
Abb. 115: Bezugsebenen für Anspruchstypen von Vogelarten 287
Abb. 116: Durch großflächige extensive Beweidung entstandenes Mosaik 289
Abb. 117: Vergleich von Verbundsystemen für das Land Sachsen-Anhalt 291
Abb. 118: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk II 296
Abb. 119: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk III 298
Abb. 120: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk IV 300
Abb. 121: Beispiele für die ‚positive' Wirkung von Trittsteinen 301
Abb. 122: Überlappende Kacheln zum Puffern komplexer Systeme 302
Abb. 123: Zusammenfassende Darstellung der Lebensraumnetzwerke (BRD) 305
Abb. 124: Länderübergreifende Räume des Trockenlebensraumverbunds 306
Abb. 125: Umwelt- und naturschutzbezogene Beiträge zur Bundesverkehrswegeplanung 313
Abb. 126: Zerschneidung der Phorphyrkuppenlandschaft bei Halle durch die A 143 314
Abb. 127: Unzerschnittene verkehrsarme Räume und unzerschnittene Funktionsräume 316
Abb. 128: Landschaftszerschneidung vs. Habitatzerschneidung 317
Abb. 129: Mögliche Lebensraumkorridore (grün) in der Umgebung des Harzes 322
Abb. 130: FFH-Gebiete und Trockenlebensraumnetzwerk im Mitteldeutschen Trockengebiet 323

Abbildungen (Wiederholungen) der Zusammenfassung:

Abb. 131: Netzwerk der Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland 335
Abb. 132: Zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk für Sachsen-Anhalt 336

# Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 1: Kriterien für die Bewertung der ‚Entschneidungspunkte' (HERRMANN et al. 2007) 70
Tab. 2: Parameter für den Vergleich landesweiter Biotopverbundplanungen 119
Tab. 3: Tabellarische Zusammenfassung der Länderübersicht 120
Tab. 4: Drei mögliche Dimensionen bei der Begriffsbildung für Biotopverbundflächen/ -räume 121
Tab. 5: Kategorien des Biotopverbunds auf Länder- und Bundesebene 122
Tab. 6: Kategorien zum ‚ökologischen' Verbund in den Landesraumordnungsplänen 124
Tab. 7: Objektarten und Vegetationsmerkmale des Basis-DLM 135
Tab. 8: Übersicht zur Kartiereinheit „Krautige Vegetation" der CIR-BNTK Sachsen-Anhalts 136
Tab. 9: Biotopkartierung - aktuelle Kartieranleitungen der Bundesländer 141
Tab. 10: Populationsminimalareale für die Fauna verschiedener Größengruppen (Anhaltswerte) 170
Tab. 11: Faustregeln nach HENLE et al. (1999) und deren Anwendbarkeit 171
Tab. 12: Hauptstandort- und Hauptlebensraumtypen im terrestrischen Bereich 176
Tab. 13: Mobilitätsleistungen mitteleuropäischer Tierarten und Tierartengruppen 181
Tab. 14: Anspruchstypen: Heuschreckenarten trockenwarmer Offenlandlebensräume 185
Tab. 15: Zielarten für den überörtlichen Biotopverbund - Anspruchstypen 188
Tab. 16: Grobklassifizierung von Ausbreitungswiderständen 191
Tab. 17: Beispiel: Anspruchstypengruppe der gehölzgeprägten Lebensräume 192
Tab. 18: Beispiel: Anspruchstypengruppe der Lebensräume des Offenlandes 192
Tab. 19: Ergebnisse von Tests zu Pufferfolgen mit verschiedenen Pufferdistanzen 198
Tab. 20: Grundalgorithmus für die Bildung eines Lebensraumnetzwerkes 226
Tab. 21: Heuschreckenarten der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts 232
Tab. 22: Klassifizierung von Verbindungsräumen anhand angebundener Funktionsräume 234
Tab. 23: Beispiele zur Berechnung des *Fragmentation*-Indexes 251
Tab. 24: Matrix für die Verknüpfung mit dem Zusatzkriterium Verkehrsstärke (Beispiel) 255
Tab. 25: Artengruppen des Anspruchstyps: ‚Wald bewohnende' größere Säugetierarten 263
Tab. 26: Anzahl der Funktions- und Verbindungsräume im Netzwerk der Waldgebiete der BRD 268
Tab. 27: Anteil der Vorkommen von Heuschreckenarten im Lebensraumnetzwerk 282
Tab. 28: Anteil der Vorkommen von Arten der Feuchtlebensräume im Netzwerk 284
Tab. 29: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk I) 295
Tab. 30: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk II) 295
Tab. 31: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk III) 298
Tab. 32: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk IV) 299

# Abkürzungsverzeichnis

| | |
|---|---|
| Abb. | Abbildung |
| Abs. | Absatz |
| ASCIs | *Areas of Special Conservation Interest for Europe* (Berner Konvention) |
| ATKIS | Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem |
| B | Bundesstraße |
| BAB | Bundesautobahn |
| BB | Brandenburg |
| BBR | Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung |
| BDLA | Bund Deutscher Landschaftsarchitekten |
| BfN | Bundesamt für Naturschutz |
| BK | Bodenkarte |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz |
| BNatSchGNeuregG | Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften |
| BNTK | Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung |
| BRD | Bundesrepublik Deutschland |
| BVWP | Bundesverkehrswegeplan |
| BW | Baden-Württemberg |
| BY | Bayern |
| ca. | zirka |
| CIR | Color-Infrarot |
| CMS | *Convention on Migratory Species* |
| CoE | Council of Europe (Europarat) |
| CORINE | *COoRdination of INformation on the Environment* |
| COST | *European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research* |
| d.h. | das heißt |
| DDA | Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V. |
| DLM | Digitales Landschaftsmodell |
| DTV | durchschnittlicher täglicher Verkehr (Verkehrsmenge) |
| ebd. | ebenda (an derselben Stelle) |
| EDV | Elektronische Datenverarbeitung |
| EG | Europäische Gemeinschaft |
| ESRI | *Environmental Systems Research Institute, Inc.* |
| EU | Europäische Union |
| EUNIS | *European nature information system* |
| evtl. | eventuell |
| EWG | Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (ab 1993 EG, s.o.) |
| f. | folgende (Seite oder Kapitel) |
| ff. | folgende (Seiten oder Kapitel), umgangssprachlich „fortfolgende“ |
| FFH | Fauna-Flora-Habitat |
| FFH-RL | Fauna-Flora-Habitat - Richtlinie |
| ggf. | gegebenenfalls |
| GIS | Geografisches Informationssystem |
| ha | Hektar |
| HE | Hessen |
| HRSC | *High Resolution Stereo Camera* |

| | |
|---|---|
| Hrsg. | Herausgeber |
| ID | Identifikationsnummer |
| IENE | *Infra Eco Network Europe* |
| inkl. | inklusive |
| IRS | *Indian Remote Sensing Satellite* |
| IUCN | *International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources* |
| KFZ/24h | Kraftfahrzeuge in 24 Stunden, Einheit durchschnittlicher täglicher Verkehr DTV |
| km | Kilometer |
| km² | Quadratkilometer |
| LANA | Länderarbeitsgemeinschaft für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung |
| LANIS | Landschafts- und Naturschutzinformationssystem des BfN (LANIS-Bund) |
| LARCH | *Landscape Analysis and Rules for Configuration of Habitat* |
| LBP | Landschaftspflegerischer Begleitplan |
| LEP | Landesentwicklungsplan / Landesentwicklungsprogramm |
| m | Meter |
| m² | Quadratmeter |
| MKRO | Ministerkonferenz für Raumordnung |
| MV | Mecklenburg-Vorpommern |
| mvp | *minimum viable population* = kleinste überlebensfähige Population |
| NGO | *Non-Governmental Organization* |
| NI | Niedersachsen |
| NSG | Naturschutzgebiet |
| NW | Nordrhein-Westfalen |
| o.g. | oben genannt/e/n |
| PEBLDS | *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* |
| PEEN | *Pan-European Ecological Network* |
| PLENUM | Projekt des Landes (Baden-Württemberg) zur Erhaltung und Entwicklung von Natur und Umwelt |
| PVA | *Population viability analysis* (Populationsgefährdungsanalyse) |
| RL | Rote Liste |
| ROG | Raumordnungsgesetz |
| RP | Rheinland-Pfalz |
| s. | siehe (Verweis) |
| s.o. | siehe oben (im eigenen Text) |
| s.u. | siehe unten (im eigenen Text) |
| SBK | Selektive Biotopkartierung |
| SH | Schleswig-Holstein |
| SL | Saarland |
| SLOSS | Single Large Or Several Small (Naturschutzstrategiedebatte) |
| SN | Sachsen |
| SPA | *Special Protected Area* |
| SPIN | *Spatial Indicators for European Nature Conservation* |
| SRU | Sachverständigenrat für Umweltfragen |
| ST | Sachsen-Anhalt |
| SUP | Strategische Umweltprüfung |
| Tab. | Tabelle |
| TH | Thüringen |
| TK | Topografische Karte |

| | |
|---|---|
| TM | *Thematic Mapper* (Landsat-Satellit) |
| TU | Technische Universität |
| Tz. | Textziffer (im Zusammenhang mit den Gutachten des SRU) |
| u.a. | unter anderem |
| UBA | Umweltbundesamt |
| UFR | unzerschnittener Funktionsraum (entwickelt in dieser Arbeit) |
| UIS | Umweltinformationssystem |
| UMK | Umweltministerkonferenz |
| UN | *United Nations* |
| UNCED | *United Nations Conference on Environment and Development* |
| UNEP | *United Nations Environment Program* |
| URE | Umweltrisikoeinschätzung |
| URL | *Uniform Resource Locator* |
| UVP | Umweltverträglichkeitsprüfung |
| VBA | *Visual Basic for Application* |
| vgl. | vergleiche (Quellenangabe) |
| z.B. | zum Beispiel |
| z.T. | zum Teil |
| ZAK | Zielartenkonzept |

Die Bundesbehörden Deutschlands und vergleichbare Einrichtungen werden im Text bzw. bei Zitaten abgekürzt, bei Landesbehörden wird aufgrund der Vielfalt der Kurzbezeichnungen auf Abkürzungen verzichtet.

# Zusammenfassung (Kurzfassung)

Mit der Verwirklichung ‚Ökologischer Netzwerke' werden Hoffnungen zum Stopp des Verlustes der biologischen Vielfalt verknüpft. Sowohl auf gesamteuropäischer Ebene (Pan-European Ecological Network - PEEN) als auch in den einzelnen Staaten entstehen Pläne zum Aufbau von Verbundsystemen. Im föderalen Deutschland werden kleinmaßstäbliche Biotopverbundplanungen auf Landesebene aufgestellt; zum nationalen Biotopverbund bestehen erste Konzepte. Die vorliegende Arbeit ist auf diese überörtlichen, strategisch vorbereitenden Planungsebenen ausgerichtet.

Ziele des Verbunds sind der Erhalt von Populationen insbesondere der gefährdeten Arten sowie die Ermöglichung von Ausbreitung und Wanderung. Aufgrund fehlender Datengrundlagen zu den Arten und Populationen ist es nicht ohne weiteres möglich, die Konzepte und Modelle der Populationsökologie in die überörtlichen Planungsebenen zu übertragen. Gemäß der o.g. Zielstellungen sollte sich aber die Planung von Verbundsystemen an den Ansprüchen der auf Verbund angewiesenen Arten orientieren.

Ziel der Arbeit war die Entwicklung einer praktikablen GIS-gestützten Planungshilfe zur größtmöglichen Integration ökologischen Wissens unter der Bedingung eingeschränkter Informationsverfügbarkeit. Als Grundlagen dazu werden in Übersichtsform zunächst die globalen, europäisch-internationalen und nationalen Rahmenbedingungen und Anforderungen bezüglich des Aufbaus von Verbundsystemen zusammengestellt. Hier sind die Strategien zum PEEN hervorzuheben, die eine Integration ökologischer Inhalte insbesondere durch die Berücksichtigung räumlich-funktionaler Beziehungen fordern. Eine umfassende Analyse der landesweiten Biotopverbundplanungen der BRD zeigte die teilweise erheblichen Unterschiede zwischen den Länderplanungen auf, die es aktuell nicht ermöglichen, ein schlüssiges nationales Konzept zusammenzufügen. Nicht alle Länder haben landesweite Biotopverbundplanungen und Landeskonzepte, bei denen dem geplanten Verbund die Ansprüche von Arten zugrunde gelegt werden, gibt es nur ansatzweise.

Weiterhin wurde eine zielgerichtete Eignungsprüfung bestehender GIS-basierter Modelle und Konzepte zum Verbund unter Berücksichtigung der regelmäßig in Deutschland verfügbaren Datengrundlagen durchgeführt. Da keine integrativen regelorientierten Ansätze vorhanden waren, wurde der vektorbasierte Algorithmus HABITAT-NET entwickelt. Er arbeitet mit ‚Anspruchstypen' hinsichtlich des Habitatverbunds, die stellvertretend für unterschiedliche ökologische Gruppen von (Ziel-) Arten mit terrestrischer Ausbreitung stehen. Kombiniert wird die Fähigkeit zur Ausbreitung mit einer Grobtypisierung der Biotopbindung. Die wichtigsten Grundlagendaten bilden die jeweiligen (potenziellen) Habitate von Arten eines Anspruchstyps sowie die umgebende Landnutzung. Bei der Bildung von ‚Lebensraumnetzwerken' (Teil I) werden gestufte ‚Funktions- und Verbindungsräume' generiert, die zu einem räumlichen System verknüpft sind. Anschließend kann die aktuelle Zerschneidung der Netzwerke durch Verkehrstrassen aufgezeigt werden, um darauf aufbauend prioritäre Abschnitte zur Wiedervernetzung zu ermitteln (Teil II). Begleitend wird das Konzept der unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) entworfen, mit dem die Indikation von Habitatzerschneidung auf Landschaftsebene möglich ist.

Diskutiert werden schließlich die Eignung der Ergebnisse als kleinmaßstäblicher Zielrahmen, Tests zur Validierung, Vergleiche mit Verbundplanungen und verschiedene Setzungen im GIS-Algorithmus. Erläuterungen zu den Einsatzmöglichkeiten erfolgen beispielsweise für die Bereiche Biotopverbund- und Landschaftsplanung, Raumordnung, Strategische Umweltprüfung, Verkehrswegeplanung, Unterstützung des Konzeptes der Lebensraumkorridore, Kohärenz im Schutzgebietssystem NATURA 2000 und Aufbau von Umweltinformationssystemen. Schließlich wird ein Rück- und Ausblick mit der Formulierung des weiteren Forschungsbedarfs verknüpft.

# Abstract

Strategies for halting losses of biological diversity are closely linked to ecological networks and their implementation. Ecological networks are being prepared on European and national levels. In Germany individual “Länder” (federal states) are currently setting up ecological network schemes (‚Biotopverbundplanungen‘) for their entire territories. First drafts also exist for preparing a national ecological network. The present dissertation focuses on these large-scale schemes that provide for strategic guidance for network building at national and regional levels.

Aims of implementing ecological networks are the conservation of populations, of endangered species in particular, and the facilitation of dispersal and migration. According to these aims the planning for networks should be orientated towards the requirements of network-dependant species. Due to limited data on such species and their populations it is usually difficult, and mostly impossible, to transfer models of population ecology to large territories.

The objective of the dissertation is to develop a GIS-based planning support tool that allows the greatest possible integration of existing ecological knowledge under the condition of limited availability of information. Realistic chances for implementation of network schemes are considered. As a starting point, and with regard to requirements for developing network schemes, an overview of global, European-international and national conditions is presented. In this context the strategies of the Pan-European Ecological Network (PEEN) are mentioned that specifically calls for an integration of information on ecological and spatial-functional relations. A comprehensive analysis of the ‚Biotopverbundplanungen‘ of Germany’s federal states has revealed considerable differences between state specific approaches. Only a few of these concepts are based on a species orientated approach. Some states still have no plans at all. Attempts to merge state plans into a coherent national concept are thus made very difficult.

Considering data regularly available in Germany a suitability check of existing GIS-based models and tools was carried out, looking for potentials for supporting future network planning. Since no integrative rule-oriented approach could be found, the vector-based algorithm HABITAT-NET was developed. It uses ecological guilds that represent terrestrially dispersing (target) species. These gilds are established by their ability to disperse, expressed as distance classes, combined with a simple classification of habitat requirements (habitat types). The respective (potential) habitats of the ecological gilds, as well as the surrounding land use, presented the most important database. With the formation of ‚habitat networks‘ (part I) graded *functional areas* and *effective dispersal areas* are generated that are linked to a spatial system. Subsequently, the actual dissection of the networks by transportation infrastructure can be indicated in order to determine priority sections for re-linking disrupted network sections (part II). The new concept of *undissected functional areas* (UFR) is used to facilitate and indication for, and a clear visualisation of, habitat dissection at landscape level.

Finally, the suitability of the results as a large-scale frame for network planning is discussed. The discussion also includes validation procedures, comparisons with existing approaches and network schemes, and tests to different settings in the GIS algorithm. Future options for the implementation of this approach are given for the ‚Biotopverbundplanungen‘ in connection with landscape planning. In addition relations to comprehensive spatial planning, strategic environmental assessment, transportation infrastructure planning, and also regarding the support for localisation of main habitat corridors to be developed, connectivity potentials in the NATURA 2000 system, and the building up of environmental information systems are discussed. The final sections includes a review and future prospects of network conception and links them to specific future research needs.

# Vorveröffentlichungen zur Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung des Fachbereiches 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung, vertreten durch den Betreuer der Arbeit an der Universität Kassel, Prof. Dr. R. Mayer, und mit Zustimmung des Betreuers von der Universität Kiel, Priv.-Doz. Dr. H. Reck, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht oder in die aufgeführten Forschungsvorhaben eingebracht:

### Publikationen

HÄNEL, K. (2006): Der Stand landesweiter Biotopverbundplanungen in Deutschland - ein aktueller Überblick. - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Ökologisches Verbundsystem in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2006: 5-15.

HÄNEL, K. (2006): GIS-Einsatz bei der Planung „Ökologischer Netzwerke“ auf überörtlichen Ebenen.- In: KLEINSCHMIT, B. & U. WALZ (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Schriftenreihe Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Technische Universität Berlin, Band S 19: 47-72.

HÄNEL, K. (2006): Habitatverbundsysteme auf überörtlicher Ebene. HABITAT-NET - ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Planungshilfe. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (8): 237-244.

### Vorträge

HÄNEL, K., JEßBERGER, J. (2006): Ermittlung unzerschnittener Funktionsräume – Datenaufbereitung und erste Ergebnisse bundesweiter Auswertungen. - 2. Beiratssitzung des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR) zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“, FKZ 805 82 025, Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Leipzig, 14. Dezember 2006.

HÄNEL, K. (2006): Eingriffsfolgenabschätzung mit Biotopverbundplänen? Wirklichkeiten und Möglichkeiten. - Workshop des Bundesamtes für Naturschutz: Planungshilfen zur Bewältigung räumlich-funktionaler Beeinträchtigungen, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm, 22. November 2006.

HÄNEL, K. (2006): Grundlagen für die länderübergreifende Überwindung von Barrieren in Deutschland: Unzerschnittene Funktionsräume in ökologischen Netzwerken. - IALE-D Jahrestagung 2006: Räumliche Dynamik von Mensch-Umwelt-Systemen. Indikatoren, Modelle, Szenarien; Workshop: Effekte großräumiger Fragmentierung, 28. September 2006.

HÄNEL, K. (2006): Der Stand landesweiter Biotopverbundplanungen in Deutschland - ein Überblick. - Workshop: Biotopverbund - von der Planung zur Umsetzung. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle, 06. September 2006.

HÄNEL, K. (2006): Erarbeitung von räumlichen Kulissen für Verbindungs- und Entwicklungsachsen. - Abschlusstagung zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“, Bundesamt für Naturschutz, FKZ 804 85005, Loccum, 29. Juni 2006.

HÄNEL, K. (2006): Im Spannungsfeld zwischen Datenverfügbarkeit und ökologischer Aussagekraft- die Nutzung von „Landschaftsstrukturdaten“ bei der Planung ökologischer Netzwerke - Workshop: Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung, Technische Universität Berlin in Kooperation mit der IALE AG Landschaftsstruktur, Berlin, 06. April 2006.

HÄNEL, K. (2006): HABITAT-NET - ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Hilfe zur Planung von Habitatverbundsystemen auf überörtlichen Ebenen - 1. Beiratssitzung des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“, FKZ 805 82 025, Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Leipzig, 15. Februar 2006.

HÄNEL, K. (2005): Lebensraumkorridore und Habitatverbund auf überörtlicher Ebene. - Workshop des Bundesamtes für Naturschutz: Entschneidung - Methoden, Modelle, Verfahren. Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm, 16. November 2005.

**Integration von Ergebnissen der Dissertation in Forschungsprojekte**

Projekt „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur - Initiativskizze“ (Deutscher Jagdschutzverband und Bundesamt für Naturschutz, Laufzeit: 10.11.2003 - 30.04.2004)

- Integration der ersten Fassung der Übersicht zu den landesweiten Biotopverbundplanungen in der Bundesrepublik Deutschland (Kapitel 4)

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (FKZ 804 85 005, Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet Biotopschutz und Biotopmanagement, Laufzeit: 15.07.2004 - 30.10.2006):

- Anwendung von HABITAT-NET (Teil I) und Kurzbeschreibung der Methode im Endbericht
- Bereitstellung des erarbeiteten Netzwerkes des Waldlebensräume (Kapitel 6.4)

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR) zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (FKZ 805 82 025, Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet Eingriffsregelung und Verkehrswegeplanung, Laufzeit: 15.07.2005 - 15.07.2007)

- Anwendung von HABITAT-NET (Teil II) und umfassende Beschreibung des Ansatzes im Endbericht (Eigenleistung im F+E-Vorhaben)

Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ (FKZ 3507 82 090, Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet Eingriffsregelung und Verkehrswegeplanung, Laufzeit: 01.07.2007 - 30.06.2009)

- Anwendung von HABITAT-NET (Teil II) und Weiterentwicklung zur Ermittlung prioritärer Bereiche zur ‚Entschneidung‘ auf nationaler Ebene

**Titelbildkarte** (Hintergrund)

sowie Abbildungen 123 und 124

mit freundlicher Genehmigung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) übernommen aus dem unveröffentlichten Endbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (FKZ 804 85 005) gefördert durch das BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Abbildung 109

mit freundlicher Genehmigung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) übernommen aus dem unveröffentlichten Endbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR) zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (FKZ 805 82 025) gefördert durch das BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

# Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und andere als die in der Dissertation angegebenen Hilfsmittel nicht benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Kein Teil dieser Arbeit ist in einem anderen Promotions- oder Habilitationsverfahren verwendet worden.

Kassel, den 15. Oktober 2007

# Danksagung

Mein Dank gilt zunächst Prof. Dr. Robert Mayer (Universität Kassel) und Priv.-Doz. Dr. Heinrich Reck (Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel) für die hervorragende Betreuung der Arbeit und die Übernahme der Gutachten. Ihnen sowie Prof. Dr. Diedrich Bruns und Prof. Dr. Ulrich Braukmann möchte ich auch dafür danken, dass sie sich bereit erklärt haben, der Disputation als Prüfer beizuwohnen. Diedrich Bruns gab zudem wichtige Hinweise zur Arbeit.

Jens Jeßberger, meinem Kollegen am Fachgebiet Landschaftsökologie der Universität Kassel, danke ich für zahlreiche fachliche Diskussionen und Anregungen, das Korrekturlesen sowie nicht zuletzt für das beispiellose Durchhaltevermögen und die qualifizierte Arbeit in den begleitenden Forschungsprojekten.

Ein besonderer Dank gebührt Dr. Dirk Lorenzen vom Ökologie-Zentrum der Universität Kiel für die Programmierung der GIS-Erweiterung „*Select by Theme*“.

Den Verantwortlichen im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, insbesondere Steffen Szekely, Dr. Martin Trost und Dr. Dieter Frank, sei für die unkomplizierte Bereitstellung von Naturschutzfachdaten und die stets schnelle Hilfe bei Aktualisierungen herzlich gedankt. Dem NABU-Landesfachausschuss Feldherpetologie/ Ichthyofaunistik, besonders Frank Meyer, danke ich für das Überlassen von Daten zum Vorkommen von Amphibien und Reptilien in Sachsen-Anhalt.

Ich danke außerdem allen Verantwortlichen in den Naturschutzfachbehörden der Länder, die durch ihre Hinweise zur sachlichen Richtigkeit der Übersicht der landesweiten Biotopverbundplanungen beigetragen haben. Zu nennen sind besonders Ulrich Bangert (Sachsen), Olaf Bellstedt und Ulrich van Hengel (Thüringen), Dr. Rüdiger Burkhardt (Rheinland-Pfalz), Ludger Fröse (Nordrhein-Westfalen), Julia Raddatz (Baden-Württemberg), nochmals Steffen Szekely (Sachsen-Anhalt) und Ulrich Zeltner (Schleswig-Holstein).

Für Anregungen, die ich im Zusammenhang mit den Arbeiten in den bereits genannten F+E-Vorhaben entgegennehmen konnte, danke ich Marita Böttcher, Florian Mayer und Matthias Herbert, Dr. Peter Finck und Dr. Uwe Riecken (Bundesamt für Naturschutz) sowie Daniel Fuchs und Dr. Jens Sachteleben (PAN GmbH München).

Weiterhin gaben zahlreiche Personen Literatur- oder andere Hinweise zu verschiedenen für die Arbeit relevanten Themenbereichen, für die ich mich an dieser Stelle ganz herzlich bedanke. Stellvertretend seien genannt Dr. Ernst Gehrt (Bodenkarten in Deutschland), Dr. Annett Frick (Fernerkundung), Wolfgang Stein (Straßenplanung), Dr. Axel Ssymank (FFH), Lothar Schröder (potenzielle natürliche Vegetation), Dr. Mathias Herrmann, Thomas Mölich, Martin Strein, Johannes Lang, Dr. Bertram Georgii (Säugetiere), Michael Beyer (GIS) und Hermann Baier (landschaftliche Freiräume). Außerdem möchte ich all denen danken, auf deren in der Literatur niedergelegte Erkenntnisse ich in dieser Arbeit zurückgreifen konnte.

Natürlich richtet sich mein Dank auch an die noch nicht genannten Kolleginnen und Kollegen von der Universität Kassel, besonders Dr. Jochen Godt, Nicole Haustein, Dr. Claas Leiner, Dr. Ilke Marschall, Prof. Dr. Dr. Andreas Mengel, Sabine Säck-da-Silva, Angelika Reinhardt, Petra Möller, Cordula Kremer, René Burghardt und Boris Stemmer mit denen ich in den letzten Jahren gern zusammengearbeitet habe und die mich vielseitig unterstützten. Den beiden Administratoren unseres Fachbereichs Stephan Borgmann und Arne Groh spreche ich ein großes Lob für die Minimierung der lästigen ‚Computerprobleme‘ aus.

Schließlich möchte ich meiner Familie, besonders meiner Frau Karin, und meinem Freundeskreis für den Rückhalt und das Verständnis während der Anfertigung der Dissertation sowie für das Korrekturlesen danken.

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangssituation

Spätestens zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des Grundlagenwerkes „Biotopverbund - Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie“ (JEDICKE 1990) war der Biotopverbundgedanke in weiten Kreisen des deutschen Naturschutzes und auch in der Öffentlichkeit populär geworden. Ohne dass der Gedanke aus den Köpfen der Beteiligten verschwand, ging diese Popularität in den Folgejahren zurück. Auch gab es Kritik am Konzept des Biotopverbunds, die sich meist auf den Schematismus von Maßnahmen auf lokaler Ebene bezog (z.B. STRAUSS 1988, GEIßLER-STROBEL et al. 2000, WEISE 2001, vgl. JEDICKE 1994a: 91, 245 ff.). Etwa seit der Jahrtausendwende ist in Deutschland nunmehr wieder eine Verstärkung der Bemühungen um den Biotopverbund zu bemerken. Zu Beginn der Arbeiten zur vorliegenden Dissertation im Jahr 2003 zeichnete sich diesbezüglich folgendes Bild ab:

**Ü**ber 10 Jahre nach dem am 21. Mai 1992 erfolgten Erlass der Richtlinie 92/43/EWG (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, FFH-Richtlinie), die die Mitgliedsstaaten zum Aufbau eines Netzes von besonderen Schutzgebieten zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen von gemeinschaftlichem Interesse (NATURA 2000) verpflichtet, waren nach jahrelangen Verzögerungen von den meisten Bundesländern Deutschlands umfangreiche Vorschläge für Schutzgebiete an die EU-Kommission gemeldet. In Fachkreisen kamen erste Diskussionen zur Auslegung und Prüfung der in der FFH-Richtlinie geforderten Kohärenz der gemeldeten Gebiete auf (z.B. ALTMOOS 1999).

**M**it der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) durch das Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchGNeuregG) vom 25. März 2002 wurde durch den neuen § 3 BNatSchG der Biotopverbund als grundsätzliches Ziel aufgenommen. Es sollte ein länderübergreifendes Netz verbundener Biotope auf mindestens 10 % der Landesfläche geschaffen werden. Obwohl die Umsetzung des § 3 BNatSchG in Länderrecht noch nicht erfolgt war, arbeitete man in den meisten Bundesländern bereits an landesweiten bis regionalen Biotopverbundplanungen; die Planungen unterschieden sich aber methodisch teilweise beträchtlich.

**D**ie Ministerkonferenz für Raumordnung hatte bereits 1992 in ihrer Entschließung zum „Aufbau eines ökologischen Verbundsystems in der räumlichen Planung“ (MKRO 1992) eine deutliche Willensbekundung für einen länderübergreifenden Biotopverbund auf ca. 15 % der nicht als Siedlung genutzten Fläche der Bundesrepublik Deutschland abgegeben. In neueren Landesraumordnungsplänen und Regionalplänen tauchten daraufhin auch verstärkt Raumkulissen ‚Ökologischer Verbundsysteme‘ auf. Deren Ausprägung war aber genau so unterschiedlich wie die Pfade und Intensitäten der Zusammenarbeit mit der Landschaftsplanung, die nach § 14 des 2002 novellierten BNatSchG den Aufbau des Biotopverbunds unterstützen muss.

**V**iele Nachbarstaaten Deutschlands verfügten bereits über nationale Konzepte, die überwiegend als ‚Ökologische Netzwerke‘ bezeichnet wurden. Ein vergleichbares nationales Konzept für die Bundesrepublik Deutschland konnte weder von der Landschaftsplanung bzw. vom Naturschutz noch von der Raumordnung vorgelegt werden, was im Wesentlichen im föderalistischen System Deutschlands und der daraus resultierenden fehlenden länderübergreifenden Planungsebene begründet lag. Die BRD konnte demzufolge auch keinen einheitlichen nationalen Beitrag zum entstehenden gesamteuropäischen Netzwerk (Pan-European Ecological Network - PEEN) erbringen, sieht man einmal von den NATURA 2000-Gebietsmeldungen ab. Das Fehlen eines nationalen Konzeptes hatte ebenfalls zur Folge, dass übergeordnete Funktionsbeziehungen zwi-

schen Lebensräumen bei nationalen Planungen (z.B. bei der Aufstellung des Bundesverkehrswegeplanes 2003) nur schwer zu berücksichtigen waren.

**K**onzepte der Populationsökologie bzw. Populationsbiologie wie z.B. das Metapopulationskonzept oder das Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population (mvp - *minimum viable population*) als wichtige naturwissenschaftliche Grundlagen des Biotopverbunds wurden im deutschsprachigen Raum lange Zeit nur wenig beachtet. Erst in den letzten 15 Jahren rückten diese Konzepte, v.a. das Metapopulationskonzept, stärker ins Blickfeld (REICH & GRIMM 1996). Freilandstudien zur Populationsstruktur, zum Ausbreitungsverhalten und zu überwindbaren Distanzen mehrten sich ebenso wie entsprechende EDV-gestützte Habitateignungs- und Prognosemodelle (s. z.B. DORMAN et al. 2004, AMLER et al. 1999). Man ist zwar noch weit von umfassenden Kenntnissen zu allen relevanten Arten entfernt, jedoch erlaubt das heutige Wissen z.B. die Ableitung populationsökologischer „Faustregeln" für Management und Planung (HENLE et al. 1999).

**G**eografische Informationssysteme (GIS) spielten bereits eine Rolle bei EDV-gestützten Modellen der Populationsökologie, doch es fand auch eine Annäherung ‚landschaftsorientierter', also eher kleinmaßstäblicher GIS-Ansätze an das Thema Biotopverbund statt. Beispielsweise wurden von einigen Autoren Versuche unternommen, die Ergebnisse der nordamerikanisch dominierten und im deutschsprachigen Raum wenig beachteten „quantitativdeskriptiven" *landscape ecology* (*landscape metrics*) der naturschutzorientierten Planung zuzuführen (s. BLASCHKE 1999b). Über berechnete Strukturmaße bzw. Indizes sollen damit Landschaften beschrieben und Funktionen aufgezeigt werden. Diese Ansätze konnten z.B. in das europäische Naturschutzmonitoring „SPIN - *Spatial Indicators for Nature Conservation*" (BOCK et al. 2004) Einzug halten. Zunehmend entstanden auch GIS-Modelle zur Ermittlung von Wanderkorridoren für Großsäuger, wobei nicht der kürzeste, sondern der ‚kosten'günstigste (widerstandsärmste) Weg durch die Landschaft auf der Basis so genannter Kostenoberflächen ermittelt wird (z.B. SCHADT et al. 2000, GEORGII 2001, MÜLLER et al. 2003, MÜLLER 2006). Als dritter wesentlicher GIS-Anwendungsbereich sind Analysen der Landschaftszerschneidung zur Entwicklung von Umweltindikatoren zu nennen, die unzerschnittene, verkehrsarme Räume (UZVR) aufzeigten (GAWLAK 2001) oder Maßzahlen hervorbrachten (JAEGER 2000, 2001, 2002, ESSWEIN et al. 2004), bei denen aber nur selten tiefer gehende ökologische Interpretationen der Ergebnisse vorgenommen wurden (z.B. LAUN 1996).

## 1.2 Ziel der Dissertation

Die vorstehend skizzierte Ausgangssituation lässt erkennen, dass viele der neuen Impulse für die Wiederbelebung des Themenkreises um den Biotopverbund aus Überlegungen zu den überörtlichen Ebenen resultieren. Damit trat die kleinmaßstäbliche Dimension viel stärker zum Aufgabengebiet hinzu, während in der Anfangszeit (1970/ 80er Jahre) Biotopverbundkonzepte vor allem kleinräumig umgesetzt wurden (‚Heckenverbund', s. z.B. JEDICKE 1994a: 91, JEDICKE & MARSCHALL 2003, RIECKEN 2005) und sich die Fachveröffentlichungen und -diskussionen dementsprechend überwiegend auf die lokale Ebene des Biotopverbunds bezogen (vgl. V. HAAREN & REICH 2006). Das machten auch einige ‚Leitartikel' zum Thema Biotopverbund deutlich, die vermehrt nun diese Ebenen, besonders aber die europäischen Aspekte betonten (FINCK & RIECKEN 2001, BLAB 2004, RIECKEN et al. 2004, RIECKEN 2005).

Gleichlaufend arbeiteten viele Bundesländer in Deutschland kontinuierlich an landesweiten bis regionalen Biotopverbundplanungen. Es haben sich zahlreiche ‚Länderwege' in Deutschland und auch verschiedene nationale Lösungen in Europa herausgebildet, aber es fehlte noch an systematischen Theorie- bzw. Modellbildungen, die versuchen, das umfassende Ziel des Biotopverbunds (vgl. z.B. § 3 BNatSchG) auf überörtlicher Ebene zu erreichen bzw. vorzubereiten. Auf diese über-

örtlichen Ebenen (regional, landesweit, national bis international) fokussiert die vorliegende Arbeit - auf die Ebenen also, in der die einzelne Gehölzpflanzung, Auenrenaturierung oder extensive Weidefläche noch keine Rolle spielt, sondern auf der der Biotopverbund die landschaftliche Dimension erreicht und Raumentwicklungsziele formulieren muss.

Übergeordnetes Ziel der Dissertation ist es, methodische Grundlagen zur Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in räumlichen Umweltplanungen zu erarbeiten und für die Planungspraxis zur Verfügung zu stellen. Entwickelt werden soll insbesondere eine **Methode als Hilfe zur Planung überörtlicher Verbundsysteme** im Zusammenspiel mit einem Praxistest. Diese Methode wird für die GIS-Anwendung konzipiert, weil Maßstab, Datenumfang, Komplexität und regelmäßiger Aktualisierungsbedarf benötigter Planungskonzepte dies notwendig erscheinen lassen (s. ARNOLD et al. 2006). Vorbereitend dazu muss der ‚aktuelle Stand der Planungspraxis', d.h. insbesondere die landesweiten Biotopverbundplanungen in Deutschland, untersucht werden. Dabei steht die Frage im Mittelpunkt, wie in den Verbundplanungen mit der komplexen Aufgabe umgegangen wird, dass nach den rechtlichen und fachlichen Anforderungen der Biotopverbund der nachhaltigen Sicherung von **Arten und deren Populationen** einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen (§3 BNatSchG) dienen soll. Die Analyse soll sich aber nicht nur eng auf diese Fragestellung konzentrieren, sondern zusätzlich eine umfassende Übersicht zum Stand der Planungen und deren Methodik liefern, die dann für die Fachöffentlichkeit zur Verfügung steht.

Ziel der eigenen Methodenentwicklung ist ein Vorschlag für die systematische Berücksichtigung der Ansprüche und der Leistungsfähigkeit von Arten in Verbundkonzepten der fokussierten Maßstabsebenen. Es sollen schließlich Vor- und Nachteile eines GIS-Modells für den überörtlichen Biotopverbund herausgearbeitet werden sowie Vorschläge für Weiterentwicklungen gemacht werden. Dies geschieht vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten und knüpft an den aktuellen Entwicklungsstand der Biotopverbundplanungen an.

Die Methodenentwicklung soll sich auf den Bereich der terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräume beschränken. Wasserwechselzonen (Verlandungsbereiche, periodisch trocken fallende Ufer usw.) sind integriert, d.h. naturgeprägte Stand- und Fließgewässer bzw. deren Ränder als Feuchtlebensräume werden Bestandteile der angestrebten Raumkulissen. Nur rein aquatisch lebende Arten bzw. deren Lebensräume sind aufgrund ihrer räumlich streng begrenzten Vermehrungs- und Wanderhabitate hier also nicht eingeschlossen. Diese sind demzufolge bei ganzheitlichen Schutzkonzepten zusätzlich zu berücksichtigen. Für die Gewässerlebensräume werden auf die planerischen Teile vorbildlicher Arbeiten bzw. Konzepte beispielsweise zur Durchgängigkeit von Fließgewässern (z.B. Wanderfischprogramme der Bundesländer, s. MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 2003/ 2006) oder auf integrierende Projekte mit Gewässerbezug (Z.B. INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS 2006) verwiesen.

## 1.3 Themenfeld Biotopverbund - Begriffe und Grundlagen

Mit dem angestrebten stärkeren Bezug zu den Ansprüchen der Arten bei überörtlichen Verbundplanungen sind Schwierigkeiten bei der Wahl der richtigen Begriffe zum Thema ‚Biotopverbund' verknüpft. Die in der Literatur geführten Dispute zur Begriffstrennung werden hier nicht detailliert fortgesetzt, weil fast jeder Standpunkt auch ‚seine' Wahrheit oder Berechtigung aufweist. Die Begriffe (z.B. Biotopverbund oder Habitatverbund, Ökologisches Netzwerk) sind nachfolgend je nach behandeltem Themenbereich durchaus synonym gebraucht. Grundsätzlich wird von

‚Biotopverbund' gesprochen, wenn es um die bestehenden Verbundplanungen der Länder geht. Der Begriff ‚Biotopverbund' soll jedoch immer in seiner ‚modernen' Form verstanden werden (erweiterter Ansatz: s. RIEDEL et al. 1994: 25). Er integriert den direkten räumlichen (‚*connectedness*') und indirekten räumlichen Kontakt (‚*connectivity*', s. MERRIAM 1984, BAUDRY & MERRIAM 1988, TISCHENDORF & FAHRIG 2000: 7) zwischen Biotopen (vgl. GEIßLER-STROBEL et al. 2000). Auf die Verwendung des Begriffes ‚Biotopvernetzung' soll verzichtet werden, weil mit ‚Vernetzung' in der Ökologie meist ökosystemare Verknüpfungen beschrieben werden (vgl. z.B. HEYDEMANN 1983, 1986a,b, 1987, ROWECK et al. 1987, Entwicklungen der Begriffsprägungen erläuternd: RIEDEL et al. 1994: 21 ff.).

Schwieriger gestaltet sich schon eine Positionierung hinsichtlich einer Unterscheidung zwischen ‚Biotopverbund' und ‚Habitatverbund'. Da, wie bereits hervorgehoben, die heimischen Arten eigentlich Gegenstand des Biotopverbunds sind, kann SETTELE et al. (1999) prinzipiell zugestimmt werden, wenn sie den Begriff ‚Habitatverbund(system)' für richtig halten. Habitatverbundsysteme werden jedoch meist für einzelne Arten ‚gedacht' (s. ebd.). Dies kann aus biologischer Sicht nachvollzogen werden, weil jede Art ihre eigenen Ansprüche hat. Aus planerischer Sicht ist es aber unrealistisch, sich mit jeder einzelnen Art zu beschäftigen, obwohl man sich dabei schnell in einen ‚unwissenschaftlichen' Bereich begibt, der nicht selten (teilweise berechtigt) kritisiert wird. Mit der Verwendung des am häufigsten gebrauchten und nunmehr auch gesetzlich verankerten Begriffes ‚Biotopverbund' wird bei der Weiterentwicklung des Konzeptes nichts grundsätzlich falsch gemacht, wenn es dabei endlich gelingen würde, ihn als ‚Lebensraumverbund' für Arten aufzufassen und damit auch inhaltlich den Zielen eines ‚Habitatverbundes' (hier nicht beschränkt auf Beziehungen zwischen Teillebensräumen und einzelne Arten) zu entsprechen. Auch bei hohem wissenschaftlichen Anspruch wird es beim Anstreben tatsächlich praktikabler Konzepte aufgrund notwendiger Typisierung der Artenfülle auf einen ‚Lebensraumverbund' hinauslaufen, was überhaupt nicht bedeuten muss, dass der ökologische Kenntnisstand beiseite geschoben wird oder gar nur direkte räumliche Kontakte zwischen Biotopen betrachtet werden.

In der vorliegenden Arbeit soll, insbesondere bei den Neuentwicklungen, häufig auf den ‚unbelasteten' Begriff ‚Lebensraum(verbund/ netzwerk)' zurückgegriffen werden, da die Verknüpfung räumlicher Informationen zu den Lebensräumen und Arten angestrebt wird. Zudem gibt es bereits Überlegungen, die für nichtlineare Verbundstrukturen bzw. für den hier behandelten Maßstabsbereich das Wort ‚Lebensraum' einsetzen (‚Lebensraumkorridore', vgl. HOVESTADT et al. 1991: 114, RIEDEL et al. 1994: 48, RECK et al. 2005a).

Der Begriff des ‚Ökologischen Netzwerkes' (übertragen aus ‚*ecological network*') soll nur sparsam gebraucht werden und taucht meist nur im Rahmen internationaler bzw. allgemeiner Betrachtungen auf. Er ist erstens zu umfassend (es geht primär um Systeme für den Biodiversitätsschutz) und zweitens unterstützt er den falschen Gebrauch von ‚Ökologie' (s. unsinnige Begriffe wie z.B. ökologisches Bauen). Die Wortprägung ‚Ökologisches Verbundsystem' lässt sich im Zusammenhang mit den Themen zur Raumordnung allerdings nicht vermeiden, weil sie dort bereits etabliert ist.

Zur Bezeichnung der Wiederherstellung von räumlich-funktionalen Beziehungen durch den Bau von Querungshilfen im bestehenden Verkehrsinfrastrukturnetz wird in der Arbeit der Begriff ‚Entschneidung' (entlehnt aus dem niederländischen ‚Ontsnippering') verwendet.

Für weitere Informationen bzw. Auseinandersetzungen zu fachlichen Inhalten des Biotopverbunds wird auf grundlegende und zusammenfassende Arbeiten verwiesen (z.B. HEYDEMANN 1983, 1986a, 1987, ANL 1986, KAULE & HENLE 1991, PLACHTER 1991, RIEDEL et al. 1994, 1996, JEDICKE 1994a, JESSEL & TOBIAS 2002: 376-402, JEDICKE & MARSCHALL 2003, BLAB 2004, RIECKEN et al. 2004, 2005, BRUNS et al. 2005: 103 ff., RECK et al. 2005a, BÖTTCHER & RECK 2007), deren Inhaltswieder-

gabe hier den Rahmen sprengen würde. Sie bilden zusammen mit zahlreichen weiteren Veröffentlichungen ohnehin eine generelle Wissensbasis für diese Arbeit; die neueren Schriften liefern Aussagen zu den Zielen des Biotopverbunds in seiner aktuellen Auslegung sowie zur Struktur von Biotopverbundsystemen. Auch die ökologischen Grundlagen des Biotopverbunds können hier nicht umfassend erörtert werden (Übersicht bei JEDICKE 1994a: 32 ff.). Zu diesen Grundlagen gehören insbesondere Aspekte der Inseltheorie (MACARTHUR & WILSON 1963, 1967, MACARTHUR et al. 1972), die Inhalte des Metapopulationskonzeptes (LEVINS 1969, 1970, HANSKI 1991, 1994, 1999, HANSKI & GILPIN 1997, HANSKI & GAGGIOTTI 2004, Abriss der Entwicklung bei HANSKI & SIMBERLOFF 1997), des Konzeptes der kleinsten überlebensfähigen Population (*minimal viable population - mvp*, DIAMOND 1978, SHAFFER 1981), des Mosaik-Zyklus-Konzeptes (REMMERT 1985, 1987, 1991a,b, ANL 1991), des Mosaikkonzeptes (DUELLI 1992, 1997) und der *Intermediate Disturbance*-Hypothese (CONNELL 1978).

Als eine Ausprägung der Strategie des Biotopverbunds kann das Konzept der „Vorrangflächen" für den Naturschutz gesehen werden (s. z.B. WEIHRICH 2002, BOTTIN: 2004: 39 ff., CZYBULKA 2004), wobei diese nicht ‚automatisch' den Vorranggebieten der Raumordnung entsprechen (s. SSYMANK 2000a). Die eher auf die administrative Ausweisung von ‚Biotopverbundflächen' ausgerichtete Sichtweise pflanzte sich bis in die Struktur des § 3 BNatSchG (Biotopverbund) fort und unterstützt teilweise leider Auslegungen, die den räumlich-funktionalen Beziehungen und damit den eigentlichen ‚Verbundinhalten' weniger Beachtung schenken (s. SRU 2002a: 306 ff. und Kapitel 3.3.5). Um den Verbundaspekt zu betonen, wird an entsprechenden Stellen der Arbeit nicht von „Vorrangflächensystemen" (MENGEL 2004: 318), sondern explizit von aufzubauenden ‚Vorrangflächen-Verbundsystemen' gesprochen. Verbundsysteme bestehen in gewisser Weise natürlich immer aus ‚Vorrangflächen', womit sie den segregativen Ansätzen des Naturschutzes zuzurechnen sind. Ihr Aufbau muss aber dem Konzept eines Naturschutzes auf 100% der Fläche (ERZ 1978) nicht zuwider laufen (vgl. „Konzept der differenzierten Landnutzung": HABER 1972, 1998); sie überspannen den Bereich zwischen keiner und extensiver Landnutzung (s. Abb. 1). Unter der Rahmenbedingung fortwährender starker Flächenkonkurrenz sind sie die effizienteste Lösung zur Sicherung der Biodiversität, die auch dem Menschen eine entsprechende ‚Naturerlebnisvielfalt' bieten kann. Nur durch die konsequente Verwirklichung von Naturschutzzielen in prädestinierten Teilräumen der Landschaft ist es z.B. überhaupt noch denkbar, in die Nähe des so genannten 2010-Ziels zum Stopp des Biodiversitätsverlustes zu kommen, welches durch das EU-Umweltaktionsprogramm bzw. im Rahmen des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt ausgerufen wurde.

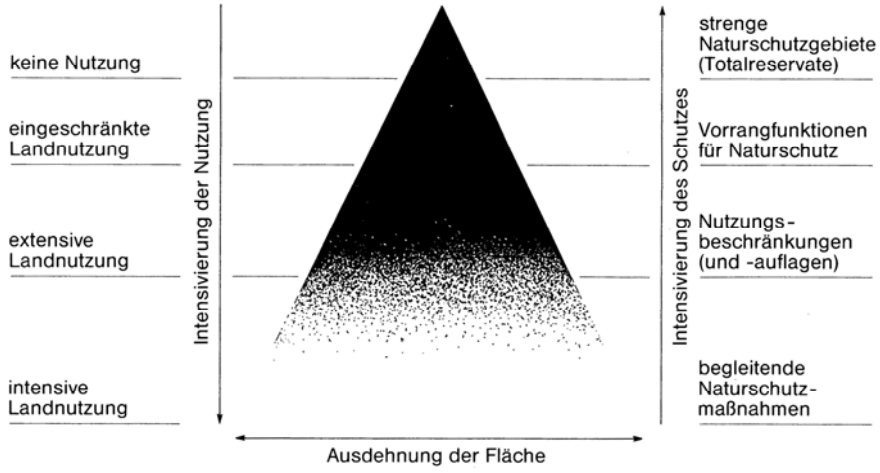



Abb. 1: Der differenzierte Flächenanspruch des Naturschutzes auf der Gesamtfläche (ERZ 1978, Abbildung aus JEDICKE 1994a)

# 2 Methodisches Gesamtkonzept

## 2.1 Ansatz

In der Einleitung wurde statuiert, dass es derzeit noch keine systematischen Theorie- bzw. Modellbildungen gibt, mit denen versucht werden könnte, das umfassende Ziel des Biotopverbunds auf überörtlicher Ebene zu erreichen bzw. vorzubereiten, d.h. eine Planungshilfe dafür anzubieten. Die Entwicklung eines solchen methodischen Ansatzes setzt Kenntnisse über die eigentlichen Planungsziele und den gegenwärtigen ‚Stand der Praxis' voraus. Die erforderlichen Informationen dazu müssen als Grundlagen aufbereitet werden, um dann zur Entwicklung und Evaluierung einer Methode zur Verfügung zu stehen. Dieser Leitlinie folgt die Vorgehensweise in der Arbeit. Die aufeinander aufbauenden Hauptkapitel werden nachfolgend mit Grobgliederung, Ziel und Inhalt als Bausteine der Arbeit vorgestellt:

## 2.2 Rahmensetzungen und Anforderungen

Als ‚Rahmensetzungen und Anforderungen' (Themenbereich: Biologische Vielfalt) sind

- globale Konventionen, Programme und Initiativen (Kapitel 3.1),
- gesamteuropäische Abkommen, Richtlinien und Strategien (Kapitel 3.2),
- nationale Planungen und Konzepte in den Staaten Europas (Kapitel 3.2.11),
- gesamtdeutsche Konzepte, Initiativen und Rechtsgrundlagen (Kapitel 3.3) und
- Planungen und Rechtsgrundlagen der deutschen Bundesländer (Kapitel 4)

aufzufassen, die für die Arbeit relevante Informationen und Ansätze beinhalten, da sie entweder Ziele formulieren oder den Planungs- bzw. Wissensstand widerspiegeln. Untersucht werden nur die direkt im Zusammenhang mit ‚Ökologischen Netzwerken' oder dem ‚Biotopverbund' stehenden Themen. Außerdem wird sich die Übersicht auf den terrestrischen Bereich beschränken (s. Zielstellung). Europäische Regionalinitiativen und -abkommen werden nur beispielhaft berücksichtigt. Versucht wird, einen vollständigen Überblick zu den vorstehend eingegrenzten ‚Rahmensetzungen und Anforderungen' zu geben, aber es ist für das Erreichen des Arbeitszieles nicht erforderlich, alle Inhalte der einzelnen Abkommen, Richtlinien und Strategien als Gesamtübersicht bzw. detailliert aufzuarbeiten. Dazu gibt es bereits Zusammenfassungen (KORN et al. 1999, BOTTIN 2005) und umfangreiche Fachliteratur, auf die in den entsprechenden Kapiteln verwiesen wird. Ganz besonders trifft das auf die breit angelegten globalen und europäischen Abkommen oder auf Richtlinien, die schwerpunktmäßig die Ausweisung von Schutzgebieten zum Ziel haben, zu. Eine Betrachtung der Entwicklung von Schutzgebietssystemen erfolgt nur als Grundlage für die Darstellungen zu den ‚Ökologischen Netzwerken'.

Eine besondere Rolle spielen Informationen, die durch Beschreibungen und Funktionsskizzen zum fachlichen Vorgehen den ‚ökologischen Kern' der jeweiligen Strategie oder Planung erkennen lassen, d.h. die darlegen, anhand welcher Kriterien (z.B. Arten, Lebensräume) die Bestandteile ‚Ökologischer Netzwerke' bzw. von Biotopverbundsystemen bestimmt und auch verknüpft werden. Versucht wird, mit Hilfe verfügbarer Plankarten eine Übersicht zumindest zu den wichtigsten nationalen Netzwerkplanungen in Europa zu geben. Auf die Ebene der Bundesländer wird detailliert in einem gesonderten Kapitel (4) eingegangen, weil in den einzelnen Ländern und nicht auf Bundesebene die Planungen zum überörtlichen Biotopverbund stattfinden.

## 2.3 Die landesweiten Biotopverbundplanungen in der BRD

Das Kapitel (4) dient der Erarbeitung einer Übersicht des aktuellen Standes der Biotopverbundplanungen der Länder der BRD und legt den Schwerpunkt auf eine Analyse und Bewertung der angewandten Planungsmethoden.

Eine erste Fassung dieser Übersicht wurde bereits 2004 erarbeitet und dem Projekt „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ (RECK et al. 2005b) zur Verfügung gestellt. Nunmehr liegt die Analyse aktualisiert und inhaltlich erweitert vor. Sie wurde in Kurzform (Stand 31.08.2006) nochmals veröffentlicht (HÄNEL 2006).

Schon bei einer oberflächlichen Betrachtung der einzelnen landesweiten Biotopverbundplanungen fallen zahlreiche Parallelen zwischen den Planungen, offenbar also etablierte Ansätze, aber auch starke Unterschiede u.a. in Maßstab, Flächentypisierung und -aggregation auf. Zudem sind methodische Eigenarten und Neuerungen zu erkennen. Neben gängigen Flächenkategorien wie z.B. Kern- und Entwicklungsflächen tauchen Begriffe wie Achsen, Achsenräume, Korridore oder Kulissen auf. Geht man von der auch im BNatSchG formulierten Zielstellung des Biotopverbunds aus, nämlich der „nachhaltigen Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften, sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen“, so stellt sich die Frage, welche Planungsansätze diese Sicherung, Wiederherstellung und Entwicklung am besten vorbereiten können.

Durch eine Analyse der bestehenden Planungen im entsprechenden Maßstabsbereich können der gegenwärtige ‚Stand der Praxis‘ und mögliche Defizite abgeleitet werden; die Erkenntnisse daraus sind wichtige Anhaltspunkte für die eigene Methodenentwicklung.

## 2.4 Methodenentwicklung

Bei der Entwicklung einer Planungshilfe für die überörtlichen Ebenen des Biotopverbunds müssen im Vergleich zu lokalen Konzepten fachinhaltliche und datenbezogene Besonderheiten beachtet werden.

Aus fachlicher Sicht gewinnen Aspekte wie Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsvorgänge bzw. das Metapopulationskonzept, die Arealsicherung von Arten und aktuelle Umweltveränderungen (*global change*) verstärkt an Bedeutung.

Hinsichtlich der erforderlichen Informationen (Geodaten) und ihrer Verarbeitung ist auf den überörtlichen Planungsebenen ein entscheidender Zusammenhang zu berücksichtigen:

1. Detaillierte, d.h. fundortgenaue und repräsentative Daten zu allen (relevanten) Arten sind aktuell in der Regel nicht verfügbar. Es ist auch nicht anzunehmen, dass solche Daten in naher Zukunft für überörtliche, womöglich nationale Planungen zielgerichtet erhoben werden. Zur Verfügung stehen bestenfalls flächendeckende Daten zu Nutzungs- bzw. Biotoptypen, ergänzt durch selektive Erfassungen von geschützten oder wertvollen Biotopen und Inventarisierungen von Schutzgebieten sowie klein- bis mittelmaßstäbliche Übersichten zur Abiotik inkl. entsprechender Ableitungen (z.B. Geologie, Böden, Relief, potenzielle natürliche Vegetation).
2. Greift man auf die unter 1. genannten Daten zurück, so bietet sich aufgrund des Maßstab und des Datenumfangs der Einsatz von Geografischen Informationssystemen an (z.B. VOGEL & BLASCHKE 1996, ARNOLD et al. 2006). Das Erreichen von zweckdienlichen Ergebnis-

sen mit Hilfe von GIS erfordert aber auf Modellbildung beruhende Vorgehensweisen, die, als Planungsmethode begriffen, auch lückenlos nachvollziehbar bzw. reproduzierbar sein müssen (sog. Algorithmen). Vor dem Hintergrund von Punkt 1 würde das bei GIS-Anwendung zu einer Operationalisierung auf Basis einer beschränkten bis unvollständigen Datenlage führen.

Werden da nicht unlösbare Widersprüche offenbart? Einerseits wird vorstehend betont, dass bei Biotopverbundplanungen die nachhaltig zu sichernden Bestände der Arten und Populationen das ‚Maß aller Dinge' sein sollen, andererseits stehen Daten zu Arten und Populationen in diesem Maßstabsbereich nur eingeschränkt zur Verfügung. Es muss sich im Wesentlichen auf die vorhandenen Ergebnisse von selektiven Biotopkartierungen und flächendeckenden Biotoptypenkartierungen gestützt werden.

Sollte mit diesen Daten überhaupt gearbeitet und geplant werden?

Tatsache ist, dass erstens auf der beschriebenen Basis aktuell geplant wird und dass zweitens intensive Landnutzung, Flächenverbrauch und Landschaftszerschneidung als wesentliche Ursachen für die Gefährdung der biologischen Vielfalt weiter bestehen bleiben oder sogar noch zunehmen und deshalb gehandelt werden muss, wenn gemäß den Willensbekundungen die biologische Vielfalt tatsächlich erhalten werden soll (s. auch BRUNZEL & PLACHTER 1999: 186, SETTELE & REINHARDT 1999: 123). Basierend auf dem Wissensstand von Ökologie und Planung sind mit den verfügbaren (und verbesserten) Daten auch auf der überörtlichen Ebene Lösungen zu erarbeiten. Es gibt keine Alternative.

Im ersten Handlungsschritt geht es darum, eine Methode zu entwickeln, mit der es möglich wird, aussagekräftige **Kartenwerke als Planungsgrundlage** für einen überörtlichen Biotopverbund zu erstellen. „*Eine Zielvorstellung wäre eine Landschaftsstrukturkarte oder Habitatkarte, die standardisiert Aussagen über die Landschaftsstruktur, den Grad der Vernetzung oder den Grad der Fragmentierung einzelner Teilbereiche ermöglicht und als weitgehend objektive und iterative Planungsgrundlage zur Verbesserung von Verbund und Vernetzung von Landschaftselementen dient*" (BLASCHKE 2000a). ‚Standardisierungen' bzw. ‚Typisierungen' sind aus ökologischer Sicht zwar oft problematisch, sie sind jedoch wichtige Grundlagen von ‚Operationalisierungen', ohne die komplexe Planungen nicht denkbar wären. ‚Operationalisierungen' sollen ökologische Zusammenhänge zwar vereinfachen, sie dürfen sie aber nicht negieren. Die o.g. Kartenwerke müssen fachlich valide sein, auch wenn sie vereinfachend und aufgrund der eingeschränkten Datengrundlagen evtl. nicht ‚vollständig' sind. Sie müssen angepasst an den Maßstab die relevanten Flächen und Funktionen wiedergeben und verständlich als Entscheidungshilfe aufbereitet sein. Der Einsatz von GIS ändert an diesen grundlegenden Feststellungen nichts. Im Gegenteil: Mit GIS erarbeitete Darstellungen lassen sich zwar besonders gut missbrauchen, um fachlich unsichere oder auf subjektiven Bewertungen beruhende Ergebnisse als scheinbar präzise Aussagen zu präsentieren (s. auch BLASCHKE 1997: 87), doch wenn eine Offenlegung der Methodik erfolgt und die Einzelschritte fachlich abgeleitet und begründet sind, dann können GIS-Arbeitsanleitungen einen hohen Grad an fachlicher Qualität und Nachvollziehbarkeit garantieren.

Die Entwicklung einer Methode als Planungshilfe für überörtliche Biotopverbundsysteme wird folgende Schritte umfassen:

**1. Erfassung und Analyse der Eignung der zur Verfügung stehenden Geodaten**

Da die Anwendung von GIS als erforderlich erachtet wird (s.o.), wird primär nur nach digitalen Geodaten recherchiert. Die Recherche bezieht sich noch nicht auf ein bestimmtes Beispielgebiet, sondern versucht eine Übersicht zu den überwiegend in allen Teilen Deutschlands verfügbaren relevanten Geodaten zu geben. Grob unterschieden werden kann dabei zwischen Daten, die vor-

wiegend Grundlagen für die zu entwickelnden GIS-Algorithmen darstellen und Daten, mit denen Ergebnisse der angewandten Eigenentwicklung evaluiert oder auch nur verglichen werden können.

Zu nennen sind insbesondere:

- Flächendeckende Landnutzungs- und Biotoptypendaten (Grundlage)
- Daten der selektiven Biotopkartierungen (Grundlage)
- Daten zum Vorkommen von Arten (Grundlage und Vergleich sowie Validierung)
- Daten zu abiotischen Standortfaktoren - Potenziale (Grundlage)
- Daten zur heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (Grundlage)
- Schutzgebietssysteme (Vergleich)
- naturschutzfachliche Planungen, insb. Biotopverbundplanungen (Vergleich)
- Daten zur Landschaftszerschneidung und zu unzerschnittenen Räumen (Vergleich)

Unter Beachtung des angestrebten Ziels sind insbesondere Informationen zu Biotop(typ)en und Arten interessant. In der Analyse soll genauer der Frage nachgegangen werden, ob konkrete Daten zum Vorkommen von Arten direkt als Grundlage für Verbundplanungen herangezogen werden können oder ob aufgrund ihres häufigen Fehlens (s.o.) nur Daten zu den Biotoptypen die Basis für die Arbeit liefern müssen. Im Ergebnis sollen auch Aussagen zu erforderlichen bzw. wünschenswerten Verbesserungen gemacht werden.

**2. Prüfung der Eignung bestehender GIS-Methoden**

Durch Analyse verfügbarer Ergebnisse, Vergleiche und Zusammenfassungen (Literatur, Planungen), aber auch anhand eigener GIS-Anwendung soll untersucht werden, welche Aussagen sich mit bereits vorhandenen GIS-Ansätzen (Konzepte, Methoden, Software) erzielen lassen.

Zu diesen Ansätzen gehören

- die Prognosemodelle der Populationsökologie,
- die "quantitativ-deskriptive" *landscape ecology* (*landscape metrics*),
- auf „Kostenoberflächen“ basierende Funktionen (*Cost-Distance*-Analysen) und
- Methoden zur Analyse der Landschaftszerschneidung (z.B. Konzept der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume -UZVR- oder die „Effektive Maschenweite“).

Das Ergebnis der Eignungsprüfung ist Grundlage für die Erarbeitung eines eigenen Konzeptes von GIS-Algorithmen möglicherweise unter Einbindung der vorhandenen Ansätze.

**3. Erarbeitung von Anforderungsprofilen mitteleuropäischer Tierartengruppen**

Eine Aufstellung ökologischer Anforderungsprofile (Klassifikation und Typisierung) muss sich in erster Linie an der Ökologie der Arten unter den Rahmenbedingungen heutiger Kulturlandschaften orientieren. Ganz entscheidend ist auch, dass die Anforderungsprofile unter Berücksichtigung der (aktuell oder in naher Zukunft) in diesem Maßstabsbereich überhaupt vorhandenen Geodaten entwickelt werden müssen. Der Detaillierungsgrad der Methoden wird davon maßgeblich bestimmt und die Ergebnisse können immer nur die Qualität der Datengrundlagen widerspiegeln.

Wesentliche ökologische Parameter für die Erarbeitung von Anforderungsprofilen sind:

- Ansprüche von Arten an den Typ, die Größe und die Qualität von Lebensräumen
- Mobilitätsleistungen und Typen unterschiedlicher Empfindlichkeit z.B. hinsichtlich Barrieren
- Verteilung von Habitatflächen und Metapopulationsstrukturen

In der Arbeit wird die Kompatibilität mit den aktuellen Methodenstandards im Naturschutz (z.B. PLACHTER et al. 2002) z.B. bei der Auswahl von Artengruppen angestrebt. Außerdem sollen Ver-

knüpfungen zu bestehenden Zielartenansätzen für die überörtlichen Ebenen des Biotopverbundes gesucht und hinsichtlich ihrer Kompatibilität näher geprüft werden.

**4. Erarbeitung eines GIS-Algorithmus**

Neben den bereits aufgeführten Punkten 1-3 muss eine konkrete Zielbeschreibung Ausgangspunkt für die Methodenentwicklung sein. Bezogen auf die Erkenntnisse der Hauptkapitel 3 (Rahmensetzungen und Anforderungen) und 4 (Auswertung der landesweiten Biotopverbundplanungen) ist zu definieren, welche Ergebnisse mit einem Algorithmen-Satz erzielt werden müssten bzw. was in einem ‚planungspraxistauglichen' Kartenwerk dargestellt werden muss.

Bereits an dieser Stelle soll klargestellt werden, was ‚planungspraxistauglich' in Bezug auf die Anwendung von GIS bedeutet:

- Die Algorithmen müssen mit den in den Ingenieurbüros und Behörden verbreiteten GIS ausführbar sein, d.h. aber nicht, dass man sich auf den kleinsten gemeinsamen Nenner begeben sollte, denn noch immer sind GIS-Anwendungen oberhalb des Niveaus reiner Plandarstellung nicht die Regel (BLASCHKE 1997, CONRADI 2000).
- Verbreitet sind v.a. Desktop-GIS; am häufigsten wird das Produkt der Firma ESRI ArcView/ ArcGIS eingesetzt. Deshalb werden die GIS-Algorithmen für die Software ArcGIS in der Ausbaustufe ArcMap/ArcView entwickelt. Die grundsätzliche Übertragbarkeit auf andere GIS ist jedoch damit nicht ausgeschlossen.
- Die Zielerreichung sollte durch offengelegte, nachvollziehbare und adaptierbare Kombinationen verschiedener Geo-Verarbeitungsschritte (z.B. Überlagerungs- und Puffer-Techniken) möglich sein. Gegebenenfalls erforderlich werdende spezielle Skripte sollen programmiert den Algorithmen zur Seite gestellt werden (Fremdleistungen nach eigener Vorgabe).
- Obwohl die Trennung zwischen kontinuierlichen Daten (Rasterdaten) und diskreten Daten (Vektordaten) in der GIS-Bearbeitung beim heutigen Stand der Technik kein Dogma mehr sein muss, wird in der Umweltplanung aus Gründen der Tradierung, Zeiteffektivität und Kompatibilität überwiegend mit Vektordaten (Polygonen) gearbeitet. Es soll versucht werden, die GIS-Algorithmen möglichst für die Verarbeitung von Vektordaten (Polygone) zu entwickeln. Eine grundsätzliche Festlegung vorab erfolgt jedoch nicht.

Was in der Planungspraxis nicht benötigt wird und nicht verwendet werden würde, sind unverständliche, den beschränkten Datengrundlagen in ihrer Präzision möglicherweise nicht entsprechende mathematische Modelle. Es muss um ‚fassbare' Artengruppen und um auf Basis topografischer Karten zumindest grob lokalisierbare konkrete Flächen und Räume gehen. In jedem Fall muss die Vorgehensweise dafür geeignet sein, bei guter ökologischer Aussagekraft Planungsgrundlagen effizient aktualisieren zu können, um die Vorteile GIS-gestützter Arbeit auch wirklich ausnutzen zu können (Stichwort: Umweltinformationssysteme).

Die Methodenentwicklung soll anhand der Daten aus mindestens einem **Beispielgebiet** erfolgen, das sich bezüglich der Datensituation im ‚höheren', wenn auch nicht im ‚Spitzen'-Qualitätsbereich befindet, d.h. es müssen differenzierte Daten zur Landnutzung (flächendeckende Biotoptypenkartierung und selektive Biotopkartierung) vorhanden sein, um überhaupt GIS-basiert arbeiten zu können. Ergänzend werden (fundortgenaue) Daten zu wichtigen Arten zumindest für die Validierung der Ergebnisse benötigt. Die direkte Einbeziehung von flächenkonkreten Daten zum Vorkommen von Arten in die Methodenentwicklung wird angestrebt.

## 2.5 Vergleiche, Validierungen, Anwendungen - Diskussion

Die Ergebnisse für das bearbeitete Beispiel (oder die Beispiele) sollen vor dem Hintergrund der Anforderungen und Rahmensetzungen sowie der übergeordneten Ziele der Arbeit (s. Kapitel 1.2) diskutiert werden. Grundlegend sind dabei die mit dem Methodenvorschlag fokussierten Maßstabsebenen, die Eignung der zur Verfügung stehenden Geodaten und die davon abhängige ökologische Aussagekraft der Ergebnisse zu beachten.

Vergleiche zwischen vorliegenden Plänen für Schutzgebiets- bzw. Biotopverbundsysteme, die nicht auf Basis einer GIS-Methodik entstanden sind, sondern im herkömmlichen Verfahren nach planerischen Überlegungen mit Hilfe zeichnerischer Abgrenzungen erstellt wurden, können zur Bewertung des Einsatzes von GIS bezüglich seiner Möglichkeiten und Grenzen herangezogen werden.

Viel wichtiger ist jedoch, dass bei einer möglicherweise stark auf Biotoptypendaten basierenden Methodenentwicklung gewährleistet werden kann, dem inhaltlichen Anspruch des Biotopverbunds (Verbund für Arten und deren Populationen) und damit dem hier gesteckten Ziel selbst zu entsprechen. Es soll der Frage nachgegangen werden, zu welchem Grad das (evtl. überwiegend) auf Basis von Biotopdaten (und Informationen zu Lebensraumentwicklungspotenzialen) erarbeitete Verbundsystem überhaupt die Hauptvorkommensbereiche der schutzbedürftigen Arten abbildet und die für die Arten besonders wichtigen räumlich-funktionalen Beziehungen herausgestellt sind. Eine Validierung dazu kann nur anhand von Teilbereichen vorgenommen werden, für die entsprechend repräsentative Daten zum Vorkommen von Arten vorliegen. Ein weiterer Ansatz zur Bestätigung der Zweckdienlichkeit der Methode bzw. der Ergebnisse besteht darin, vorhandene speziell für einzelne Arten oder Artengruppen erarbeitete Modelle und Konzepte heranzuziehen, also nicht mehr direkt mit den Artdaten zu arbeiten, sondern die Ergebnisse zu vergleichen und zu interpretieren (z.B. ausgewiesene Kerngebiete oder Korridore).

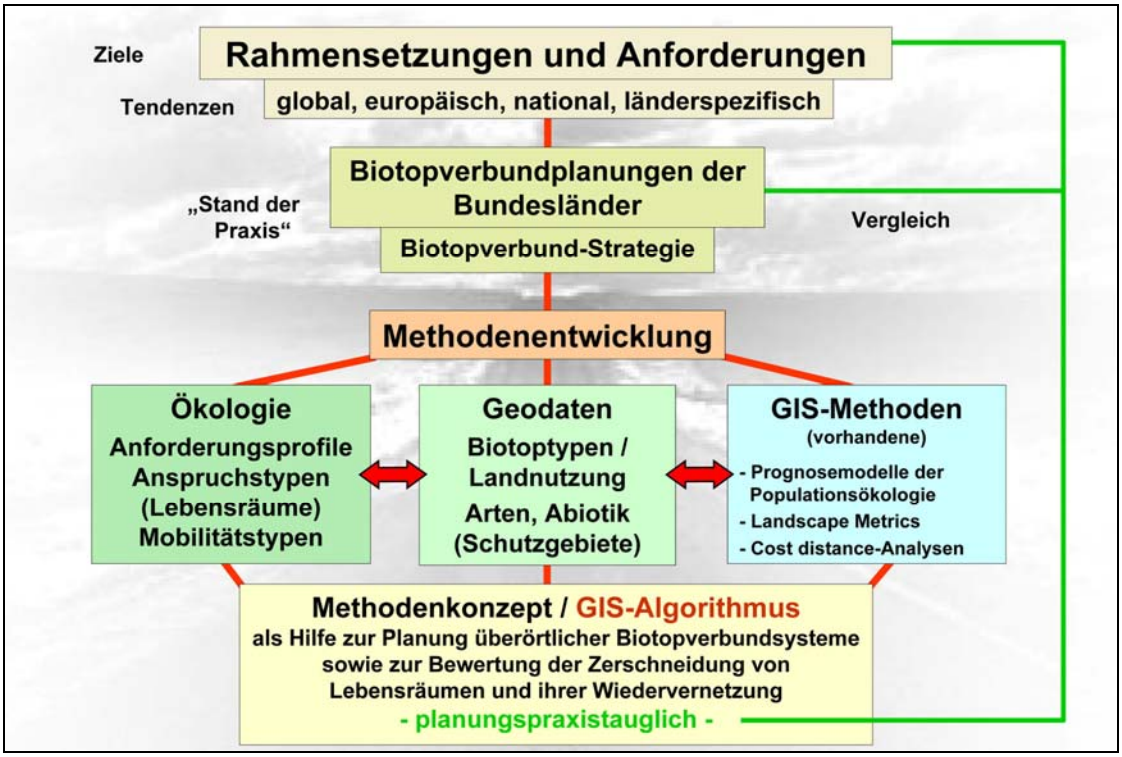



Abb. 2: Methodenbausteine - Eckpunkte - Abhängigkeiten in der Arbeit

Da nach Zielstellung der Arbeit Planungshilfen entwickelt werden sollen, wird abschließend aufgezeigt, für welche Planungsfelder insbesondere die Verwendung der Ergebnisse der GIS-Algorithmen zu Verbesserungen führt oder Alternativen aufzeigt. Die Erläuterungen haben vielfach Bezug zu bereits vorher (v.a. in der Diskussion) gemachten Grundaussagen und besitzen deshalb lediglich Hinweischarakter. Die Anregungen beziehen sich auf einige wichtige überregionale Handlungsbereiche des Biotopverbunds und sind kein umfassender Handlungskatalog für alle Ebenen. Ebenso ist damit keine umfassende Aufarbeitung der allgemeinen oder speziellen Inhalte der behandelten Planungsfelder (aktuelle Fachdiskussion) verknüpft. Wichtige Bereiche, für die die Anwendungsmöglichkeiten der entwickelten Methode bzw. der erzielbaren Ergebnisse umrissen werden sollen, sind:

- Biotopverbundplanung und Landschaftsplanung
- Raumordnung/ Gesamtplanung
- Strategische Umweltprüfung
- Verkehrswegeplanung/ Straßenplanung
- Erweiterung des Konzeptes der UZVR
- Entschneidungskonzepte
- Unterstützung des Konzeptes der Lebensraumkorridore
- Konnektivität im Schutzgebietssystem NATURA 2000

# 3 Rahmensetzungen und Anforderungen

## 3.1 Globale Ebene

### 3.1.1 Frühe Konventionen, Richtlinien und Programme (1971-1979)

**Ramsar-Konvention (1971)**

Das völkerrechtliche Übereinkommen über international bedeutsame Feuchtgebiete für Wasser- und Watvögel (*Convention on Wetlands of International Importance as Waterfowl Habitat*) aus dem Jahr 1971 hat im Laufe seiner Existenz eine vergleichsweise gute Wirkung erzielt. Dem Abkommen gehören 155 Staaten an. Weltweit wurden bisher 1.675 Gebiete in die ‚Liste international bedeutsamer Feuchtgebiete' aufgenommen (Stand August 2007). Für Deutschland sind 32 Gebiete gemeldet und vertragsgemäß unter nationalen Schutz gestellt worden. Die Konvention ist auf einen bestimmten Ökosystemtyp ausgerichtet, der beschränkte Fokus auf den Schutz von Wasser- und Watvögeln scheint aber inzwischen gelockert (Näheres s. RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT 2007).

**MAB-Programm (1971)**

Unter dem Namen „*Man and the Biosphere*" (MAB/ „Der Mensch und die Biosphäre") legte die UNESCO ein Programm zur Einrichtung von so genannten Biosphärenreservaten auf (der Titel Reservat ist nicht besonders glücklich gewählt). Obwohl nicht völkerrechtlich bindend, ist dieses Programm sehr erfolgreich. Es bestehen weltweit in 102 Staaten 507 und in Deutschland 14 (z.B. Schorfheide-Chorin, Bayerischer Wald, Schaalsee) Biosphärenreservate (Stand August 2007). In den meist großflächigen Biosphärenreservaten soll eine nachhaltige Nutzung der Naturgüter aufgezeigt und die Wechselwirkungen zwischen den wirtschaftenden Menschen und den Ökosystemen erforscht werden. Damit wird der Mensch bewusst sehr stark in den Naturschutz einbezogen, was zu einer hohen Akzeptanz geführt hat. Die Reservate gliedern sich in Entwicklungs-, Pflege- und Kernzonen. Die UNESCO hat sich zum Ziel gesetzt, alle Ökosystemtypen der Erde in das System der Biosphärenreservate einzubeziehen (Näheres s. UNESC0 2007).

**Bonner Konvention (1979)**

Die Bonner Konvention zur Erhaltung der wandernden, wild lebenden Tierarten (*Bonn Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*) vom 23.06.1979 soll die migrierenden Arten in all ihren Teillebensräumen schützen. Das Übereinkommen haben bisher 104 Staaten unterzeichnet (Stand August 2007). Bestandteile des Übereinkommens sind zwei Anhänge. Anhang I enthält die gefährdeten wandernden Arten (z.B. Seggenrohrsänger) und Anhang II Arten in ungünstiger Erhaltungssituation (z.B. Fledermäuse). Während sich die Vertragsstaaten zur Erhaltung und Wiederherstellung der Lebensstätten sowie zur Beseitigung von Wanderhindernissen der Arten des Anhang I verpflichten, sollen zum Schutz der Arten des Anhang II erst im Nachgang der Konvention weitere Abkommen erarbeitet werden. Die Bonner Konvention fordert nicht konkret die Ausweisung von Schutzgebieten (UNEP/ CMS SECRETARIAT 2007).

Im Rahmen der Bonner Konvention wurden bisher sechs rechtsverbindliche Regionalabkommen (*Agreements*) geschlossen. Z.B. verpflichtet das „Abkommen zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa" (EUROBATS) die Vertragsparteien, darunter auch Deutschland, die wichtigen Lebensstätten der Fledermäuse zu schützen und das „Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee" fordert die Vertragsparteien auf, besonders bedeutende Gebiete für den Fortbestand der Populationen und Bestände festzustellen und Schutzmaßnahmen in diesen Bereichen einzuleiten. Weiterhin wurden „*Memoranda of Understanding*" zu einzelnen Tierarten (z.B. Großtrappe) vereinbart (UNEP / CMS SECRETARIAT 2007).

### 3.1.2 Konvention über die biologische Vielfalt - CBD (1992)

Die Konvention über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity - CBD*) wurde im Rahmen der UNCED-Konferenz in Rio de Janeiro am 05.06.1992 verabschiedet und von 156 Staaten sowie der Europäischen Gemeinschaft unterzeichnet. Bislang ist das völkerrechtliche Abkommen durch 188 Staaten ratifiziert worden (Stand August 2007). Inhaltlich geht die Konvention auf einen Entwurf der IUCN-*World Commission on Environment and Development* von 1986 zurück, dem wiederum eine Idee der UN (*World Charta for Nature* 1982) zugrunde liegt (nach BOTTIN 2005).

Zu den ursprünglichen Zielvorstellungen bezüglich des Schutzes der Ökosysteme und der biologischen Vielfalt kam hinzu, dass auch die Nutzung der biologischen Ressourcen bzw. eine gerechte Behandlung der Entwicklungsländer, die biologische Ressourcen bereit stellen, Gegenstände der Konvention sein sollten (Näheres s. GLOWKA et al. 1994). Die Einführung der ökonomischen Regelungen bewirkte letztlich, dass naturschutzorientierte Inhalte reduziert wurden. Dies betraf auch die Aufnahme ‚Globaler Listen' für gefährdete Ökosysteme und Arten in die Konvention, die von den europäischen Staaten unterstützt, aber von den Entwicklungsländern aus verschiedenen Gründen abgelehnt wurde (nach BOTTIN 2005).

Der Artikel 1 der Konvention über die biologische Vielfalt beschreibt die drei Hauptziele:

- Erhaltung der biologischen Vielfalt
- Nachhaltigkeit der Nutzung der Bestandteile der biologischen Vielfalt
- ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen ergebenden Vorteile, insbesondere durch angemessenen Zugang zu genetischen Ressourcen und angemessene Weitergabe der einschlägigen Technologien unter Berücksichtigung aller Rechte an diesen Ressourcen und Technologien sowie durch angemessene Finanzierung.

Während die Artikel 1-5 allgemeine Regelungen (Ziele, Begriffe, Festschreibung staatlicher Souveränität, Geltungsbereich) enthalten, werden mit Artikel 6 grundlegende konkretisierte Verpflichtungen aufgeführt (s. Kasten). Der Artikel kann als Aufforderung für die Erarbeitung von nationalen Biodiversitätsstrategien aufgefasst werden, beschreibt aber die generelle Notwendigkeit, alle staatlichen Politiken auf Konformität mit den Inhalten der CBD zu prüfen.

**Artikel 6 Allgemeine Maßnahmen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung**

Jede Vertragspartei wird entsprechend ihren besonderen Umständen und Möglichkeiten

a) nationale Strategien, Pläne oder Programme zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt entwickeln oder zu diesem Zweck ihre bestehenden Strategien, Pläne und Programme anpassen, in denen unter anderem die in diesem Übereinkommen vorgesehenen Maßnahmen, die für die jeweilige Vertragspartei von Belang sind, zum Ausdruck kommen;
b) die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt, soweit möglich und sofern angebracht, in ihre diesbezüglichen sektoralen oder sektorenübergreifenden Pläne, Programme und Politiken einbeziehen.

Wichtig für den Naturschutz bzw. für die Einrichtung von Schutzgebietssystemen ist der Artikel 8, der die „In-situ-Erhaltung" regelt. Nach Artikel 2 ist die „In-situ-Erhaltung" die Erhaltung von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Bewahrung und Wiederherstellung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung.

**Artikel 8 In-situ-Erhaltung** (Auszug)

Jede Vertragspartei wird, soweit möglich und sofern angebracht,

a) ein System von Schutzgebieten oder Gebieten, in denen besondere Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt notwendig sind, einrichten;
b) erforderlichenfalls Leitlinien für die Auswahl, Einrichtung und Verwaltung von Schutzgebieten oder Gebieten, in denen besondere Maßnahmen zur Erhaltung der biologischen Vielfalt notwendig sind, entwickeln;
c) biologische Ressourcen von Bedeutung für die Erhaltung der biologischen Vielfalt sowohl innerhalb als auch außerhalb der Schutzgebiete regeln oder verwalten, um ihre Erhaltung und nachhaltige Nutzung zu gewährleisten;
d) den Schutz von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Bewahrung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung fördern;
e) um den Schutz der Schutzgebiete zu verstärken, die umweltverträgliche und nachhaltige Entwicklung in den angrenzenden Gebieten fördern;
f) beeinträchtigte Ökosysteme sanieren und wiederherstellen sowie die Regenerierung gefährdeter Arten fördern, unter anderem durch die Entwicklung und Durchführung von Plänen oder sonstigen Managementstrategien; ...

Die CBD setzt einen völkerrechtlichen Rahmen, der durch verbindliche Protokolle, verabschiedet auf den Vertragsstaatenkonferenzen, präzisiert werden muss. Bisher besteht nur das *Biosafety*-Protokoll, welches den internationalen Handel mit genetisch veränderten Organismen regelt. Im Jahr 2002, erst 10 Jahre nach dem Abschluss der CBD, haben sich die Vertragsstaaten auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz in Den Haag auf einen Strategieplan zur Umsetzung der CBD geeinigt. Zum Oberziel wurde deklariert, den Biodiversitätsverlust bis zum Jahr 2010 spürbar zu reduzieren. Diese Zielsetzung wurde aber nicht durch entsprechend konkrete Umsetzungsschritte hinterlegt. Noch im Entwurf des Strategieplanes war z.B. vorgesehen, ein globales repräsentatives Netzwerk von Schutzgebieten zu errichten; dieses auch von der EU unterstützte konkrete Ziel konnte sich aber nicht durchsetzen (vgl. BOTTIN 2005: 85). Erst auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz (Kuala Lumpur, 2004) wurde ein Arbeitsprogramm zur Einrichtung eines ökologisch repräsentativen, effektiv gemanagten, weltweiten Schutzgebietssystems beschlossen (SCBD 2004: 344 ff.). Ein spezielles Ziel des Arbeitsprogramms formuliert, dass dieses Schutzgebietssystem bis 2015 funktional verbunden sei soll (auf Übersetzung wird hier verzichtet):

GOAL 1.2: "*To integrate protected areas into broader land- and seascapes and sectors so as to maintain ecological structure and function*"

TARGET: "*By 2015, all protected areas and protected area systems are integrated into the wider land- and seascape, and relevant sectors, by applying the ecosystem approach and taking into account ecological connectivity and the concept, where appropriate, of ecological networks.*"

*Suggested activities of the Parties*:

1.2.1. *Evaluate by 2006 national and sub-national experiences and lessons learned on specific efforts to integrate protected areas into broader land- and seascapes and sectoral plans and strategies such as poverty reduction strategies.*
1.2.2. *Identify and implement, by 2008, practical steps for improving the integration of protected areas into broader land- and seascapes, including policy, legal, planning and other measures.*
1.2.3. *Integrate regional, national and sub-national systems of protected areas into broader land- and seascape, inter alia by establishing and managing ecological networks, ecological corri-*

*dors and/ or buffer zones, where appropriate, to maintain ecological processes and also taking into account the needs of migratory species.*

1.2.4. *Develop tools of ecological connectivity, such as ecological corridors, linking together protected areas where necessary or beneficial as determined by national priorities for the conservation of biodiversity.*

### 3.1.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Von den ‚frühen' globalen Konventionen bzw. Programmen verfolgt nur das MAB-Programm einen relativ umfassenden Ansatz, weil alle Ökosystemtypen der Erde durch Biosphärenreservate repräsentiert werden sollen. Der Wirkungskreis der übrigen Abkommen beschränkt sich auf bestimmte Tierartengruppen bzw. Lebensraumtypen. Insgesamt sind aus den Übereinkommen aber keine Vorgaben zum Aufbau repräsentativer Schutzgebietssysteme oder sogar ‚Ökologischer Netzwerke' abzuleiten.

Mit der Konvention über die biologische Vielfalt entstand ein umweltvölkerrechtlicher Vertrag mit einem holistischen Ansatz, der sich erstmals über die gesamte biologische Vielfalt erstreckt. Artikel 8 a) CBD enthält die Aufforderung zum Einrichten eines „Systems von Schutzgebieten" (allerdings nur „soweit möglich und sofern angebracht") zur Erreichung der In-situ-Erhaltungsziele. Der Aufbau von ‚Ökologischen Netzwerken' bzw. Biotopverbundsystemen wird damit noch nicht explizit verlangt. Die Nutzung des Begriffs „System" weist aber darauf hin, dass die Gebiete systematisch ausgewählt werden sollen, womit verbunden werden kann, dass nur eine gezielte Planung zu einem repräsentativen und damit wirksamen Schutzgebietssystem führt (vgl. FFH-Richtlinie, Kapitel 3.2.5). Insgesamt resultieren aber direkt aus dem völkerrechtlichen ‚*soft law*' der CBD keine konkreten Impulse für die Weiterentwicklung von Schutzgebietssystemen. Erst mit dem Beschluss des Arbeitsprogramm zur Einrichtung eines weltweiten, ökologisch repräsentativen und gemanagten Netzes von Schutzgebieten auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz 2004 wurde diese Zielvorstellung konkretisiert. Ausdrücklich werden dabei auch ‚Ökologische Netzwerke' und Korridore erwähnt (SCBD 2004). Damit gewinnen die Entscheidungen im Rahmen der CBD für den Aufbau von ‚Ökologischen Netzwerken' an Bedeutung. Zusammen mit der Feststellung, dass ‚einfache' Schutzgebietssysteme v.a. in den fragmentierten Landschaften Europas nicht als ausreichend für die dauerhafte Erhaltung der biologischen Vielfalt betrachtet werden müssen (vgl. z.B. BMU 1998b: 44), ergeben sich dadurch möglicherweise auch Impulse für Europa und Deutschland, um z.B. NATURA 2000 stärker als ‚Ökologisches Netzwerk' zu entwickeln (vgl. Kapitel 3.2.5 und 3.2.12).

## 3.2 Europäisch-internationale Ebene

### 3.2.1 Europadiplom (1965) und Biogenetische Reservate (1976)

**Europadiplom**

Das Europadiplom (*European Diploma of Protected Areas*) wird vom Europarat für geschützte Gebiete mit einer außergewöhnlichen Bedeutung für Europa vergeben. Das Prädikat gilt zunächst für fünf Jahre. Danach wird überprüft, ob eine Verlängerung gerechtfertigt ist. Aktuell besitzen über 60 Gebiete in über 20 Staaten das Diplom. In Deutschland sind dies die Nationalparke Bayerischer Wald und Berchtesgaden sowie die Naturschutzgebiete Siebengebirge, Lüneburger Heide, Weltenburger Enge, Naturpark Südeifel, Wollmatinger Ried und Wurzacher Ried (BFN 2004, CoE 2007a).

**Biogenetische Reservate**

Auch die Biogenetischen Reservate (*European Network of Biogenetic Reserves*) gehen auf eine Initiative des Europarates zurück [Resolution (76) 17 vom 15.3.1976 und (79) 9 vom 29.5.1979]. Biogenetische Reservate dienen dem Erhalt repräsentativer Lebensräume und der typischen Artenvielfalt Europas. Mit der Meldung von rechtlich abgesicherten Gebieten wird der Schutzstatus durch Verleihung eines Prädikats verstärkt (KORN et al. 1999). In Europa existieren über 340 Biogenetische Reservate; in Deutschland dagegen nur wenige (z.B. Isarmündung).

### 3.2.2 Berner Konvention (1979) und Emerald Network (1989/1996)

Die Berner Konvention (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*) wurde am 19. September 1979 in Bern (Schweiz) unterzeichnet und trat am 1. Juli 1982 in Kraft. Dem Übereinkommen sind neben 39 Mitgliedsstaaten des Europarates auch Burkina Faso, Monaco, Marokko, Senegal, Tunesien und die Europäische Gemeinschaft beigetreten. Mit dem Berner Übereinkommen mündete erstmals ein umfassender Naturschutzansatz auf europäischer Ebene in einen völkerrechtlich verbindlichen Vertrag zum Schutz der biologischen Vielfalt.

Die Konvention besteht aus 24 Artikeln. Die Artikel 1, 2, 3, 4, 6 und 9 befassen sich mit dem Schutz der natürlichen Lebensräume; speziell mit

- den Lebensräumen der wildlebenden Pflanzen- und Tierarten,
- den gefährdeten natürlichen Lebensräumen und
- den Gebieten mit Bedeutung für wandernde Arten.

Die Schutzfestlegungen der Konvention unterscheiden zwischen „streng geschützten" Pflanzen (Anhang I) und Tieren (Anhang II) sowie „geschützten" Tierarten (Anhang III). Anhang IV führt die verbotenen Mittel und Methoden zum Töten und Fangen auf. Für die etwa 500 streng geschützten Pflanzenarten ist die Entnahme aus der Natur und z.T. auch der Besitz oder der Verkauf dieser Arten verboten. Außerdem sollen ihre Lebensräume geschützt werden. Für die etwa 600 streng geschützten Tierarten ist u.a. jede Form des absichtlichen Fangens, Haltens und Tötens sowie das mutwillige Beschädigen oder Zerstören der Lebensstätten verboten. Die geschützten Tierarten dürfen genutzt werden, es sind jedoch Art und Umfang der Nutzung vorzuschreiben.

Ein Ständiges Komitee kommt einmal jährlich zusammen, um die Arbeit im Sinne der Konvention zu koordinieren. Zur weiteren Ausformung und zur Umsetzung der Konvention verabschiedet dieses Komitee Beschlüsse (*resolutions*) und Empfehlungen (*recommendations*).

Auf einer außerordentlichen Sitzung im Juni 1989 widmete sich das Ständige Komitee speziell dem Schutz von Lebensräumen im Rahmen der Konvention. Ein Beschluss zur Interpretation der Bestimmungen zum Lebensraumschutz [*Resolution No. 1 (1989) on the provisions relating to the conservation of habitats*] und drei wichtige Empfehlungen [*Recommendations Nos. 14, 15, 16 (1989)*] wurden verabschiedet, die u.a. erstmals das Ziel der Entwicklung eines (namenlosen) „Netzes“ von Schutzgebieten im Rahmen der Konvention formulierten. Auf einem späteren Treffen wurde eine weitere wichtige Empfehlung erarbeitet, die den Schutz von natürlichen Lebensräumen außerhalb von geschützten Gebieten behandelt [*Recommendation No. 25 (1991) on the conservation of natural areas outside protected areas proper*].

In der Empfehlung Nr. 16 [*Recommendation No. 16 (1989) on Areas of Special Conservation Interest*] wird den Vertragsparteien nahegelegt, Schritte zur Ausweisung von Gebieten mit besonderer Bedeutung für Europa (*Areas of Special Conservation Interest for Europe - ASCIs*) einzuleiten. Die Auswahl sollte nach einer Liste mit bestimmten fachlichen Bedingungen (a-f) erfolgen.

Mit der politischen Wende in Europa (1989/ 90) verzögerten sich jedoch die nationalen Umsetzungen der Empfehlungen. Das Komitee konzentrierte die Bestrebungen auf die Erweiterung der Konvention auf die Staaten Mittel- und Osteuropas; die Entwicklung eines ‚Netzes' aus Schutzgebieten auf der Basis der Berner Konvention geriet etwas ins Hintertreffen. Wesentlichen Einfluss darauf hatten auch die Vorbereitungen der Europäischen Gemeinschaft, die Ziele der Berner Konvention durch ein Rechtsinstrument - einer Richtlinie des Rates - in die Gemeinschaft zu implementieren (nach CoE / UNEP 2003). Um die Übereinstimmung zwischen dem Netz der ASCIs der Berner Konvention und dem ‚Netz' der nach der FFH-Richtlinie auszuweisenden Besonderen Schutzgebiete (Special Areas of Conservation - SACs) zu sichern, zog es das Ständige Komitee der Berner Konvention vor, die Einrichtung der SACs in den Mitgliedsstaaten abzuwarten (CoE 2002).

Erst ab Januar 1996 wurde die Entwicklung eines ‚Netzes', bestehend aus den ASCIs der Berner Konvention, wieder stärker vorangetrieben. Weitere Staaten aus Mittel- und Osteuropa waren Vertragsparteien der Berner Konvention geworden und wünschten die Ausdehnung des Systems der ASCIs auf ihre Staatsgebiete. Das Ständige Komitee der Berner Konvention beschloss mit der Resolution No. 3 (1996) die Einrichtung eines ‚Netzes' bestehend aus ASCIs in den Vertrags- und Beobachterstaaten: "*set up a network (**Emerald Network**) which would include the Areas of Special Conservation Interest"*. Ferner wurde nochmals zur Ausweisung von Gebieten aufgerufen. Der Beschluss Nr. 3 (1996) war damit der zweite Anstoß zur Entwicklung eines „ökologischen Netzes". In der Empfehlung Nr. 16 (1989) hatte das Ständige Komitee dem ‚Netz' keine eingängige Bezeichnung gegeben. Mit dem nunmehr vergebenen Namen „*Emerald Network*" (bedeutet soviel wie ein ‚Netz' bestehend aus Smaragden der natürlichen Lebensräume) kam das Komitee zur Einsicht, dass man unter dem Namen „*network to develop Recommendation No. 16 (1989) of the Standing Commitee of the Convention on Areas of Special Conservation Interest*" nur schwer Naturschutzziele verwirklichen kann (CoE 2002).

In einem Beschluss von 1998 [*Resolution No. 5 (1998) of the Standing Committee concerning the rules for the Network of areas of special conservation interest (Emerald Network)*] wurden Grundsätze zum Aufbau des Emerald Networks aufgestellt, worauf 1999 eine Pilotphase zur Implementierung des ‚Netzwerkes' in zentral- und osteuropäischen Ländern begann. In 17 Staaten wurden Pilotprojekte mit Workshops und Anleitungen zur Datensammlung initiiert oder Planungen unterstützt (Albanien, Bulgarien, Kroatien,, Tschechische Republik, Estland, Georgien, Ungarn, Lettland, Litauen, Moldawien, Polen, Rumänien, Russland, Slovenien, Slowakische Republik, Mazedonien, Ukraine).

Durch den Beitritt von 10 weiteren Staaten am 1. Mai 2004 zur EU (EU-Osterweiterung) bzw. den Beitritt von Rumänien und Bulgarien am 1. Januar 2007 gilt das stärker sanktionierte EU-Recht nun in großen Teilen Europas; mit der FFH-Richtlinie (Kapitel 3.2.5) wurden die rechtlichen Aspekte der Berner Konvention für die EU-Mitgliedsstaaten weitgehend abgelöst. Die Berner Konvention hat die Verabschiedung der FFH-Richtlinie entscheidend vorbereitet und ist auch heute noch von Bedeutung z.B. für die Umsetzung der Biodiversitätskonvention in Europa. Die Bestrebungen zur Entwicklung des Emerald Networks waren wichtig für die EU-Beitrittskandidaten, um NATURA 2000 vorzubereiten. Für die anderen Mitgliedsstaaten der Berner Konvention bleibt das Emerald Network aufgrund seiner starken Beziehungen zum System NATURA 2000 ein bedeutendes Instrument, insbesondere um einen vergleichbaren gesamteuropäischen Gebietsschutz zu entwickeln. Einen aktuellen Schwerpunkt zur Ausweisung der Emerald-Gebiete stell(t)en die Staaten Albanien, Bosnien-Herzegovina, Kroatien, Montenegro, Serbien und Mazedonien dar (s. CoE 2007b).

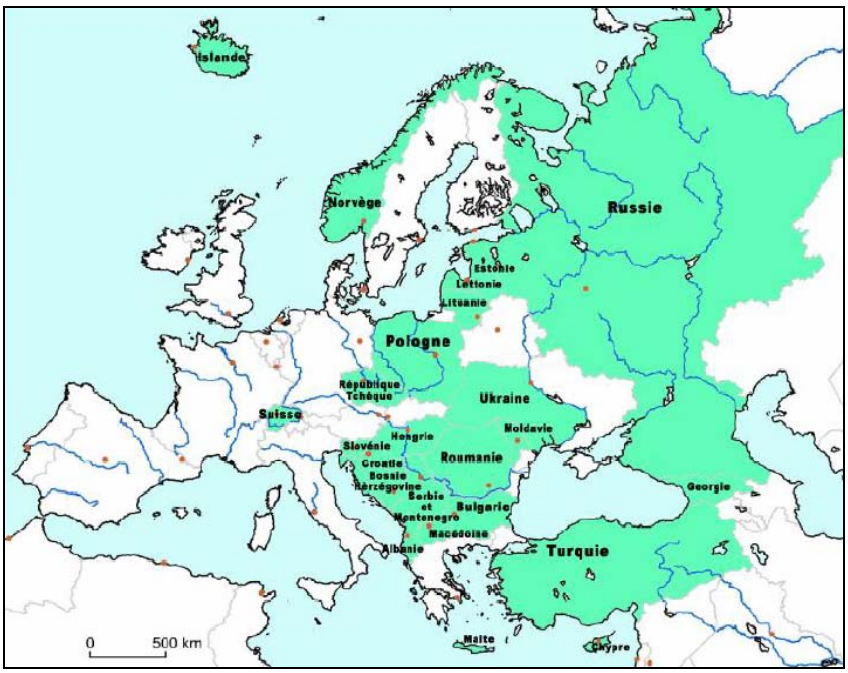



Abb. 3: Staaten, die am Aufbau des Emerald-Netzwerkes beteiligt sind
(Quelle: CoE / UNEP 2006)

### 3.2.3 Europäische Vogelschutzrichtlinie (1979)

Die Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (EU-Vogelschutzrichtlinie) trat 1979 in Kraft. Mit der Richtlinie wurde das Ziel verfolgt, den Schutz, die Nutzung und Bewirtschaftung von Vogelarten zu regeln, um deren Überleben durch einen ausreichenden Bestand dauerhaft zu sichern oder wiederherzustellen (Artikel 1 und 2). Die Richtlinie gilt für Vögel als Individuen, ihre Eier, Nester und Lebensräume. Mit Artikel 3 werden die Mitgliedsstaaten aufgefordert, die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen. Als Maßnahmen werden genannt:

a) die Einrichtung von Schutzgebieten,
b) die Pflege und ökologisch richtige Gestaltung der Lebensräume in und außerhalb von Schutzgebieten,
c) die Wiederherstellung zerstörter Lebensstätten und
d) die Neuschaffung von Lebensstätten.

Artikel 4 stellt über 180 Vogelarten bzw. Unterarten, die im Anhang I aufgeführt sind, unter besonderen Schutz. Für diese Vogelarten müssen die Mitgliedsstaaten „insbesondere die für die Erhaltung dieser Arten zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Gebiete“ zu Schutzgebieten (SPAs = Special Protection Areas) erklären. Weiterhin regelt Artikel 4, dass für die nicht in Anhang I aufgeführten, regelmäßig auftretenden Zugvogelarten Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Vermehrungs-, Mauser- und Überwinterungsgebiete sowie Rastplätze in ihren Wanderungsgebieten zu ergreifen sind. Ziel ist, dass die Gebiete insgesamt „ein zusammenhängendes Netz darstellen“ (Artikel 4 Abs. 3). Die weiteren Artikel und Anhänge (II-V) der Richtlinie regeln Artenschutzbelange, Jagd und Handel sowie die Forschung an Vogelarten.

In Deutschland kommen 67 der Anhang I-Arten regelmäßig als Brut- oder Gastvögel vor und weitere sechs unregelmäßig. Deutschland hat bislang 658 Vogelschutzgebiete gemeldet. Dies entspricht einem Meldeumfang von 9,4 % bezogen auf die Landfläche (Stand 03.05.2007, BfN 2007b).

Die Europäischen Vogelschutzgebiete bilden zusammen mit den Schutzgebieten nach der FFH-Richtlinie das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 (s. Kapitel 3.2.5).

### 3.2.4 CORINE-Programm (1985)

Die Kommission der Europäischen Union legte im Jahr 1985 das CORINE-Programm (*Coordination of Information on the Environment*) auf, welches zum Ziel hatte, Erfordernisse und angemessene Verfahren für die Zusammenstellung, Koordinierung und Abstimmung von Informationen über den Zustand der Umwelt in Europa und der natürlichen Ressourcen aufzuzeigen. Weil vergleichbare umweltrelevanten Daten bis zu diesem Zeitpunkt fehlten, sollte insbesondere die Erfassung von Umweltdaten vereinheitlicht werden. Das Progamm erstreckte sich über eine breite Palette von Umweltthemen (Arten und Lebensräume, Wasser, Boden, Luft, Naturkatastrophen) und es wurden verschiedenste Projekte, wie z.B. CORINE Landcover (s. Kapitel 5.2.2), CORINE Biotopes oder CORINAIR durchgeführt.

Im Projekt CORINE Biotopes wurde ein EU-weites Gebietskataster für den Arten- und Biotopschutz erstellt (s. MOSS et al. 1991, 1996). Deutschland erfasste etwa 1800 Gebiete (federführend war das Bundesamt für Naturschutz). Im Rahmen des Projektes wurde, überwiegend von Vegetationskundlern, der numerische CORINE-Code entwickelt, der sämtliche europäische Biotoptypen in unterschiedlichen Klassifizierungsniveaus umfasst und in einem CORINE-Handbuch (*Corine Biotopes Manual*) niedergelegt ist (DEVILLERS et al. 1991).

Das System der CORINE-Biotope kann als eine wichtige Basis von NATURA 2000 (s. Kapitel 3.2.5) angesehen werden. Aufbauend auf den Beschreibungen der CORINE-Biotope wurde im Auftrag der EU-Kommission beispielsweise das Interpretations-Handbuch der FFH-Lebensraumtypen bzw. der Anhang I der FFH-Richtlinie erarbeitet. Der CORINE-Code wurde 1997 allerdings mit einer Anpassungsrichtlinie durch den NATURA 2000-Code bzw. der „*Classification of Palaearctic habitats*“ (s. DEVILLERS & DEVILLERS-TERSCHUREN 1996) ersetzt (s. EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT 2003). Die von den einzelnen Ländern erfassten CORINE-Biotope bilden außerdem eine Referenz für die Ausweisung der FFH-Gebiete. Der vorhandene Datenbestand des inzwischen ausgelaufenen CORINE-Programms bildet ein wesentliches Element des *European Environmental Information and Observation Network* (EIONET) der Europäischen Umweltagentur (*European Environment Agency* - EEA) mit Sitz in Kopenhagen.

### 3.2.5 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie / NATURA 2000 (1992)

Am 21. Mai 1992 erließ der Rat der Europäischen Gemeinschaften die Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (*Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora / Habitats Directive*), die im deutschsprachigen Raum als FFH-Richtlinie (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) in den Sprachgebrauch eingegangen ist. Die direkt aus dieser Richtlinie resultierenden Verpflichtungen zum Lebensraumschutz gingen weit über die Inhalte der Berner Konvention hinaus. Entscheidend ist auch, dass das EU-Recht im Gegensatz zum Völkerrecht mit Zwangsgeldern durchgesetzt werden kann.

Die FFH-Richtlinie entwarf „*a coherent European ecological network of special areas of conservation (...) to be set up under the title of NATURA 2000*“ (Artikel 3).

**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 Habitate der Arten des Anhanges II umfassen, und muss den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes dieser Lebensraumtypen und Habitate 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 Tiere und Pflanzen sind, zu verbessern.

Wie dieses Schutzgebietssystem NATURA 2000 aufgebaut werden soll, regeln insbesondere die Artikel 3-5 der FFH-Richtlinie sowie die mit ihnen verknüpften Anhänge:

I - Natürliche Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen (s. SSYMANK et al. 1998, EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT 2003),

II - Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen (s. PETERSON et al. 2001, 2003, 2004, 2006, SCHNITTER et al. 2006) und

III - Kriterien zur Auswahl der Gebiete, die als Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung bestimmt und als Besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden könnten.

Deutschland hat bislang 4.617 FFH-Gebiete in Brüssel gemeldet. Dies entspricht einem Meldeanteil von 9,3 % bezogen auf die Landfläche (Abb. 4, Stand: 25.01.07, BfN 2007b, umfassend zum Stand 2005: BALZER & SSYMANK 2005).

Neben den Gebietsausweisungen werden als wichtige Schwerpunkte in der FFH-Richtlinie weiterhin geregelt (Übersichten s. z.B. SSYMANK et al. 1998, GELLERMANN 2001, BOTTIN 2005):

- das Management der Gebiete in Artikel 6 Abs. 1-2 (s. z.B. EUROPÄISCHE KOMMISSION, GENERALDIREKTION UMWELT 2000, ELLWANGER & SCHRÖDER 2006),
- die Verträglichkeitsprüfung für Pläne und Projekte, welche die Schutzgebiete beeinträchtigen können, in Artikel 6 Abs. 3-4 (s. z.B. BAUMANN et al. 1999, EUROPÄISCHE KOMMISSION, GENERALDIREKTION UMWELT 2001)
- Finanzierungshilfen seitens der Europäischen Gemeinschaft (Artikel 8, s. MILLER & KETTUNEN 2005),
- das Monitoring bzw. die Berichtspflichten zum Erhaltungszustand der Lebensräume und Arten nach Artikel 11 und 17 in Verbindung mit Artikel 9 (s. z.B. RÜCKRIEM & ROSCHER 1999, FARTMANN et al. 2001) und
- ein allgemeiner „Artenschutz“ in den Artikeln 12 ff. in Verbindung mit den Anhängen IV - VI.

Während die Regelungen und Anhänge (I - III) zur Gebietsausweisung anfangs noch im Mittelpunkt standen, sind nunmehr auch die Arten des Anhanges IV, für die nach Artikel 12 ff. auch außerhalb der Schutzgebiete ein strenger Schutz besteht, häufig Gegenstand z.B. von Eingriffsgenehmigungsverfahren (s. GELLERMANN 2003, ARTICLE 12 WORKING GROUP 2007, zur Erfassung der Arten der Anhängen IV und V s. DOERPINGHAUS et al. 2005).

Die Kohärenz- bzw. Verbundaspekte des Schutzgebietssystems NATURA 2000 ergeben sich v.a. aus Artikel 3 Abs. 3 (s.o.) in Verbindung mit Artikel 10 der FFH-Richtlinie.

> **Artikel 10**
> Die Mitgliedsstaaten werden sich dort, wo sie dies im Rahmen ihrer Landnutzungs- und Entwicklungspolitik, insbesondere zur Verbesserung der ökologische Kohärenz von NATURA 2000, für erforderlich halten, bemühen, die Pflege von Landschaftselementen (...) zu fördern.
> Hier handelt es sich um Landschaftselemente, die aufgrund ihrer linearen, fortlaufenden Struktur (z.B. Flüsse mit ihren Ufern oder herkömmliche Feldraine) oder ihrer Vernetzungsfunktion (z.B. Teiche oder Gehölze) für die Wanderung, die geographische Verbreitung und den genetischen Austausch wildlebender Arten wesentlich sind.

In Artikel 1 k) wird bei der Definition der „Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung" ausgeführt, dass die Gebiete auch „in signifikantem Maße zur Kohärenz des in Artikel 3 genannten Netzes NATURA 2000“ beitragen sollen, was bedeutet, dass bereits bei der Gebietsauswahl Verbundaspekte zu berücksichtigen sind (s. z.B. GELLERMANN 2001: 53). Dadurch, dass der Begriff „Kohärenz“ in der FFH-Richtlinie nicht definiert wurde (vgl. Artikel 1), bestehen aber nach wie vor verschiedene Fachmeinungen zur Auslegung des Begriffs. Zwar liegt der FFH-Richtlinie durchaus ein ‚Netzwerkgedanke' zugrunde, doch lässt sich nach den Inhalten der Richtlinie und der gegenwärtigen Umsetzungspraxis in Europa sich sicher nicht so weit gehen, NATURA 2000 als einen „Biotopverbund“ zu bezeichnen (vgl. BOTTIN 2005: 168). Die primären Ziele der Richtlinie definieren NATURA 2000 eindeutig als Schutzgebietssystem und nicht als auszuweisendes Biotopverbundsystem mit integrierten Schutzgebieten. Kohärenz wird in den meisten Fällen dahingehend ausgelegt, dass die Schutzgebiete planvoll und aufeinander bezogen ausgewiesen werden müssen. Es soll damit eine ausreichende Repräsentanz der Schutzgüter in den Schutzgebieten erreicht werden, um einen günstigen Erhaltungszustand zu gewährleisten (s. Definition bei SSYMANK et al. 2006, Beispiele für Auswahl s. z.B. ALTMOOS 1999, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ 2003).

> **Ecological Coherence** (s. SSYMANK et al. 2006)
> *Sufficient representation (patch quality, total patch area, patch configuration, landscape permeability) of habitats / species to ensure favourable conservation status of habitats and species across their whole natural range*

Aus den Regelungen in Artikel 3 Abs. 3 und Artikel 10 lässt sich nicht ableiten, dass die „Landschaftselemente“ als Bestandteile des Systems NATURA 2000 aufgefasst und als Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Landschaftselemente sollen zwar zur „Verbesserung der ökologischen Kohärenz“ der Schutzgebiete beitragen, ihre Verbundfunktionen werden aber durch die Richtlinie nicht gesichert. Zudem fordert der Artikel 10 die Mitgliedsstaaten lediglich auf, sich zu „bemühen“, die Pflege von Landschaftselementen zu fördern. Aus rechtlicher Sicht ist davon auszugehen, dass die nationalen Schutzmechanismen in Deutschland (z.B. § 3, § 5, § 22 ff., § 30 BNatSchG) zur Erfüllung der Verpflichtungen aus Artikel 3 Abs. 3 und Artikel 10 ausreichen (BOTTIN 2005: 177). Deshalb sind nach gegenwärtigem Stand auch keine besonderen ‚Verbundbemühungen' der Länder zu erwarten, die aus der Umsetzung der FFH-Richtlinie hervorgehen. Inwieweit die NATURA 2000-Gebiete bzw. FFH-Gebiete (s. Abb. 4) selbst der Kulisse eines Biotopverbundsystems entsprechen, bei dem auch die Verbindungen bzw. Korridore als gesichert gelten können, ist je nach Ausweisungspraxis sehr unterschiedlich (auch in Europa). Schließlich muss auch berücksichtigt werden, dass allein die räumliche Geschlossenheit des Netzes wenig

darüber aussagen kann, in welchem Umfang funktionale Beziehungen gesichert und entwickelt werden (Bedeutung der Managementpläne!).




Abb. 4: FFH-Gebiete in Deutschland – Stand Dezember 2006
(Quelle Abbildung: BfN 2007b)

### 3.2.6 European Ecological Network - EECONET (1991/1993)

Die EECONET-Idee (BENNET 1991) wurde auf der Konferenz „*Conserving Europe´s Natural Heritage: Towards a European Ecological Network*", die vom 9.-12. November 1993 im niederländischen Maastrich stattfand, vorgestellt. EECONET zielt darauf ab, ein europäisches ökologischen Netzwerk bestehend aus Kernflächen, Korridor- und Trittsteinbiotopen, Renaturierungsgebieten und Flächen zur ungestörten Entwicklung sowie entsprechende Pufferzonen einzurichten. Gestützt wird sich dabei auf die verschiedenen Rechtsinstrumente und Programme, die insbesondere zum Ziel

haben, Kernflächen zu ermitteln und zu sichern (s. Kapitel 3.2.1-3.2.5). Entscheidend war jedoch die implementierte Idee des Verbunds von Lebensräumen, die durch EECONET transportiert und in andere Politikbereiche übertragen werden sollte (Details zur Anfangsphase und den Zielen von EECONET bei JEDICKE 1994b).

Bereits 1993 hatte die IUCN den EECONET-Ansatz in verschiedene Länder Zentral- und Osteuropas transportiert und initiierte dort Projekte zum Aufbau nationaler Netzwerke (z.B. Ungarn, Tschechische Republik, Slowakische Republik, Polen - s. Abb. 19). 2001 wurden die Netzwerkplanungen für Estland, Lettland und Litauen in Zusammenarbeit mit der IUCN abgeschlossen (s. Abb. 24 und Abb. 23). Außerdem fanden sich die mit der IUCN kooperierenden europäischen Naturschutzorganisationen *The European Centre for Nature Conservation* (ECNC), *The Coastal Union* (EUCC) und EUROSITE zusammen, um EECONET programmatisch zu fördern.

Die EECONET-Initiative führte 1995 auf der 3. Ministerkonferenz „*An Environment for Europe*“ in Sofia (Bulgarien) zur Strategie des *Pan-European Ecological Network* (PEEN) als Bestandteil der *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* (PEBLDS), zu der sich 54 Staaten bekannten (s. nachfolgend). EECONET und PEEN können daher heute durchaus als Synonyme gebraucht werden, zumal sich die fachlichen und politischen Inhalte der EECONET-Initiative deutlich in den PEEN- bzw. PEBLDS-Programmen niederschlagen.

### 3.2.7 Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy (1995)

1991 startete mit der 1. Ministerkonferenz in Dobrís (Tschechische Republik) der Prozess „*An Environment for Europe*“. Dabei wurde der Zustand der Umwelt in Europa erörtert und ein Dialog über die Natur und ihre Gefährdung initiiert. 1993 fand in Luzern (Schweiz) das zweite Treffen der europäischen Minister in diesem Prozess statt. Ebenfalls 1993 wurde in der Erklärung „*Conserving Europe's Natural Heritage*“ der Maastricht-Konferenz die Erarbeitung einer gesamteuropäischen Strategie angeregt (s.o. - EECONET), die auf der Basis der Berner Konvention, der „*European Conservation Strategy*“ (1990), der beiden Ministerkonferenzen „*An Environment for Europe*“ in Dobrís und Luzern, der globalen „*Convention on Biological Diversity*“ (CBD) sowie anderer Initiativen und Programme entstehen sollte.

1994 übernahm der Europarat zusammen mit dem „European Centre for Nature Conservation“ (ECNC) und in Kooperation mit anderen nationalen und internationalen staatlichen und nichtstaatlichen Organisationen die Initiative zur Entwicklung der „Gesamteuropäischen Strategie für biologische und landschaftliche Vielfalt“ (*Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* - PEBLDS) als europäische Reaktion zur Unterstützung der Implementierung der CBD (nach ECNC/ CoE 2003).

Am 25. Oktober 1995 wurde dann durch die 3. Ministerkonferenz „*An Environment for Europe*“ in Sofia (Bulgarien) die „*Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy*“ (PEBLDS) verabschiedet. Insgesamt bekannten sich 54 Staaten (darunter auch Deutschland) aus dem Gebiet der UN-ECE (*United Nations Economic Commission for Europe*) zu dieser Strategie, d.h. die PEBLDS beschränkt sich nicht auf das geografische Europa, sondern umfasst u.a. auch Teile von Asien. So billigten auch Staaten wie Kasachstan, Russland, Israel oder die Türkei die Strategie.

Die Strategie soll ein einheitlicheres und effizienteres Implementieren bestehender politischer Regelungen, Initiativen, Mechanismen, finanzieller Mittel, wissenschaftlicher Forschungsprogramme und Informationen zum Schutz und zur Entwicklung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in Europa fördern. In zwanzig Jahren (ab 1995) sollen folgende Grundsätze in Europa verwirklicht sein (nach COE / UNEP 2003):

- Die Gefährdung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt ist erheblich reduziert.
- Die Selbsterhaltungskraft der biologischen und landschaftlichen Vielfalt hat sich erhöht.
- Die ökologische Kohärenz Europas als Ganzes ist gestärkt.
- Ein umfassendes öffentliches Engagement bei der Erhaltung der biologischen und landschaftlichen Vielfalt ist gesichert.

Im Verlauf des zwanzigjährigen Zeitraums sollen folgende detaillierte Ziele erreicht werden (nach CoE / UNEP 2003):

- Erhaltung, Erweiterung und Wiederherstellung von Schlüssel-Ökosystemen, -Habitaten und Landschaftselementen incl. der Schlüssel-Arten durch den Aufbau und ein effektives Management des (eines) **Pan-European Ecological Network**
- Nachhaltiges Management und nachhaltige Nutzung der Potenziale der biologischen und landschaftlichen Vielfalt durch eine optimale Nutzung der gesellschaftlichen und ökonomischen Möglichkeiten auf der nationalen und regionalen Ebene
- Integration des Schutzes der biologischen und landschaftlichen Vielfalt und der nachhaltigen Nutzung in alle gesellschaftlichen Bereiche, die die Vielfalt steuern oder beeinflussen
- Verbesserung der Informationen und des Problembewusstseins bezüglich der biologischen und landschaftlichen Vielfalt und Erhöhung des öffentlichen Interesses für Aktionen zur Erhaltung und Entwicklung der Vielfalt
- Verdeutlichung der Situation der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in Europa und der Prozesse, die helfen, sie aufrecht zu erhalten
- Zusicherung adäquater finanzieller Mittel zur Verwirklichung der Strategie

In erster Linie sollen die zahlreichen bestehenden Initiativen zum Schutz der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in allen Ländern unterstützt werden, um die langfristigen Ziele der Strategie zu erreichen. Dafür und zu deren Ergänzung werden 5-Jahres-Maßnahmenpläne (*action plans*) entwickelt. Im ersten Maßnahmenplan 1996-2000 wurden 11 Maßnahmenfelder (*action themes*) definiert (CoE 1998, auf Übersetzung wird hier verzichtet):

No. 0 : Pan-European action to set up the Strategy process
**No. 1 : Establishing the Pan-European Ecological Network**
No. 2 : Integration of biological and landscape diversity considerations into sectors
No. 3 : Raising awareness and support with policy makers and the public
No. 4 : Conservation of landscapes
No. 5 : Coastal and marine ecosystems
No. 6 : European river ecosystems
No. 7 : Inland wetland ecosystems
No. 8 : Grassland ecosystems
No. 9 : Forest ecosystems
No. 10 : Mountain ecosystems
No. 11 : Action for threatened species

Zur Koordination der Aktivitäten wurde ein Rat der Vertreter der 54 Staaten (Council for the PEBLDS – Kürzel: STRA-CO) mit einem entsprechenden Büro (Bureau for the PEBLDS – Kürzel: STRA-BU) gebildet (nach CoE 2000).

### 3.2.8 Pan-European Ecological Network - PEEN (1995)

*„We endorse the Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy […] as a framework for the conservation of biological and landscape diversity. […] We call for the promotion of nature protection, both inside and outside protected areas, by implementing the* ***European Ecological Network****, a physical network of core areas and other appropriate measures, linked by corridors and supported by buffer zones, thus facilitating the dispersal and migration of species."*

Auszug der Ministererklärung verabschiedet durch die 3. Ministerkonferenz „*An Environment for Europe*", Sofia (Bulgarien), 25. Oktober 1995

Wie aus dem Zitat ersichtlich, stellt eines der wichtigsten Vorhaben, mit dem die Ziele der PEBLDS erreicht werden sollen, die Schaffung des **Pan-European Ecological Network (PEEN)** dar. Das PEEN soll sicherstellen, dass (nach COE 2000):

- ein vollständiges Spektrum von Ökosystemen, Lebensräumen, Arten (incl. ihrer genetischen Vielfalt) und Landschaften mit europäischer Bedeutung geschützt ist – Der Begriff „Europäische Bedeutung" schließt Lebensräume und Arten mit globaler Bedeutung ein, die in Europa vorkommen;
- die Lebensräume groß genug sind und eine ausreichende Qualität besitzen, um die Arten in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren;
- ausreichende Möglichkeiten für die Ausbreitung und die Wanderung der Arten bestehen;
- beeinträchtigte Teile der Schlüsselökosysteme, Lebensräume und Landschaften wiederhergestellt werden und
- die Systeme mit Pufferzonen zum Schutz gegen potenzielle Gefährdungen versehen werden.

Der Europarat bildete 1997 einen Expertenausschuss für die Entwicklung des PEEN (*Committee of Experts for the development of the* PEEN – Kürzel: STRA-REE), dessen Büro (*Bureau of the Committee of Experts for the development of the* PEEN – Kürzel: STRA-REP) entsprechende Berichte (reports) herausgibt (nach COE 2000, table 3.1).

Der erste Maßnahmenplan 1996-2000 der PEBLDS sah eine Reihe von Arbeitsschritten vor, die sicherstellen sollten, dass das PEEN in 10 Jahren (also bis 2005) entsteht (nach COE 2000):

- Schaffung eines Entwicklungsprogramms für das PEEN
- Entwickeln der ersten Phase eines Implementierungsprogramms für das PEEN
- Anregen der Entwicklung von nationalen Netzwerken u. ihrer Verknüpfung mit dem PEEN
- Förderung des Bewusstseins für das PEEN

Der Expertenausschuss für die Entwicklung des PEEN verabschiedete ein Arbeitsprogramm („*work programme*"/ in Zusammenhang mit der PEBLDS „*development programme*" genannt), welches sich in drei Phasen gliedert (nach COE 2000):

**1. Phase**

a. Evaluation des Standes des Prozesses sowie der Kriterien und Methoden für die Entwicklung des PEEN
b. Vorbereitung von Richtlinien für die Entwicklung des PEEN und von Empfehlungen zur bestmöglichen Anwendung bestehender internationaler Abkommen
c. Vorbereitung einer Informationsbroschüre und einer Kommunikationshilfe

**2. Phase**

a. Entwicklung nationaler ökologischer Netzwerke in Zentral- und Osteuropa
b. Entwicklung einer integrierten Vorgehensweise für die Einrichtung des PEEN

c. Formulierung einer Informationsstrategie
d. Auswahl von Ökosystemen, Lebensraumtypen, Arten und Landschaften von europäischer Bedeutung
e. Bereitstellung von Informationen für die Identifizierung der spezifischen Gebiete u. Korridore

**3. Phase**

a. Entwicklung grenzübergreifender Pilotprojekte und internationaler Anschauungsprojekte
b. Vorbereitung von Empfehlungen für die weitere Implementierung politischer Instrumente
c. Kosten-Nutzen-Analysen zur Einrichtung, Planung und zum Management ökologischer Netzwerke
e. Schulungsprogramme
f. Überblick zur Forschung bezüglich der Wiederherstellung ökologischer Funktionen
g. Festlegung von Rechtsgrundlagen, von Planungsmethoden und Managementmaßnahmen für die Entwicklung regionaler ökologischer Netzwerke

Ein wesentliches Element des Arbeitsprogramms (s. 1. Phase: b.) war die Erarbeitung allgemeiner Richtlinien für die Entwicklung des PEEN (*General Guidelines for the development of the* PEEN - CoE 2000). Die Richtlinien sollen ein Nachschlagewerk für alle Akteure darstellen und eine gute Kommunikation gewährleisten. Sie wurden durch einen ausführlichen Konsultationsprozess erarbeitet und repräsentieren einen breiten Konsens zwischen den beteiligten Ländern und Organisationen. Sie sind aber rechtlich nicht verbindlich und ersetzen keine nationalen und internationalen Verpflichtungen.

Im Dokument werden folgende Schwerpunkte (Details s. CoE 2000) ausgeführt:

- die Zielsetzungen und die Charakteristika des PEEN;
- der Prozess, durch den das PEEN entwickelt, implementiert, evaluiert und angepasst werden soll (Rolle der verschiedenen beteiligten Akteure);
- die Beziehungen zwischen dem PEEN und anderen ‚Ecological Networks' in Europa;
- die Beziehungen zwischen dem PEEN zu anderen Landnutzungen;
- der Informationsbedarf.

Um die übergeordneten Ziele des PEEN (s.o.) zu erreichen, muss Folgendes sicher gestellt werden (CoE 2000):

- Der Schutz der charakteristischen Ökosysteme und natürlichen Habitate und Landschaften von europäischer Bedeutung in ihrem traditionellen Verbreitungsgebiet.
- Die nachhaltige Nutzung der halbnatürlichen Habitate und Kulturlandschaften von europäischer Bedeutung.
- Die Erhaltung von überlebensfähigen Populationen der Arten von europäischer Bedeutung in ihrem traditionellen Verbreitungsgebiet.
- Die Erhaltung der Umweltprozesse, von denen diese Ökosysteme, Habitate, Arten und Landschaften abhängig sind.

Vier Gruppen von allgemeinen Planungsprinzipien sollten bei der Bestimmung der Lage und Konfiguration der Gebiete (Ökosysteme, Habitate, Arten und Landschaften) angewandt werden (nach CoE 2000):

1. Die geschützten Gebiete jedes einzelnen Habitattyps (und jeder Landschaft) sollten möglichst verteilt über das gesamte traditionelle Verbreitungsgebiet des Habitats ausgewiesen werden.
2. Idealerweise sollten die Gebiete
   - so groß wie möglich sein,
   - so viele wie möglich sein,

- überlebensfähige Populationen der meisten ungeschützten Arten beherbergen,
- die essenziellen physikalischen Umweltprozesse und biotischen Wechselbeziehungen, von der ihre Biodiversität abhängt, gewährleisten.

3. Hinsichtlich eines günstigen Beziehungsgefüges der Gebiete gelten folgende Ziele:
   - Die Gebiete zum Schutz eines bestimmten Habitattyps sollten so nah wie möglich beieinander liegen.
   - Die Landschaft zwischen diesen Gebieten sollte eine Ausbreitung für die Organismen erleichtern, für die diese Fähigkeit wichtig für das Überleben der Art ist.
4. Eine entsprechende Umweltqualität der Gebiete sollte gesichert werden.
   - Jede menschliche Aktivität innerhalb der geschützten Gebiete und in den verbindenden Landschaften sollte mit dem Anspruch, die geeigneten Umweltbedingungen aufrecht zu erhalten, vereinbar sein.
   - Die Gebiete sollten gegen mögliche Schädigungen von außen gepuffert sein.

Diese allgemeinen Planungsprinzipien werden durch die drei funktional-komplementären Bestandteile des PEEN abgebildet. Diese sind in der „Definition“ des PEEN benannt:

**The Pan-European Ecological Network** (CoE 2000)
*The Pan-European Ecological Network is a coherent assemblage of areas representing the natural and semi-natural landscape elements that need to be conserved or managed in order to ensure the favourable conservation status of the ecosystems, habitats, species and landscapes of European importance across their traditional range.*
*The components of the Network serve three functions, namely:*

1. *To provide the optimum achievable quantity and quality of environmental space (**core areas**);*
2. *To ensure appropriate interconnectivity between the core areas (**corridors**);*
3. *To protect core areas and corridors from potentially damaging external influences (**buffer zones**).*

*Degraded elements of the Network may need to be restored in order to ensure that these functions are fulfilled.*

**Kerngebiete** (nach CoE 2000):
Die Kerngebiete des PEEN sind Habitate, Populationen von Arten und Landschaften von europäischer Bedeutung und werden im Idealfall folgende Elemente beinhalten:

- wesentliche Vertreter der charakteristischen europäischen natürlichen und naturnahen Habitattypen (terrestrische und aquatische) verteilt über ihr traditionelles Verbreitungsgebiet und in verschiedenen Sukzessionsphasen;
- überlebensfähige Populationen der Arten von europäischer Bedeutung;
- die Umweltprozesse, von denen diese Habitate und Populationen abhängig sind;
- Landschaften von europäischer Bedeutung.

Festgestellt wird, dass es kein allgemeingültiges Verfahren zur Festlegung der geeignetsten Lage, Größe und Behandlung der Kerngebiete gibt. Jedes Ökosystem, jeder Habitattyp, jede Art und jede Landschaft von europäischer Bedeutung hat ihre spezifischen Schutzansprüche und ist je nach Lage in Europa auch unterschiedlich stark gefährdet. Im Einzelnen muss die Aufmerksamkeit auf folgende wesentliche Aspekte gelenkt werden:

- Elemente mit hoher Schutzwürdigkeit wie natürliche Habitate, große Gebiete und Populationen endemischer, seltener und gefährdeter Arten sind zu schützen;
- eine ausreichende Repräsentativität der Habitattypen und Landschaften von europäischer Bedeutung im Netzwerk ist zu sichern;
- den Ansprüchen der Zielarten soll entsprochen werden.

Die Auswahl und der Schutz der Kerngebiete des PEEN kann über zwei Wege erfolgen. An erster Stelle sind die bestehenden internationalen Instrumente zu erwähnen, mit deren Hilfe Gebiete und Arten von europäischem oder globalem Interesse identifiziert und geschützt werden (sollen). Das sind insbesondere die Berner Konvention, die FFH-Richtlinie, die EU-Vogelschutzrichtlinie, die Ramsar-Konvention, die Bonner Konvention und die Welterbe-Konvention (s.o.). Die vollständige und wirksame Umsetzung dieser Instrumente und besonders die Einrichtung von Natura 2000 sowie des Emerald-Netzwerks haben eine fundamentale Bedeutung für das PEEN, da durch sie die meisten wertvollen Gebiete unter Schutz gestellt werden sollen. Als zweite Möglichkeit zur Ausweisung bzw. zum Schutz von Kerngebieten werden die nationalen Instrumente zur Schutzgebietsausweisung sowie nationale Netzwerkplanungen aufgeführt.

**Korridore** (nach CoE 2000)
Festgestellt wird, dass die Fragmentierung und Isolation von Lebensräumen besonders in den stark entwickelten Regionen Europas eine der wichtigsten Ursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt ist. Fragmentierung und Isolation führen z.B. zu höheren Aussterberisiken für lokale Populationen (weitere Folgen werden aufgeführt). Die Konzeption des PEEN legt deshalb besonderen Wert auf die Erhaltung und Einrichtung von Korridoren, die die „ökologische Interkonnektivität“ („*ecological interconnectivity*“) der Kerngebiete sichern und fördern. Entscheidend ist auch die generelle Auffassung des Korridorbegriffs, die sich von dem z.B. in Deutschland etablierten Bild schmaler Landschaftselemente zur direkten Verbindung von Lebensräumen absetzt:

*„Although the term "corridor" is generally used to describe the physical interconnection between core areas, it is important to recognise that the provision of interconnectivity need not necessarily require the continuous linear pathway that the word corridor implies. Interconnectivity is a functional concept, and the extent to which a corridor fulfils that function will depend on the requirements of each particular species, the geographic scale involved and the physical characteristics of the corridor.“*

Zur Erhaltung und Einrichtung von Korridoren im PEEN werden abgestufte Kriteriensätze aufgestellt. Zunächst hängt die Feststellung der Notwendigkeit der Korridore ab von

- den Ansprüchen der Zielarten bezüglich Habitatgröße, Ausbreitung und Wanderung,
- der Größe der Kerngebiete,
- der Distanz zwischen den Kerngebieten und
- den Barrieren zwischen den Kerngebieten.

Nach der Feststellung der Notwendigkeit von Korridoren müssen eine geeignete Route sowie Anforderungen an deren Beschaffenheit und das Management ermittelt werden. Diese sind bestimmt durch

- die Ansprüche der Zielarten bezüglich des Habitattyps,
- die Mobilität und das Ausbreitungsverhalten der Zielarten,
- die Länge des Korridors,
- die Beschaffenheit der Landschaft.

Dargelegt wird, dass die exakte Feststellung der Notwendigkeit von Korridoren sowie die Bestimmung der Lage und Ausgestaltung im Landschaftsmaßstab Schwierigkeiten bereiten, weil wissenschaftliche Grundlagen und entsprechende Planungsmethoden fehlen. Außerdem müssen im gesamteuropäischen Maßstab für bestimmte Arten (Zugvögel, Großsäuger) sehr großräumige Betrachtungen angestellt werden. Jedoch ist zumindest bekannt, welche Faktoren bei der Planung von Korridoren bzw. bezüglich der räumlich-funktionalen Beziehungen von Bedeutung sind. Zu nennen sind:

- die Mobilität, das Ausbreitungs- oder Wanderverhalten der Zielarten,
- die Größe und Qualität der Habitatflächen,
- die Distanz zwischen den Habitatflächen,
- die Beschaffenheit der Landschaft zwischen den Habitatflächen und
- bestehende Barrieren zwischen Habitatflächen.

Verdeutlicht wird weiterhin, dass nach dem Vorsorgeprinzip gehandelt werden muss und aufgrund des fortschreitenden Biodiversitätsverlustes bei den Korridorplanungen nicht abgewartet werden kann, bis alle Ansprüche der Arten im Detail bekannt sind. Aus dem Bekannten können folgende generelle Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Je breiter, vielgestaltiger und zusammenhängender ein Korridor ist, umso größer ist die Zahl der Arten, die ihn nutzen können.
- Obwohl die Ansprüche an Korridore artenspezifisch sind, können entsprechend dimensionierte und mit den relevanten Habitaten ausgestattete Korridore für Artengruppen mit ähnlichen Ansprüchen geeignet sein.
- Im Gegensatz zu einem isolierten Habitat können gut verbundende Einzelhabitatflächen für einige Arten ausreichend Lebensraum bieten.
- Korridore sind erforderlich für Arten, die zwischen Teilhabitaten wandern.
- Korridore können nur den Arten helfen, die tatsächlich von Barrierewirkungen betroffen sind und die aufgrund ihrer Eigenschaften (Mobilität, Verhalten) in der Lage sind, die Habitate des Korridors zu nutzen.
- (Habitat-)Korridore haben oft auch eine Bedeutung für die Erhaltung von Arten.

Letztlich wird noch einmal darauf aufmerksam gemacht, dass Korridore nicht immer durchgängig sein müssen (*Stepping Stone Corridor*) und dass durchaus bestimmte Landnutzungen mit Korridorfunktionen in Einklang gebracht werden können.

Grafische Schemata von ökologischen Netzwerken und ihrer Bestandteile sind bezogen auf das PEEN in der Literatur in mehreren Varianten zu finden. Eine grafische Darstellung der drei Hauptkomponenten zeigt Abb. 5 (aus CoE 1998). Während die Kerngebiete lediglich in ihrer Größe differenziert werden, erfahren die Korridore eine fachliche Differenzierung. Korridore können durch lineare Landschaftselemente oder durch Trittstein-Abfolgen repräsentiert sein. Als „*landscape matrix*“ wird ein dritter Korridortyp bezeichnet. Damit soll hervorgehoben werden, dass (auch) verschiedene Landnutzungsformen bzw. ganze Landschaft(steile) die Funktionen eines Korridors gewährleisten können und eine gewisse Flexibilität bei der Festlegung des Verlaufs und der Dimension des Korridors gegeben ist (s. auch CoE 2000).

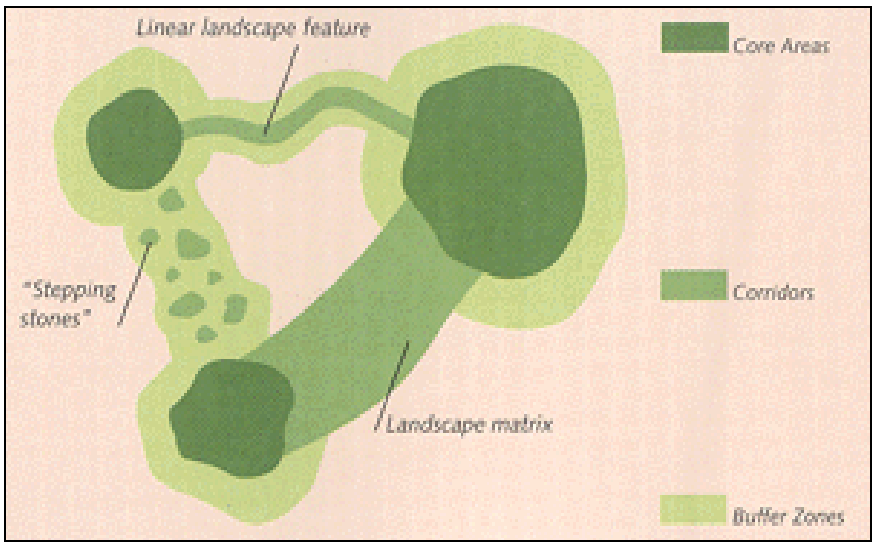



Abb. 5: Hauptkomponenten eines ökologischen Netzwerkes (COE 1998)

Die Ausformung der Korridore wird in BOUWMA et al. (2002) und KLIJN et al. (2003) deutlicher abgebildet (Abb. 6). Zusammenfassend wird von „*corridor areas*“ gesprochen und folgende Typen werden aufgeführt:

- linearer Korridor (*Linear corridor*)
- Trittstein-Korridor (*Stepping stone corridor*)
- Landschafts-Korridor (*Landscape corridor*)

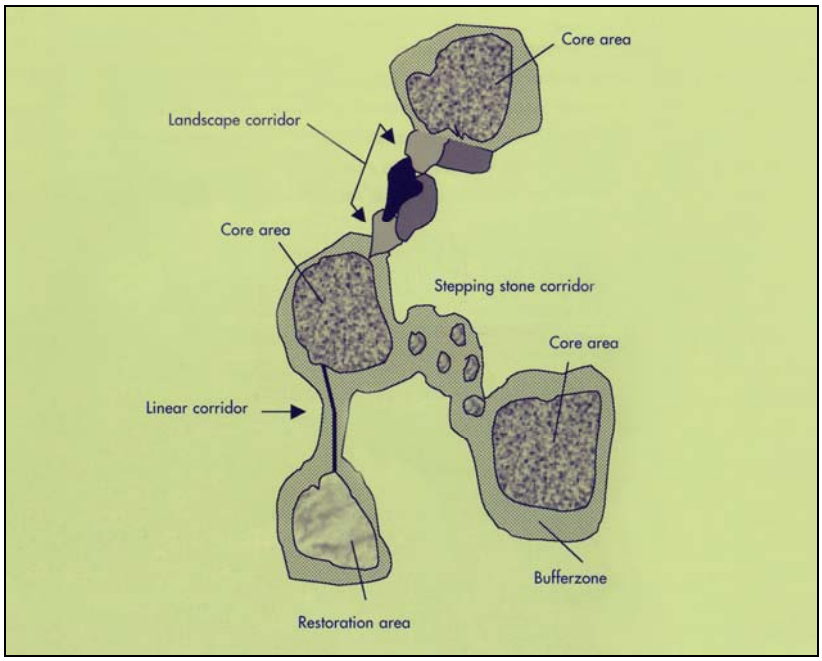



Abb. 6: Elemente eines ‚Ökologischen Netzwerkes‘
(BOUWMA et al. 2002, aus KLIJN et al. 2003)

Der Unterschied zwischen Trittstein-Korridoren und Landschafts-Korridoren wird nicht näher erklärt. Nach den Darstellungen sind in Trittstein-Korridoren noch die Habitattypen der entsprechenden Kerngebiete zu finden, die von Pufferzonen umgeben werden sollen, weil sich die Trittsteine (vermutlich) in eher strukturarmen Landschaftsräumen befinden. Landschafts-Korridore werden offenbar durch strukturreiche Landschaftsteile repräsentiert, deren Nutzungsintensität Pufferzonen

um bestimmte Habitate nicht erforderlich macht. Aus fachlicher Sicht wäre zu sagen, dass die verschiedenen Flächen (patches) der Landnutzungsmosaike eines strukturreichen Landschaftskorridors in der Regel ‚Trittsteine' für die jeweils betrachteten Anspruchstypen von Arten sein müssen, wenn der Landschafts-Korridor seine Funktion erfüllen soll (s. Abb. 33). Die „*Stepping stone*"-Betrachtung wäre dann lediglich die Darstellung, die sich auf einen bestimmten Anspruchstyp bezieht. Als Unterschied kann resümiert werden, dass Landschafts-Korridore breite ‚multifunktionale', also für mehrere Artengruppen geeignete Korridore darstellen, die zumindest für terrestrische Arten die beste Möglichkeit des Verbundes darstellen (s.o.).

Aus den fachlichen Betrachtungen werden in den „*General Guidelines*" (CoE 2000) dann Richtlinien für die Einrichtung von Korridoren im PEEN abgeleitet:

- Die Hauptfunktionen von Korridoren im PEEN werden sein:
  - Europäische Ebene: Sichern und Anbieten von Wanderwegen für Arten mit europäischer Bedeutung; Unterstützung der Wiederausbreitung von Populationen in Regionen, die früher besiedelt waren; über längere Zeiträume: Hilfe zur Anpassung der Lebensgemeinschaften an großräumige Umweltveränderungen
  - Regionale Ebene: Ermöglichung der Rekolonisierung von Habitaten, Sichern regionaler Wanderrouten, Erleichtern des genetischen Austausches zwischen Lokalpopulationen, Ermöglichen temporärer Nutzung von Lebensräumen
- Die Korridorentwicklungen im PEEN sollen auf der Basis des Vorsorgeprinzips und nach dem aktuellen Stand des ökologischen Wissens stattfinden.
- Eine dringende Notwendigkeit bei der Entwicklung des PEEN ist, dass Forschungsergebnisse und Praxiserfahrungen hinsichtlich der Korridore für alle Akteure, die in die Entwicklung, Implementierung und in das Management des PEEN involviert sind, verfügbar gemacht werden.
- Prioritäten für die weitere Forschung sind:
  - Anbieten von Informationen, wie das Korridorkonzept mit der größten Wirksamkeit kurzfristig angewendet werden kann,
  - Bestimmen von Arten mit europäischer Bedeutung, die von der Einrichtung von Korridoren in fragmentierten Landschaften profitieren
  - Entwickeln von Kriterien für das Lokalisieren und Gestalten von Korridoren für diese Arten
- Die Aktivitäten sollten kurzfristig auf Arten an der Spitze der Nahrungsketten und auf Schlüsselarten ausgerichtet werden.
- Bestehende Korridore sollten erhalten und verbessert werden.

**Pufferzonen** (nach CoE 2000)

Pufferzonen um die Kerngebiete und im Bereich der Korridore sollen weitere wichtige Bausteine des PEEN werden, um schädliche von außen einwirkende Beeinträchtigungen zu minimieren. Die erforderliche Ausdehnung der Pufferzonen hängt von folgenden Faktoren ab:

- dem Verhältnis zwischen den Lokalpopulationen und ihrer Umwelt
- der Empfindlichkeit der Lebensgemeinschaften gegenüber Beeinträchtigungen
- der Art der Beeinträchtigung
- der Intensität der Beeinträchtigung
- der Distanz zur Quelle der externen Einflüsse
- der Eignung der Landschaft zur Übertragung der externen Einflüsse

Den Zonierungskonzepten der Biosphärenreservate wird in diesem Zusammenhang eine Vorbildfunktion eingeräumt. Die Implementierung von Pufferzonen soll insbesondere auch von den Politikbereichen der Landnutzung mitentwickelt und mitgetragen werden. Neben ihrer direkten Schutzfunktion können Pufferzonen weitere Funktionen im PEEN erfüllen:

- Sie können die ‚effektive' Größe der Kerngebiete für empfindliche Arten erhöhen (durch Reduzierung von ‚*edge-effects*').
- Pufferzonen können helfen, die Form der Kernbereiche zu verbessern (insbesondere wirksam bei langgestreckten Kerngebieten).
- Die Landschaft in Pufferzonen kann als Korridor zwischen Kerngebieten fungieren.

Folgende Empfehlungen werden zu den Pufferzonen ausgeführt:

- Das Erfordernis und die Ausgestaltung von Pufferzonen muss für jedes Kerngebiet und für jeden Korridor anhand der Ansprüche der empfindlichsten Arten, der stärksten beeinträchtigenden Wirkungen und der Eigenschaften der umgebenden Landschaft spezifisch ermittelt werden.
- In Gebieten, die bereits als Pufferzonen fungieren, ist auf die Einführung oder Erweiterung von schädigenden Handlungen (z.B. Nutzungen) zu verzichten.
- Wo es zweckmäßig und durchführbar ist, sollten Pufferzonen verknüpft werden, um die Bedeutung der Kerngebiete zu erhöhen und Korridorfunktionen zu stützen.
- Sicherzustellen ist, dass geeignete Instrumente zur Entwicklung wirkungsvoller Pufferzonen vorhanden sind (z.B. Landnutzungsplanung, Bewirtschaftungsverträge mit Landwirten und Förstern, Lärm- und Lichtschutzmaßnahmen).
- Bei der Integration von Zielen zum Schutz der biologischen und landschaftlichen Vielfalt in andere Politikbereiche sollte der Pufferzonen-Ansatz prioritär beachtet werden.

**Entwicklungsgebiete** (nach CoE 2000)
Entwicklungsgebiete (*Restoration Areas*) gelten in den „*General Guidelines*" noch nicht als ‚Hauptbestandteile' des Netzwerkes; in den nachfolgenden beschreibenden Dokumenten zum PEEN sind sie aber stets gleichbedeutend mit den bereits erläuterten Elementen aufgeführt. Der Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes der bestehenden Ökosysteme, Habitate, Arten und Landschaften von europäischer Bedeutung wird zwar bei der Etablierung des PEEN die höchste Priorität eingeräumt, in bestimmten Fällen wird es aber notwendig sein, suboptimale Bedingungen zu verbessern und das Netzwerk durch die Wiederherstellung von Ökosystemen, Habitaten oder Landschaften auszuweiten. Renaturierungen sollen insbesondere dort erfolgen, wo die ökologischen Funktionen durch Lebensraumfragmentierung erheblich gestört wurden oder das Überleben der Populationen gefährdet ist. Außerdem sind Gebiete mit einem hohen Entwicklungspotenzial bedeutsam, bei denen aktuell abiotische Verhältnisse gestört sind (z.B. Feuchtgebiete).

Der Entwicklungsprozess des PEEN wurde mit dem zweiten Maßnahmenplan 2001-2005 der PEBLDS, verabschiedet vom Rat der PEBLDS (STRA-CO) in Riga am 23.März 2000 und später ersetzt durch ein „*Rolling Work Programme*", weiter voran getrieben. Im „Element IV" werden unter der Überschrift „*Action Theme 1 - Establishing the Pan-European Ecological Network*" die Aktivitäten beschrieben (s. CoE / UNEP 2000). Schwerpunkt war die Fortsetzung der Entwicklung der Methodik zur Identifizierung des PEEN. Es sollen die europäischen Kerngebiete, Korridore, erforderliche Pufferzonen und bedeutende Entwicklungsgebiete ermittelt sowie „*Indicative Maps*" für Zentral- und Osteuropa (CEE) sowie für die „*Newly Independent States*" (NIS) erarbeitet werden.

2002 wurde dann die „*Indicative map of the Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe*" (Abb. 7) und ein entsprechender Bericht (BOUWMA et al. 2002) veröffentlicht.

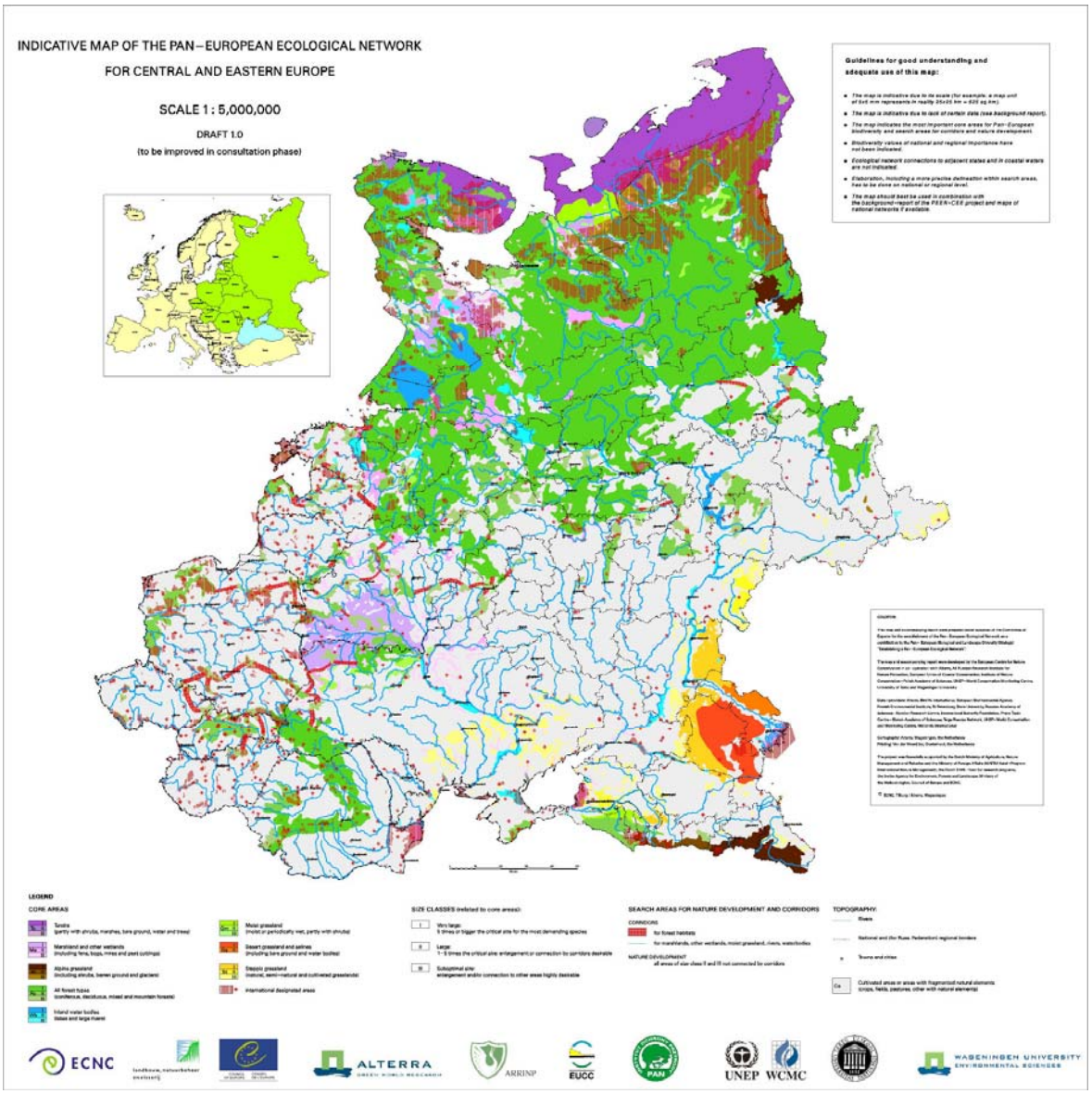



Abb. 7: Indicative map of the PEEN for Central and Eastern Europe (BOUWMA et al. 2002)

Auf der 5. Ministerkonferenz „*An Environment for Europe*" in Kiew (Ukraine) im Mai 2003 verabschiedeten die Umweltminister bzw. Delegationschefs von 51 Ländern eine allgemeine Erklärung zur ihrer Zielstellung ‚*to halt the loss of biodiversity at all levels by 2010*' (s. Kapitel 3.2.9). Für das PEEN enthielt die ‚*Kiev Resolution on Biodiversity*' zwei Etappenziele:

1. Bis 2006 wird das PEEN (Kerngebiete, Entwicklungsgebiete, Korridore und Pufferzonen) in allen Staaten der pan-europäischen Region identifiziert und in kohärenten ‚*indicative European maps*' als ein europäischer Beitrag auf dem Weg zu einem globalen ökologischen Netzwerk dargestellt sein.
2. Bis 2008 sind alle Kerngebiete des PEEN adäquat geschützt, und das PEEN wird eine Leitlinie für alle wichtigen nationalen, regionalen und internationalen Landnutzungs- und Planungspolitiken sowie für die Handlungen relevanter wirtschaftlicher und finanzieller Bereiche bieten.

2003 startete das Planungs- und Kartenprojekt für Südosteuropa (*Indicative map of the Pan-European Ecological Network in South-Eastern Europe*), welches 2006 fertiggestellt wurde (BIRÓ et al. 2006, Abb. 8).

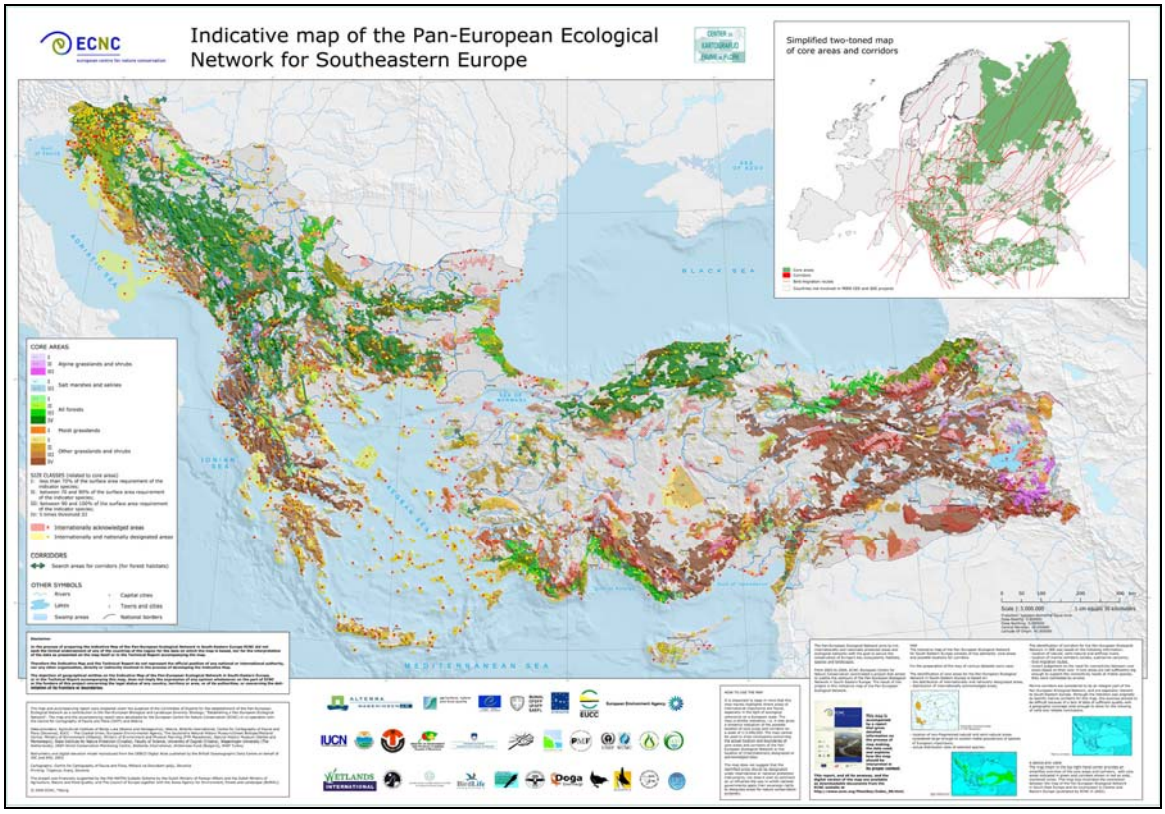



Abb. 8: Indicative map of the PEEN in South-Eastern Europe (BIRÓ et al. 2006)

2005 begann die Arbeit zur „*Indicative map of the Pan-European Ecological Network in Western Europe*". 2006 wurde ein erster Entwurf zur Abstimmung an Institutionen und Fachleute versandt (JONGMAN et al. 2005/ 2006, Abb. 9). In Deutschland sind die großen Waldgebiete (ab 300 km²) als ‚Kerngebiete' und Korridore zwischen diesen in Form von Pfeilen dargestellt. Diese wirken insgesamt plausibel, es fehlen aber die östlichen Waldgebiete und wichtige Verbindungen (z.B. ausgehend vom Bayerischen Wald nach Norden und zwischen Thüringer Wald und Erzgebirge). In Nordostdeutschland exitsieren keine ‚Kerngebiete'; die Korridore verlaufen hier entlang der Flusstäler, Niederungen und Seenketten und sollen offensichtlich größere NATURA 2000-Gebiete ‚verbinden' (Näheres in der Diskussion im Kapitel 7.5.3).

Der Aktivitäten zum Aufbau des PEEN (Stand 2006) werden zusammengefasst wiedergeben im "*Draft report on the assessment of the setting up of the Pan-European Ecological Network*" (CoE / UNEP 2006).

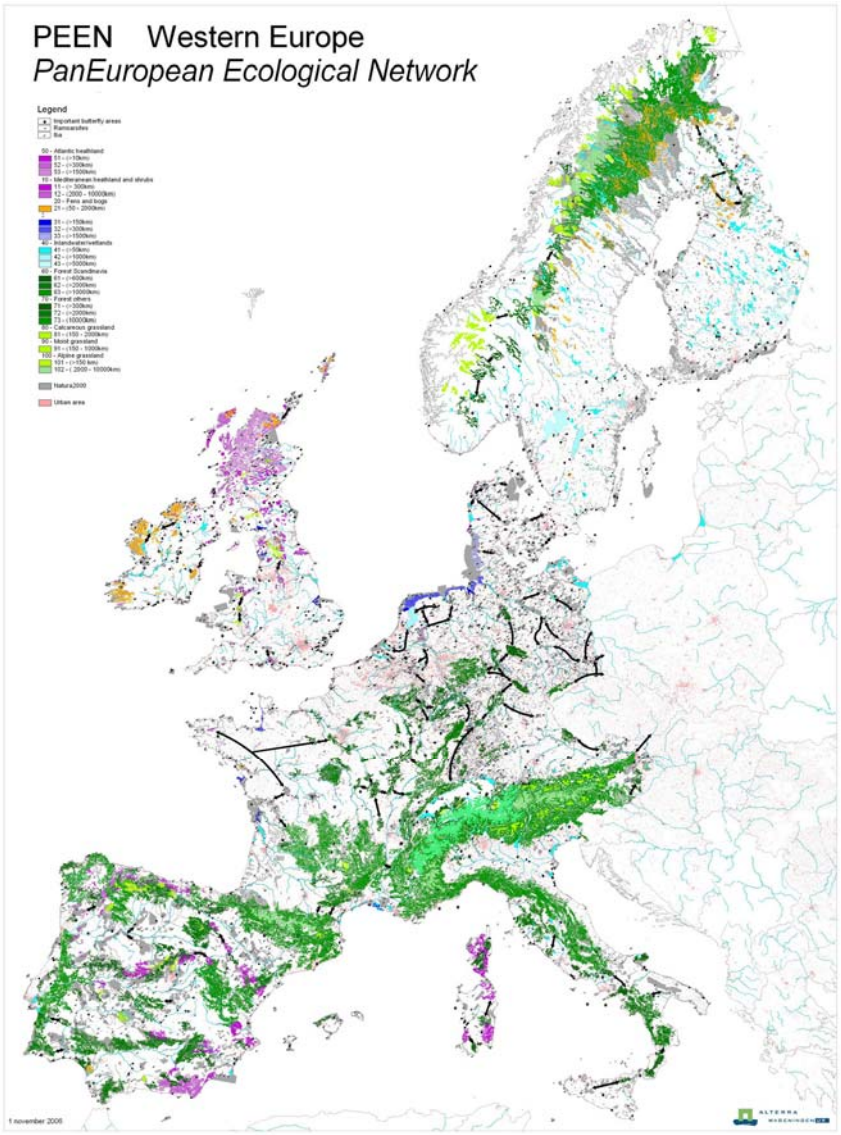



Abb. 9: Indicative map of the PEEN in Western Europe. Entwurf (JONGMAN et al. 2005/ 2006)

### 3.2.9 Halting the loss of biodiversity by 2010 – Das 2010-Ziel

Mit und nach dem Deklarieren des 2010-Zieles im Rahmen der CBD (s. Kapitel 3.1.2) gab es verschiedene abgeleitete globale und europäische politische Willensbekundungen und Pläne:

- vorausgehend, **1998**: In der EU wird eine Gemeinschaftsstrategie zur Erhaltung der Artenvielfalt (*European Community Biodiversity Strategy*) ausgehend von der CBD aufgestellt (COM 1998), die die Erarbeitung von Aktionsplänen vorbereitet.
- **2001**: Im Rat von Göteborg billigten die europäischen Staats- und Regierungschefs eine Strategie für die nachhaltige Entwicklung. Ein wichtiger Inhalt ist das Bekenntnis zum Ziel, bis 2010 den Verlust an biologischer Vielfalt zu stoppen.
- **2001**: In der EU werden „*Biodiversity Action Plans in the areas of Conservation of Natural Resources, Agriculture, Fisheries, and Development and Economic Cooperation*" aufgestellt. Die Ziele des „*Biodiversity Action Plan for the Conservation of Natural Resources*" beziehen sich im Wesentlichen auf die Etablierung des Schutzgebietssystems NATURA 2000 bzw. des EMERALD-Gebietssystems. Die EU unterstreicht jedoch das Erfordernis einer zu verstärkenden Konnektivität der NATURA 2000-Gebiete. Das PEEN wird nicht erwähnt (s. COM 2001).

- **2002**: Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung (*UN World Summit on Sustainable Development*) in Johannesburg verpflichteten sich die Staats- und Regierungschefs bis 2010 den Verlust an biologischer Vielfalt zu stoppen. Sie sprachen sich außerdem dafür aus, den Aufbau von ökologische Netzwerken in allen Regionen der Welt zu fördern, wodurch die Intention eines globalen ökologischen Netzwerkes verstärkt wurde.
- **2003**: Auf der 5. Ministerkonferenz „*An Environment for Europe*" in Kiew (Ukraine) verabschiedeten die Umweltminister bzw. Delegationschefs von 51 Ländern der UNECE eine allgemeine Erklärung zur ihrer Zielstellung ‚to halt the loss of biodiversity at all levels by 2010' mit Teilzielen zum Schutz der Wälder, zu Regionen mit für den Naturschutz bedeutenden Agrarökosystemen und zum Aufbau des PEEN (s. Kapitel 3.2.8).
- **2004**: Auf der „Malahide-Konferenz" (*Message from Malahide - Halting the decline of biodiversity*) in Irland wurden Schritte zur Umsetzung der „*Biodiversity Action Plans in the areas of Conservation of Natural Resources, Agriculture, Fisheries, and Development and Economic Cooperation*" von 2001 mit einer großen Zahl von Teilnehmern vereinbart. Es wurde u.a. ein erster Satz von Indikatoren zur Überprüfung des 2010-Zieles beschlossen (z.B. „*Connectivity/Fragmentation of ecosystems*").
- **2004**: Die IUCN startete mit Unterstützung mehrerer NGOs aufgrund des mangelnden konkreten Engagements zum Erreichen des 2010-Zieles die Initiative „Countdown 2010", um Druck auf die politischen Entscheidungsträger dahingehend auszuüben, das öffentliche Bewusstsein für den Verlust der biologischen Vielfalt stärker zu wecken und die Vernetzung von Aktiven zu fördern (s. IUCN 2007b).
- **2004**: Auf der 7. Vertragsstaatenkonferenz der CBD (Kuala Lumpur, Februar 2004) wurde ein Arbeitsprogramm zur Einrichtung eines weltweiten Netzes von Schutzgebieten beschlossen, welches von zentraler Bedeutung zur Erreichung des 2010-Zieles ist. Zusammen mit neu einzurichtenden Schutzgebieten, Korridoren und Trittsteinen soll es ein umfassendes, ökologisch repräsentatives und gemanagtes Netz ergeben (s. Kapitel 3.1.2).
- **2006**: Die EU Kommission stellt in Brüssel einen neuen Aktionsplan zur Erhaltung der biologischen Vielfalt vor („*Halting the loss of biodiversity by 2010 – and beyond*", s. COM 2006). Die erneute Initiative zielt im Wesentlichen darauf ab, Zuständigkeiten innerhalb der bereits bestehenden Gesetzgebung zu klären, enthält aber auch zehn prioritäre Ziele und einen detaillierten Aktionsplan mit mehr als 150 konkreten und messbaren Maßnahmenpunkten, die gemeinsam von den Mitgliedsstaaten und der EU realisiert werden sollen (*Annex 1 - EU Action Plan to 2010 and beyond*).

Die meisten Maßnahmen des EU-Aktionsplanes von 2006, die bezüglich der Gebietssysteme aufgeführt werden, beziehen sich wiederum auf die zu verbessernde Umsetzung der FFH-Richtlinie (v.a. Repräsentativität, Management). Mehrfach wird aber die Kohärenz bzw. Konnektivität zwischen den NATURA 2000-Gebieten erwähnt, die erhalten und wesentlich gestärkt werden soll. Im Anhang des EU-Aktionsplanes werden die bei der „Malahide-Konferenz" beschlossenen Indikatoren aufgegriffen und konkretisiert. Der Indikator „*Connectivity/Fragmentation of ecosystems*" wird allerdings ‚nur' auf Waldgebiete (Datenbasis CORINE Land Cover) bezogen. ‚Ökologische Netzwerke' im Sinne des PEEN oder nationaler Verbundplanungen werden aber wiederum nicht konkret genannt, obwohl die Sicherung des Verbundes durch die Raumplanung deutlicher angesprochen wird. Beispiele für Ziele und Maßnahmen sind (auf Übersetzung wird hier verzichtet):

TARGET 1.2:
"*Sufficiency, coherence, connectivity and resilience of the protected areas network in the EU substantially enhanced by 2010 and further enhanced by 2013*"

ACTION 1.2.3: „*Assess [by 2008] and substantially strengthen [by 2010] coherence, connectivity and resilience of the protected areas network (Natura 2000 and non-Natura protected areas) by applying, as appropriate, tools which may include flyways, buffer zones, corridors and stepping stones (including as appropriate to neighbouring and other third countries), as well as actions in support of biodiversity in the wider environment*."

TARGET 4.3:
„*Ecological coherence and functioning strengthened through spatial planning from 2006 onwards*."
ACTION 4.3.1: „*Develop and implement spatial and programmatic plans that support the coherence of the Natura 2000 network (in line with the requirements of the nature directives to ensure such coherence) and maintain and/or restore the ecological quality of wider landscape [2006 onwards]*"

### 3.2.10 Ausgewählte weitere Initiativen und Projekte

**European Green Belt – Das Europäische Grüne Band**

An der ehemaligen Grenze zwischen Ost und West, dem ‚Eisernen Vorhang', haben sich aufgrund fehlender Landnutzung und durch die relative Störungsarmut zahlreiche wertvolle Lebensräume mit einer bemerkenswerten Artenausstattung erhalten bzw. entwickeln können. Eine Initiative mit dem Namen „*European Green Belt*", die aufbauend auf Vorgängerinitiativen in Fennoskandien und auf dem Balkan durch das Bundesamt für Naturschutz Deutschland auf einer internationalen Konferenz ins Leben gerufen wurde, will den Bekanntheitsgrad des Europäischen Grünen Bandes als Voraussetzung für dessen Wertschätzung und den Schutz steigern, konkrete Schutz- und Entwicklungsprojekte initiieren, eine umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit und Regionalentwicklung fördern und die grenzübergreifende Zusammenarbeit verbessern. Mittlerweile wird die Initiative von der IUCN koordiniert, wobei Deutschland fachlich und finanziell maßgeblich unterstützend wirkt (z.B. Kartierungen).




Abb. 10: European Green Belt
(IUCN 2007a)

Grundlage für die Aktivitäten zum Europäischen Grünen Band ist ein 2004 und 2005 entwickeltes Arbeitsprogramm (PoW - Programm of Work, IUCN 2005), das ausgehend von einer regelmäßig tagenden Arbeitsgruppe umgesetzt wird (Ziel 1: „*The establishment of the European Green Belt as a functional ecological network*"). Auf dem Balkan wurde ein vom Bundesamt für Naturschutz unterstütztes Verbändeförderprojekt mit der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR) unter dem Titel „Grünes Band Balkan als ökologischer Korridor für Bär, Wolf und Luchs" durchgeführt (nach BFN 2007c). Über das Europäische Grüne Band informieren näher TERRY et al. (2006) sowie die IUCN (2007a) auf ihrer Webseite.

Für die Erhaltung des Grünen Bandes in **Deutschland** mit 1393 km Länge und einer Fläche von ca. 177 km² setzten sich kurz nach der Wende zunächst insbesondere die Naturschutzverbände ein, denn es bestand die Gefahr, dass der Grenzstreifen den umliegenden Landnutzungen ‚angepasst' werden sollte. Eine spätere, vom Bundesamt für Naturschutz geförderte Kartierung des

Grünen Bandes brachte hervor, dass rund 11 % durch intensive Landnutzung und 2,4 % durch Verkehrstrassen und Bebauung gestört sind. Die bisher erhalten gebliebenen etwa 85 % bilden in vielen intensiv genutzten Gebieten die einzige größere verbindende Struktur. Zudem ist das Grüne Band mit weiteren wertvollen Landschaftsräumen quervernetzt. In der o.g. Kartierung wurden 21 bundesweit bedeutende Schwerpunkt- und Entwicklungsgebiete ermittelt (s. SCHLUMPRECHT et al. 2006), in denen das Bundesamt für Naturschutz heute bereits mehrere Naturschutzgroßprojekte durchführt (z.B. Schaalseelandschaft, Lenzener Elbaue, Drömling, Eichsfeld-Werratal). Das Bundesamt für Naturschutz fördert auch das Naturerleben im Grünen Band z.B. mit einem Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben „Erlebnis Grünes Band“ oder steigerte den Bekanntheitsgrad des Grünen Bandes mit der Radwanderung NATURATHLON 2005 (nach BFN 2007c).



Abb. 11: Das Grüne Band in der Agrarlandschaft Deutschlands
(Foto: K. Leidorf, Archiv Projektbüro Grünes Band, aus SCHLUMPRECHT et al. 2006)

**Life ECOnet**

Das Life ECOnet-Demonstrationsprojekt (1999-2003) wurde durch das EU-Life-Umwelt-Programm gefördert. In Gemeinschaftsinitiativen von lokalen Experten, der privaten Wirtschaft und Forschungseinrichtungen wurde untersucht, wie ökologische Verbundsysteme geplant und in Landnutzungsplanung und Landnutzungsmanagement intergriert werden können. Modellregionen gab es in Großbritannien (Cheshire, s. Abb. 12) und in Italien (Emilia-Romagna, Abruzzen). Niederländische Experten berieten das Projekt. Von den Initiatoren wird die Cheshire-Initiative als einziges Vorhaben zum Aufbau eines ‚Ökologischen Netzwerkes‘ in England bezeichnet (Näheres s. CHESHIRE COUNTY COUNCIL 2006).

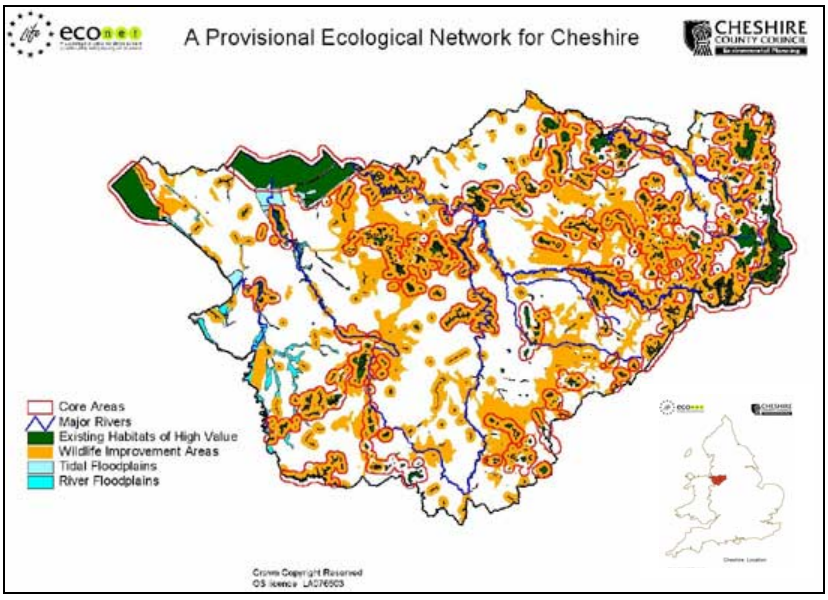



Abb. 12: Entwurf eines ‚Ökologischen Netzwerkes‘ für Cheshire/ England
(Quelle: CHESHIRE COUNTY COUNCIL 2006)

**TEN - Transnational Ecological Network**

In diesem Interreg-Vorhaben wurde in den Jahren 1998-2000 eine GIS-gestützte Verbundplanung für die Nordseeanrainerstaaten bestehend aus der Bundesrepublik Deutschland (Bremen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein), Dänemark (Sønderjyllands Amt), den Niederlanden (Provinzen Fryslân, Drenthe, Groningen und Overijssel) und England (Norfolk und Suffolk) erarbeitet. Der Fokus lag auf der Vernetzung von Feuchtgebietsökosystemen (Hauptzielart: Fischotter), wobei gezielt bestehende Feuchtgebietsverbindungen durch Entwicklungsgebiete ergänzt wurden (s. Abb. 13). In der Projektphase III bis 2005 wurden regionale Umsetzungsprojekte zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Qualität von Fließgewässer- bzw. Feuchtgebietskorridoren durchgeführt. In Deutschland war dies z.B. ein Projekt im ‚Brualer Schloot' im deutsch-holländischen Grenzgebiet (Näheres zum TEN s. TEN 2005).

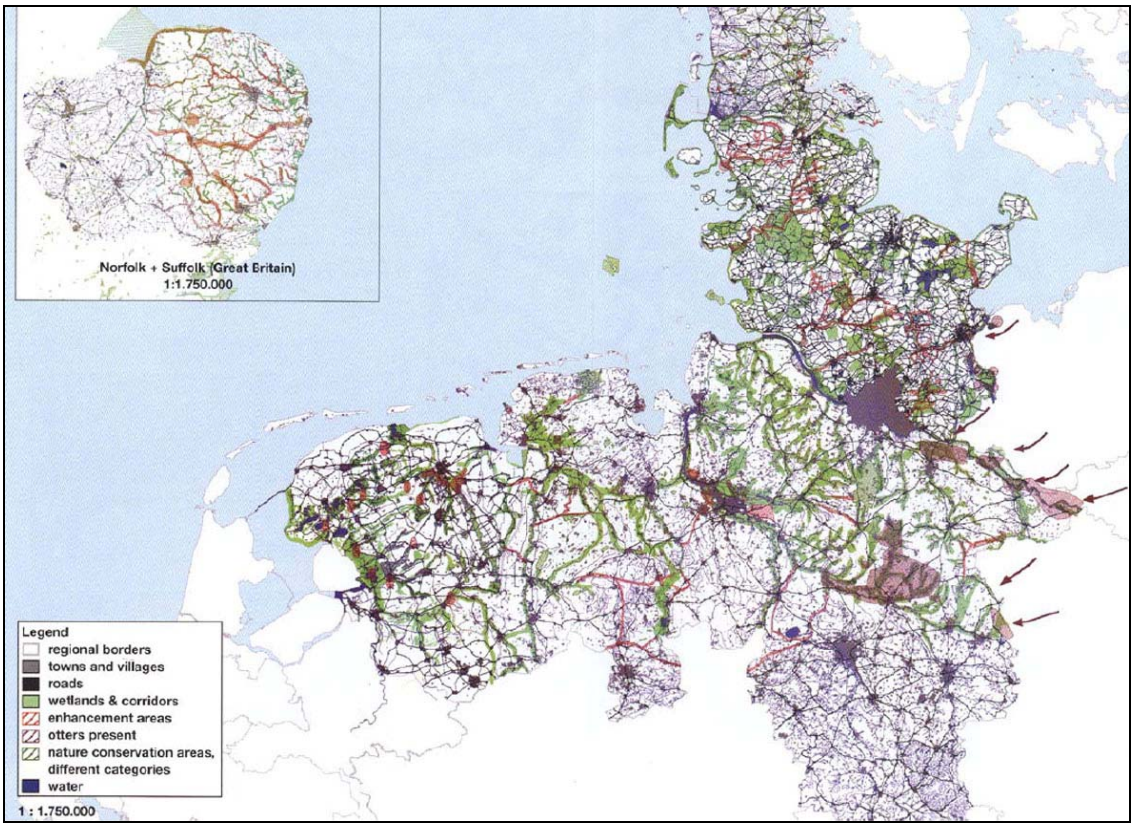



Abb. 13: Transnationales Feuchtgebietsnetzwerk der Nordseeanrainer (TEN)
(Quelle: TEN 2005)

**COST-Aktion 341 - Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure**

COST steht für *European COoperation in the Field of Scientific and Technical Research* und ist ein Rahmen für die europäische Zusammenarbeit in Wissenschaft und Technik, durch den nationale Forschungsarbeiten koordiniert werden. Ziel ist es, nationale Forschungsprojekte in konzertierten Aktionen zu unterschiedlichen Themen zu bündeln und dadurch europaweit vorhandene Kapazitäten von Wissen, technischer Ausstattung und finanziellen Ressourcen effektiv zu nutzen und dauerhafte Netzwerke zu schaffen.

Die Aktion COST 341 „*Habitat fragmentation due to Transportation Infrastructure*" wurde 1998 durch die IENE (*Infra Eco Network Europe*), einer Expertenvereinigung, ins Leben gerufen und vereinte Institutionen aus 16 europäischen Staaten (Deutschland war nicht darunter). Die Ziele von COST 341 bestanden darin,

- den aktuellen Stand des Wissens im Themenbereich der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsinfrastrukturen in einem Bericht zusammenzufassen,
- eine diesbezügliche Datenbank zu schaffen und schließlich
- ein europäisches Handbuch mit Vorschlägen und mit erprobten technischen Lösungen zur Minimierung von Beeinträchtigungen und zur Wiederherstellung von ökologischen Wechselbeziehungen in Bezug auf Verkehrsinfrastrukturen zu erarbeiten (IUELL et al. 2003).



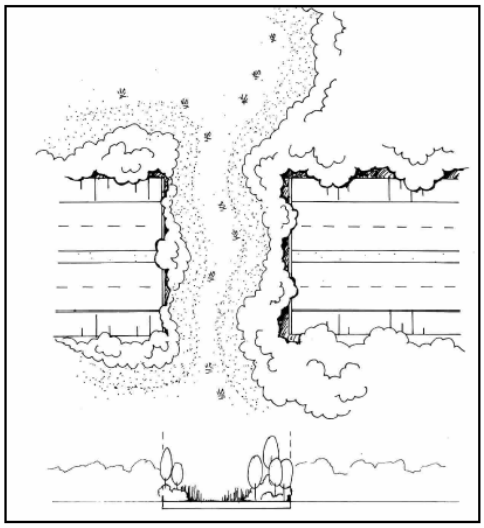



Figure 7.13 - Different habitat types, used by different groups of species, are connected to the overpass from both sides (after Oord 1995).

Abb. 14: COST 341-Handbuch - Cover und Auszug (IUELL et al. 2003)

### 3.2.11 Exkurs: ‚Ecological Networks' - Beispiele von Plankarten

Im Rahmen der Arbeit ist es nicht möglich, die nationalen Planungen von ‚Ökologischen Netzwerken' in Europa oder sogar weltweit inhaltlich zu betrachten. Selbst Zusammenfassungen, die mit institutioneller Unterstützung erarbeitet wurden, müssen aufgrund der Fülle an Planwerken meist unvollständig bleiben. Oft sind die Plankarten noch verfügbar, aber Beschreibungen der Planungsmethoden und -abläufe sind schwer bzw. aufwändig zu recherchieren. Als dennoch gute Übersichten, die teilweise auch Beschreibungen der Planungen beinhalten, sind z.B. zu nennen JONGMAN & KRISTIANSEN (2000), BENNETT & WIT (2001), JONGMAN & PUNGETTI 2004, JONGMAN et al. 2004, BENNETT & MULONGOY (2006) oder FUCHS et al. (2007a) für die Nachbarstaaten Deutschlands sowie Internet-basierte Zusammenstellungen der IUCN (2007c) und des SEENET-Programms (SEENET 2007).

Eine beispielhafte Zusammenstellung verfügbarer Plankarten kann dennoch einen guten Eindruck davon vermitteln, zu welchen Ergebnissen kleinmaßstäbliche Netzwerkplanungen heute gelangen. Obwohl aufgrund der Maßstäblichkeit nicht alle Legenden lesbar sind (Quellenangaben enthalten aber die URL´s), werden die Hauptbestandteile der Netzwerke sowie ihre Anordnung und Ausdehnung im Verhältnis zueinander meist deutlich, womit auch einfache Rückschlüsse auf die Planungsansätze (z.B. Bedeutung von Korridoren) möglich sind. Zusätzlich zu den in den vorstehenden Kapiteln bereits gezeigten Karten wird nachfolgend die Bandbreite der europäischen Netzwerkplanungen vorgestellt und z.T. kurz kommentiert. Es handelt sich ausschließlich um (meist nationale) Planungen zu ‚Ökologischen Netzwerken' im Sinne des PEEN, nicht aber um ‚Netze' von Schutzgebieten wie NATURA 2000 oder EMERALD (vgl. Abb. 30).

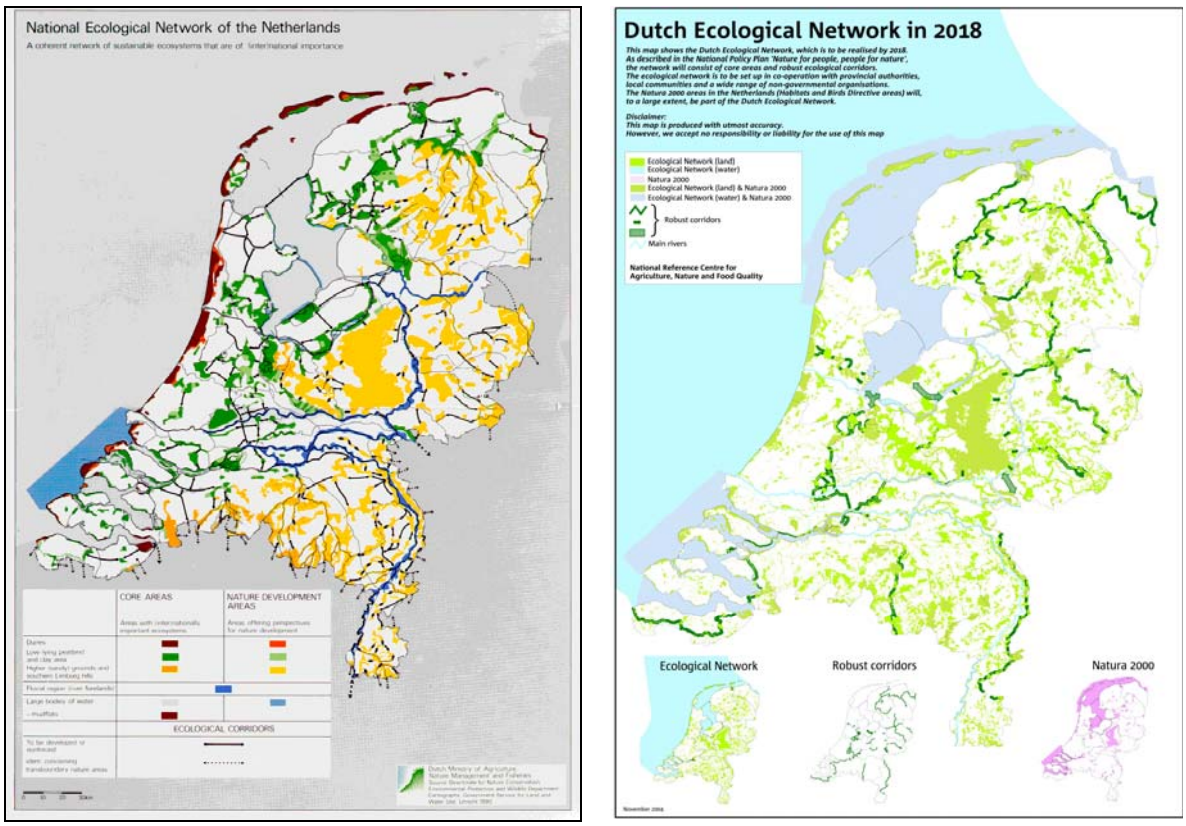



Abb. 15: Nationales ökologisches Netzwerk der Niederlande

Das niederländische Netzwerk beinhaltet eine ökologische Gliederung sowie den Ansatz der ‚*robuust corridors*', die als breite Hauptachsen der Entwicklung des Netzes festgelegt wurden. Das Netzwerk ist eines der ersten, für das eine konkretes Umsetzungsprogramm läuft (bis 2018 Einsatz von 410 Millionen Euro v.a. für ‚Entschneidungsmaßnahmen' im Verkehrsnetz, Näheres s. bei BÖTTCHER 2007)
(Quelle Abbildung: HOOTSMANS & KAMPF 2004)

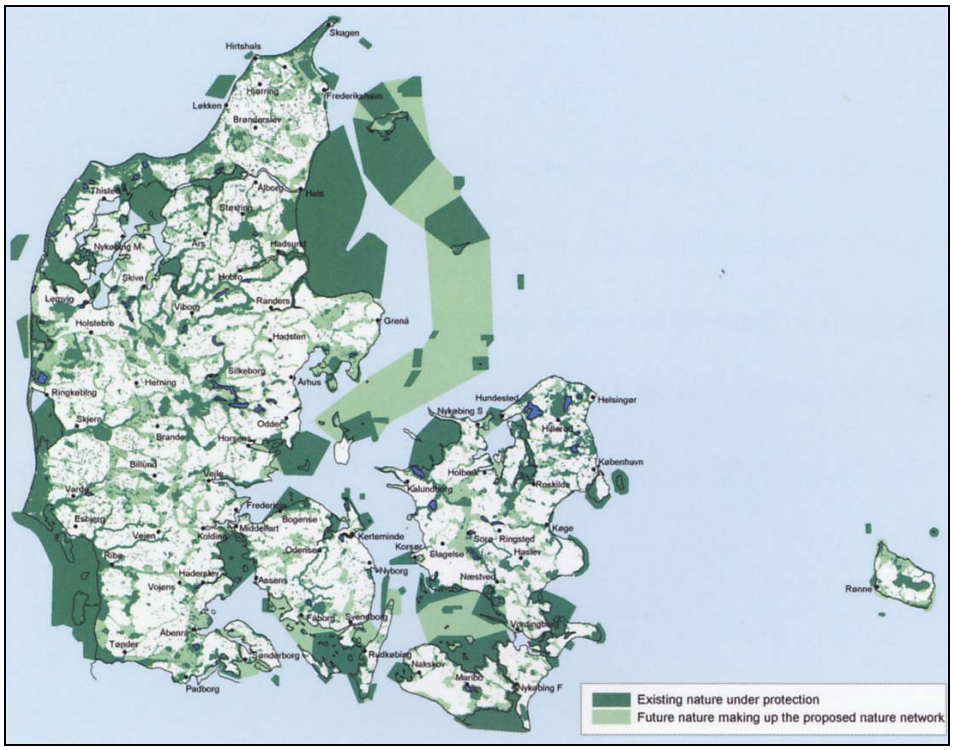



Abb. 16: Dänemark – Ökologisches Netzwerk

Der Netzwerkplan wurde nicht von Behörden, sondern von der *Danish Society for Nature Conservation* (DN) aufgestellt. Er enthält Schutzgebiete und Naturentwicklungsgebiete zur Untersützung des Netzwerks (Quelle Abbildung: NATUURMONUMENTEN 2006).

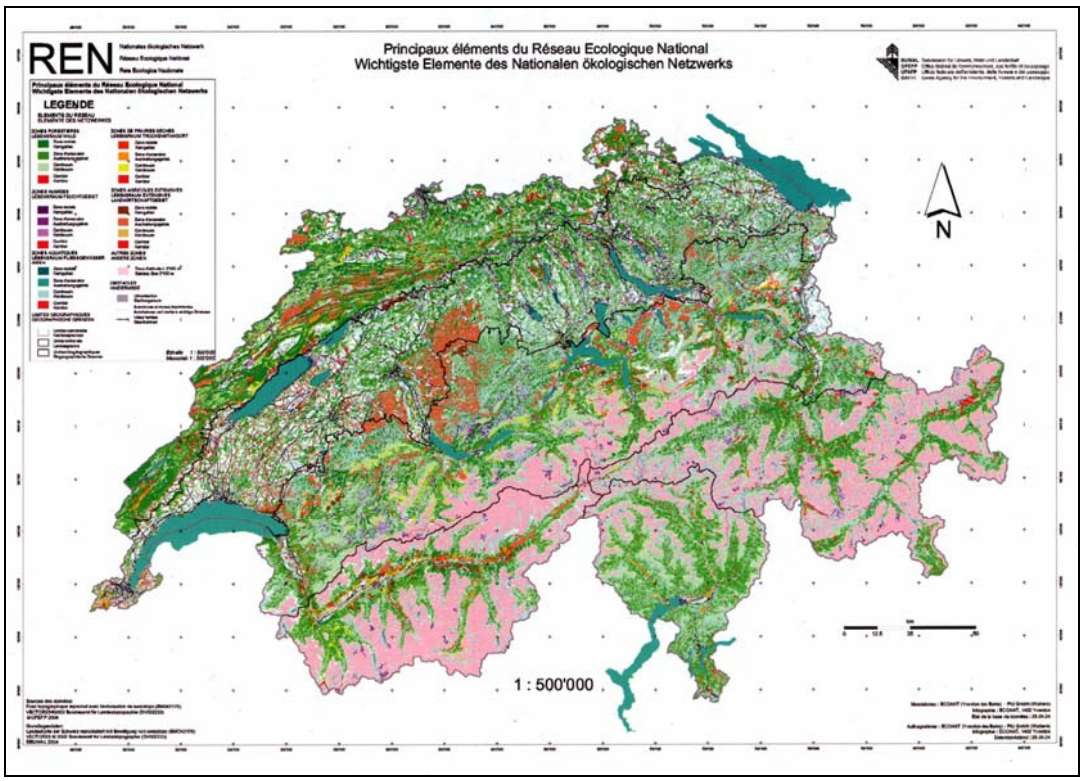



Abb. 17: Schweiz - Nationales ökologisches Netzwerk (REN) - wichtigste Elemente

Das REN erfasst nahezu die gesamte Landesfläche und besitzt einen lebensraumbezogenen Ansatz (Differenzierung in Wald, Feuchtgebiete, Fließgewässer, Trockenstandorte, extensive Landwirtschaftsgebiete, Alpenhochlagen). Jedes Lebensraumsystem wird zu einem großflächigen „Kontiuum" zusammengefasst, die aus Puffern um die „Kernflächen" und „Ausbreitungsflächen" gebildet werden. Zusätzlich sind für alle Lebensraumsysteme spezifische Korridore geplant.
(Quelle Abbildung: BERTHOUD et al. 2004)

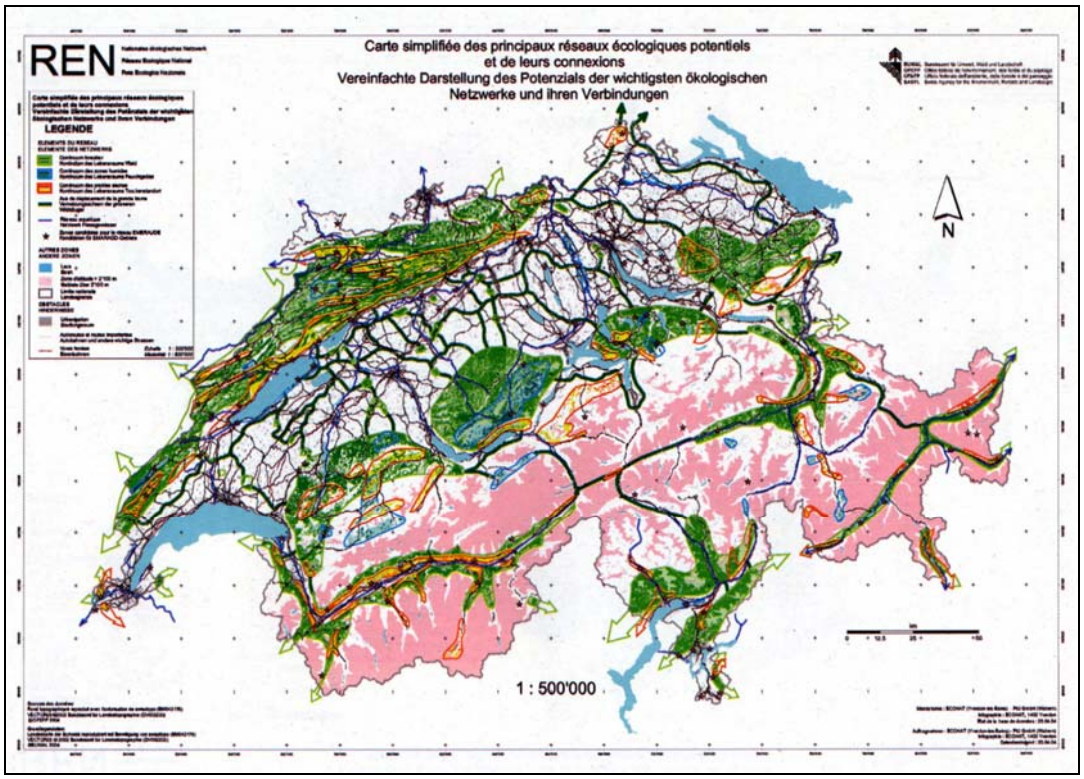



Abb. 18: Schweiz - Nationales ökologisches Netzwerk (REN) - vereinfachte Darstellung

In diese Darstellung sind die wichtigsten ‚Wildtierkorridore' integriert (vgl. Abb. 28).
(Quelle Abbildung: BERTHOUD et al. 2004)

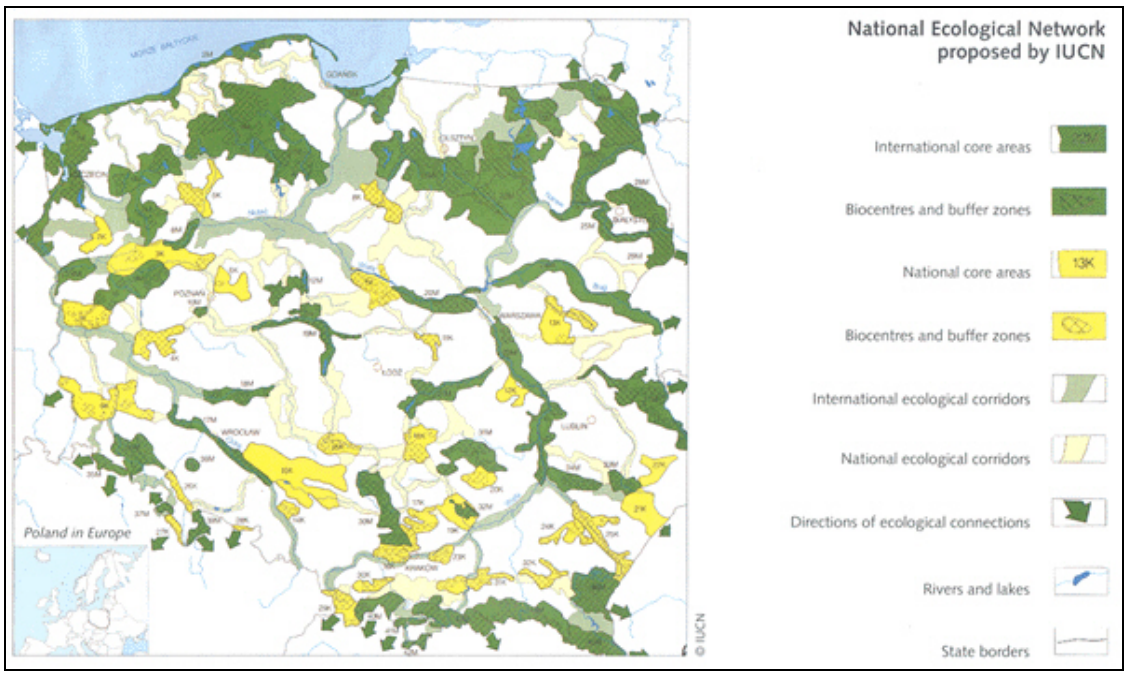



Abb. 19: Nationales Netzwerk Polens – erste Übersicht, erarbeitet mit der IUCN

Das mit Unterstützung der IUCN erarbeitete Netzwerk stellte eine erste Übersicht dar, in der zwischen international und national bedeutsamen Kerngebieten und Korridoren unterschieden wird. Außerdem sind die „Biozentren" Polens (wertvolle Gebiete) und ihre Pufferzonen integriert. Das Netzwerk wurde inzwischen weiterentwickelt bzw. ergänzt (s. Abb. 29).
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

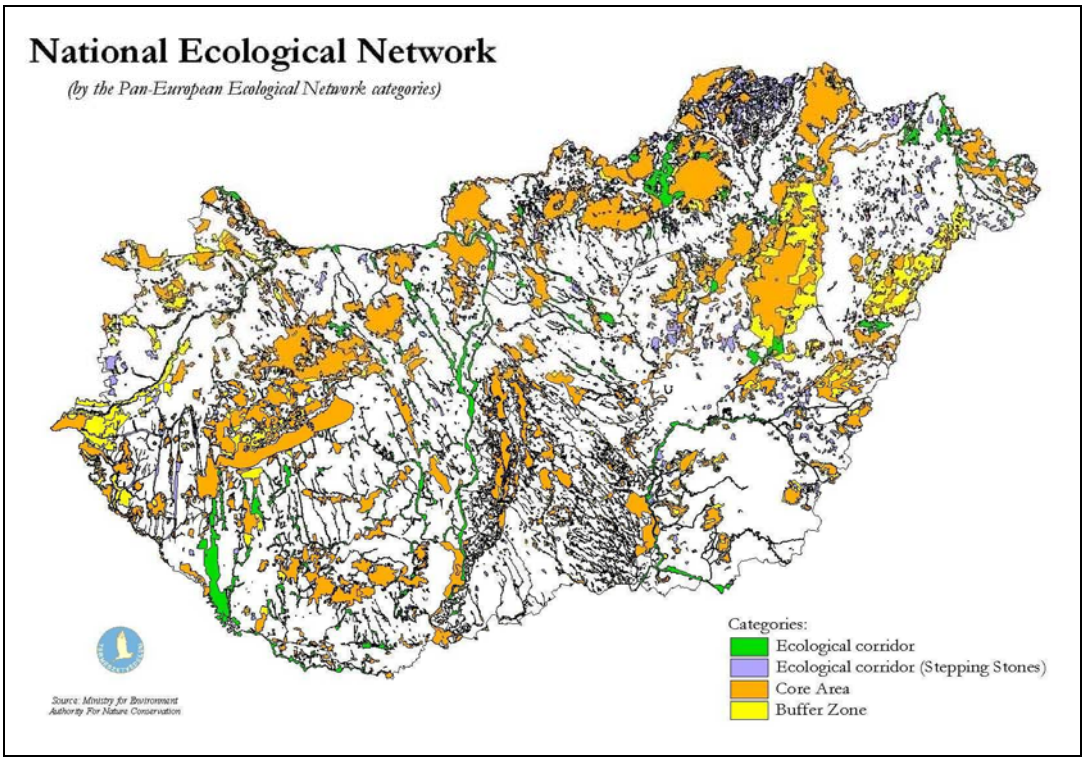



Abb. 20: Nationales ökologisches Netzwerk Ungarns

Das Netzwerk besteht aus verhältnismäßig großen Kerngebieten, die mit Pufferzonen kombiniert sind, aber nicht schematisch um die Kerngebiete gelegt wurden. Sie haben meist räumlichen Kontakt zu den Kerngebieten und ergänzen die Flächenkomplexe der Kerngebiete. Korridore können bandartig (Auen) oder flächenhaft sein.
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

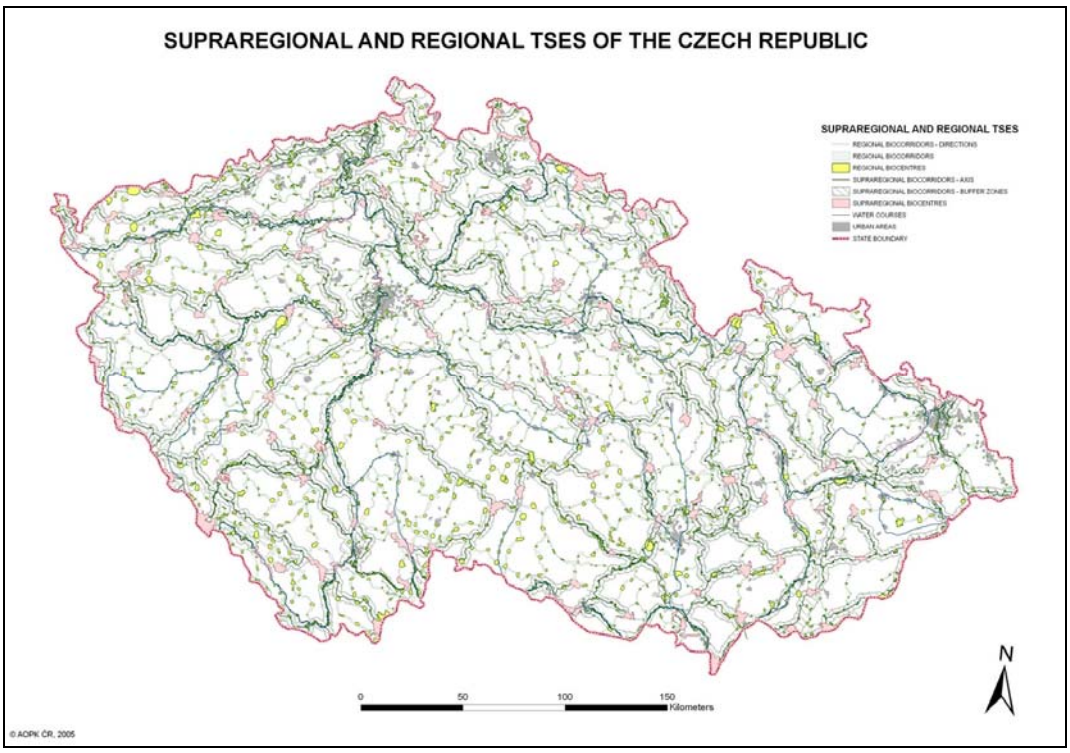



Abb. 21: System der Tschechische Republik

In Tschechien wurde ein hierarchisch gegliedertes „Raumsystem der ökologischen Stabilität“ aufgestellt (Územní systém ekologické stability - ÚSES, Territorial systems of ecological stability - TSES). Überregionale bzw. regionale „Biozentren“ werden durch überregionale bzw. regionale „Biokorridore“ in einem dichten Netz vollständig verknüpft. Überregionale „Biokorridore“ besitzen sehr breite Pufferzonen. (Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

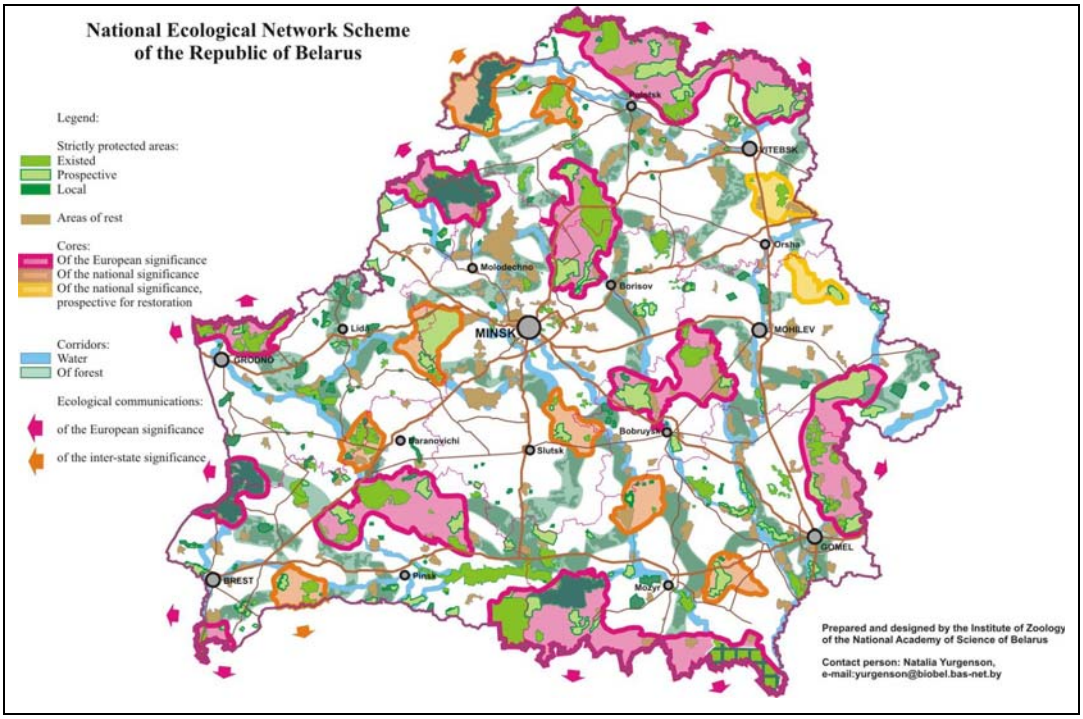



Abb. 22: Nationales ökologisches Netzwerk Weißrusslands

Im Netzwerk sind großflächige Kerngebiete ausgewiesen, die insbesondere die großen bestehenden und geplanten Schutzgebiete enthalten. Die Kerngebiete können eine europäische oder nationale Bedeutung aufweisen. Im Osten des Landes sollen zwei nationale Kerngebiete neu entwickelt werden. Es sind zwei ökologische Typen von Korridoren (Wasser, Wälder) dargestellt, die die Kerngebiete Weißrusslands großräumig verbinden.
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

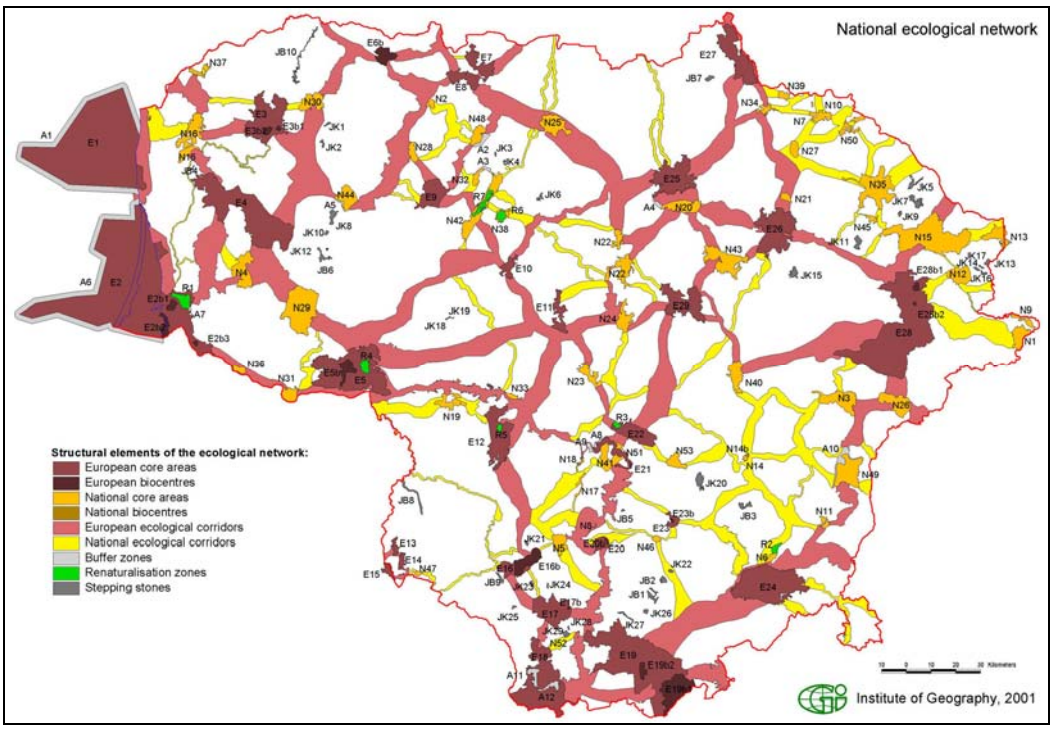



Abb. 23: Litauen – Nationales ökologisches Netzwerk

Das Netzwerk ist durch relativ breite Korridore europäischer und nationaler Bedeutung gekennzeichnet, die europäische bzw. nationale Kerngebiete verbinden. Dargestellt sind auch die europäisch und national bedeutsamen „Biozentren" Litauens. Pufferzonen, Trittsteine und Entwicklungsgebiete sind verhältnismäßig kleinflächig ausgewiesen.
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

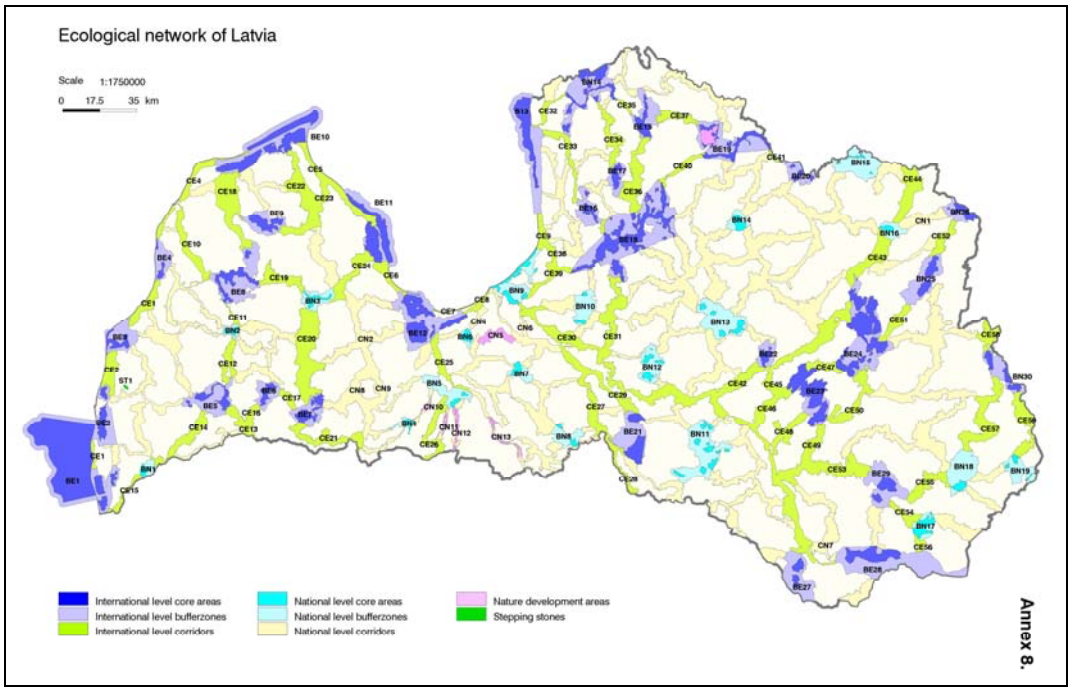



Abb. 24: Lettland – Ökologisches Netzwerk

Die Struktur des Netzwerks Lettlands ähnelt der des Systems in Litauen. Die Pufferzonen sind aber wesentlich ausgedehnter und verbinden benachbarte Teilflächen zu international bzw. national bedeutsamen Kerngebieten.
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

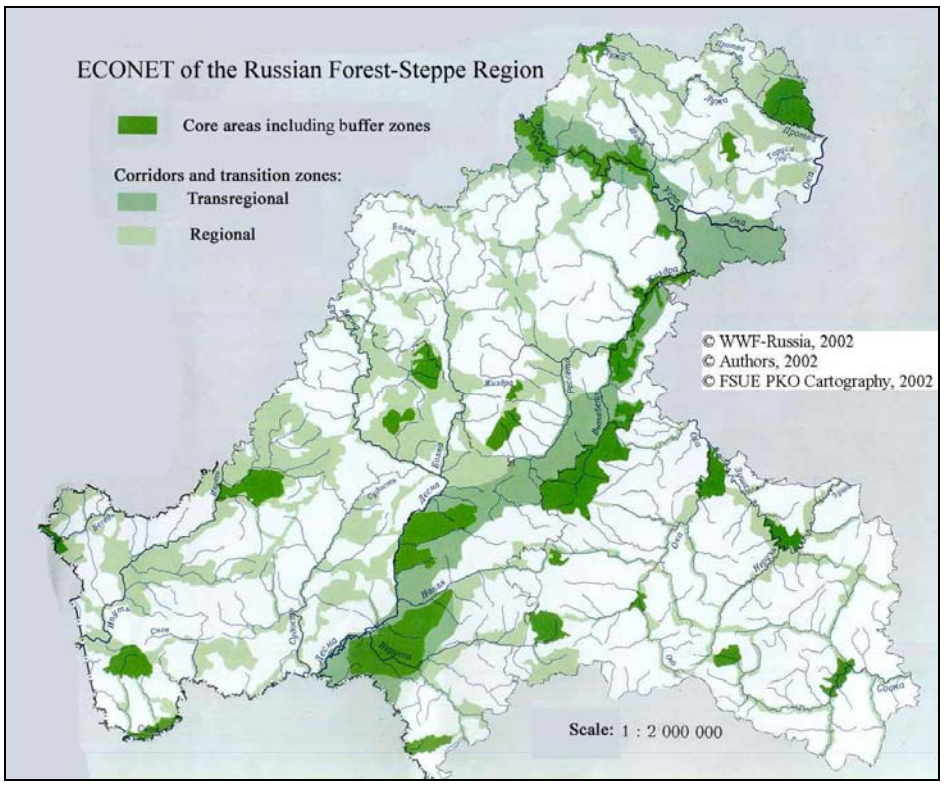



Abb. 25: Ökologisches Netzwerk der russischen Waldsteppenregion

Das Gebiet (Bryansk-, Kaluga- und Orel-Oblast) erstreckt sich zwischen Moskau und der Ukraine. Das Konzept weist sehr großflächige Kerngebiete und Korridore mit zwei ‚transregionalen' Hauptverbindungen aus. (Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

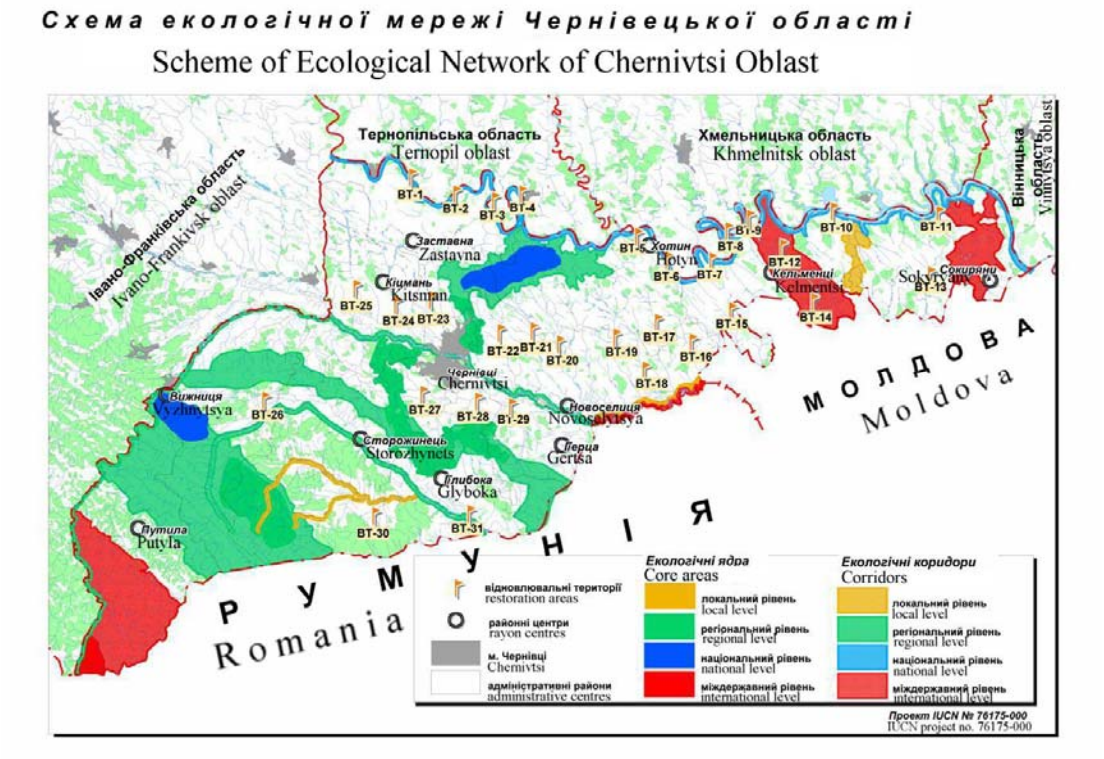



Abb. 26: Ökologisches Netzwerk des Chernivtsi-Oblast (Ost-Ukraine)

Das Netzwerk (Aufstellung unterstützt von der IUCN) für das an der Grenze zu Rumänien und Moldawien gelegene Gebiet weist einige wenige große Kerngebiete mit internationaler, nationaler, regionaler bzw. lokaler Bedeutung aus, die durch sehr großflächige Korridore entsprechender Hierarchieebene verbunden sind.
(Quelle Abbildung: IUCN 2007c)

Eine besondere Rolle spielen Netzwerke, die in Bezug auf größere Säugetiere geplant werden (Abb. 27 - Abb. 29). Sie existieren in mehreren Ländern (z.B. Schweiz, Österreich, Polen, Deutschland) z.T. neben den Planungen der ‚Ökologischen Netzwerke', die auf die gesamte gefährdete Biodiversität fokussieren, aber die Ansprüche größerer Säugetiere oft nicht integrieren können. Die ‚Wildwegepläne' oder ‚Wildtierkorridor'-Konzepte sind meist verknüpft mit ‚Entschneidungs-' oder Durchlässigkeitskonzepten zur Sanierung des bestehenden Verkehrsnetzes. Die deutschen Konzepte dieses Typs werden in Kapitel 3.3.3 und 3.3.4 aufgeführt.

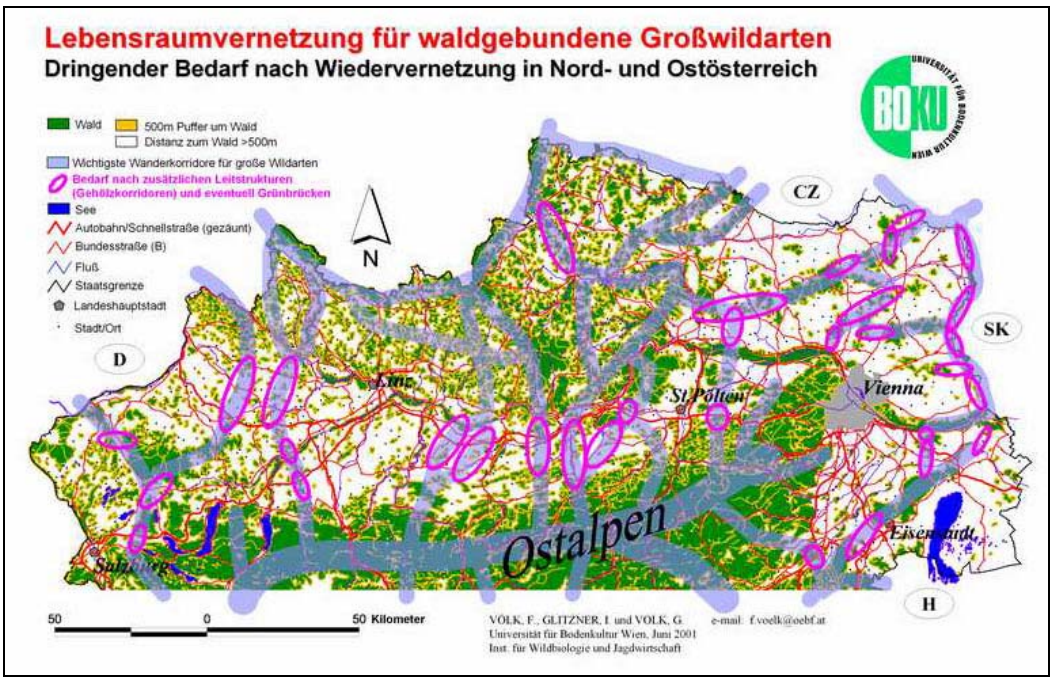



Abb. 27: Wildökologische Korridore Österreichs

(Quelle Abbildung: VÖLK et al. 2001)

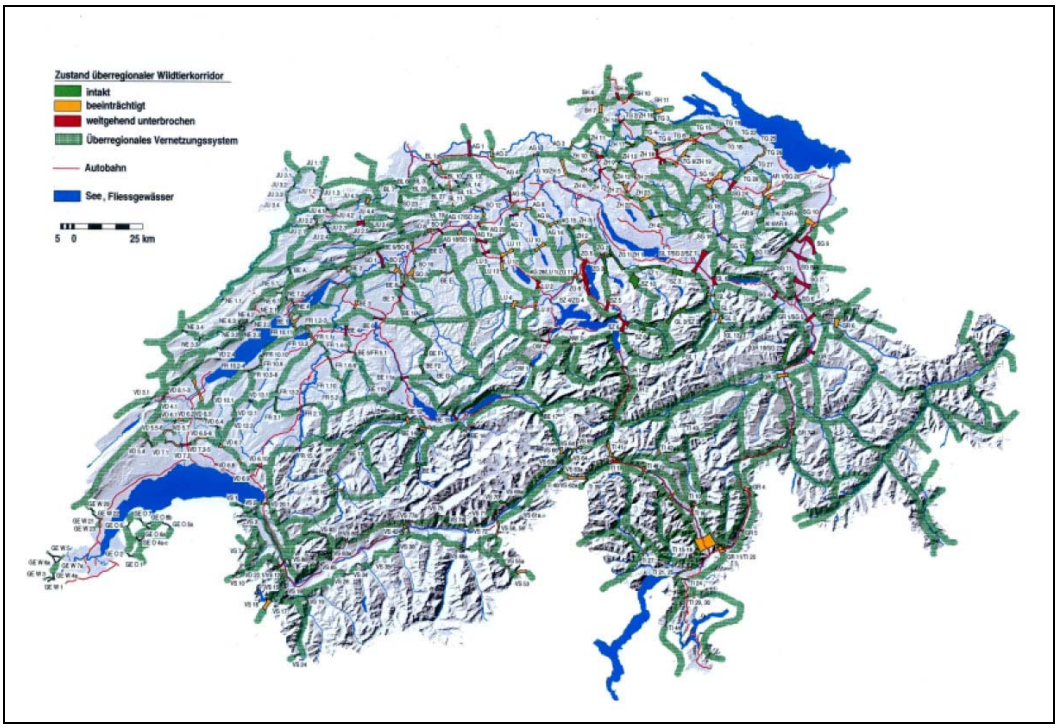



Abb. 28 Wildtierkorridore der Schweiz

(Quelle Abbildung: HOLZGANG et al. 2001)

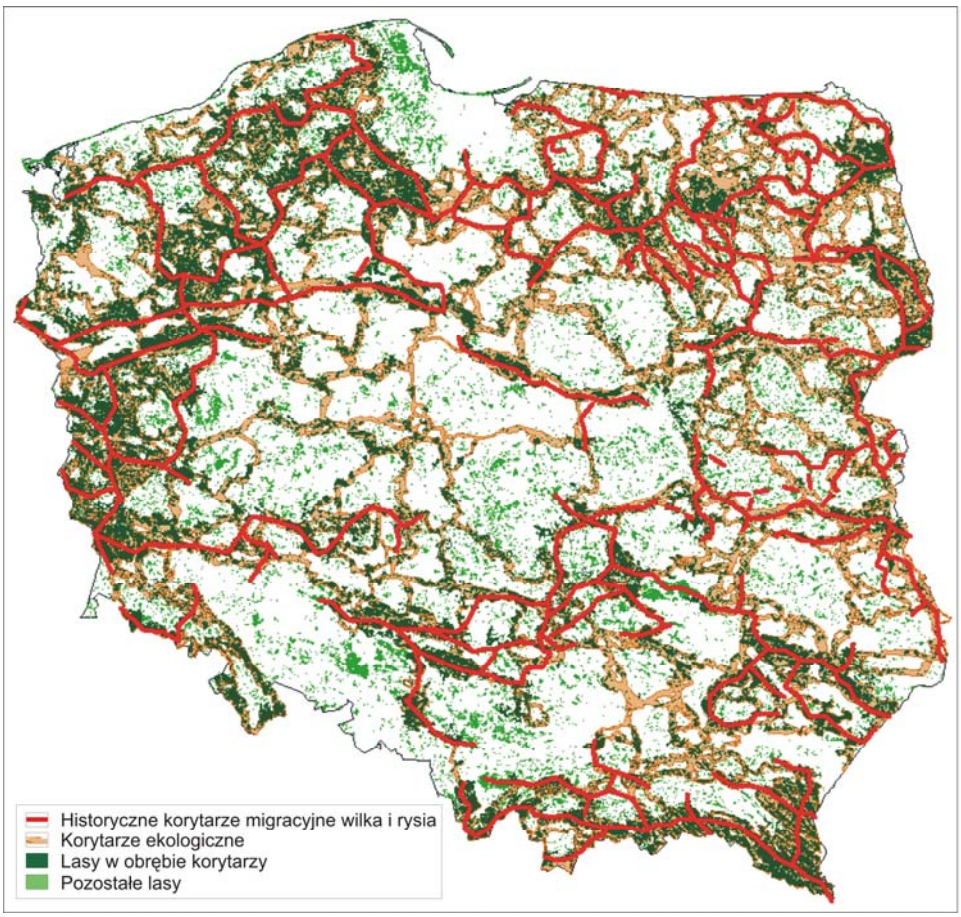



Abb. 29: Ökologische Korridore Polens

Dieser Netzwerkentwurf für Polen (JĘDRZEJEWSKI et al. 2005) ist auf die großen Säugetiere (insbesondere Wolf, Luchs, Elch und Rothirsch) ausgerichtet (rot abgebildet sind die ermittelten historischen Wanderkorridore von Wolf und Luchs). Die Korridore des Netzwerkes (orange) verbinden die bedeutensten Waldgebiete Polens (dunkelgrün), weisen aber auch große Übereinstimmungen mit dem ECONET-PL der IUCN (s. Abb. 19) und den nationalen Schutzgebieten Polens auf. Ebenso unterstützen sie maßgeblich die Konnektivität im NATURA 2000-System (wichtige Zielsetzung im Projekt). (Quelle Abbildung: JĘDRZEJEWSKI et al. 2005)

### 3.2.12 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Übersicht zur europäischen Ebene zeigt die Entwicklung der Gebietsschutzkonzepte von den am Anfang stehenden ‚Prädikatsgebieten' über die einfachen bis repräsentativen Schutzgebietssysteme bis hin zu den ‚Ökologischen Netzwerken'. Über mehrere Jahrzehnte hinweg lag der Schwerpunkt der methodischen Überlegungen auf der Entwicklung von Auswahlkriterien für Gebiete zum Aufbau möglichst repräsentativer (in Bezug auf Lebensräume, Arten) Schutzgebietssysteme. Das am höchsten entwickelte repräsentative System ist das der FFH-Gebiete, wobei auch hier noch Verbesserungsbedarf besteht (Repräsentativität der FFH-Arten?). Mit der Durchsetzung der allgemeinen Erkenntnis, dass Schutzgebietssysteme, die aus relativ kleinflächigen und isolierten Lebensräumen bestehen, auf Dauer nicht geeignet sind, die biologische Vielfalt zu erhalten, etablierte sich die Idee der ‚Ökologischen Netzwerke' (in Deutschland: Biotopverbundsysteme). Auf der europäischen Ebene transportiert der konzeptionelle Ansatz des *Pan-European Ecological Network* (PEEN) diese Ideen. Die NATURA 2000- und EMERALD-Gebietssysteme können (vereinfacht gesagt) als Kerngebiete der nationalen ‚Ökologischen Netzwerke' bzw. je nach Betrachtungsebene auch des PEEN angesehen werden (s. Abb. 30).

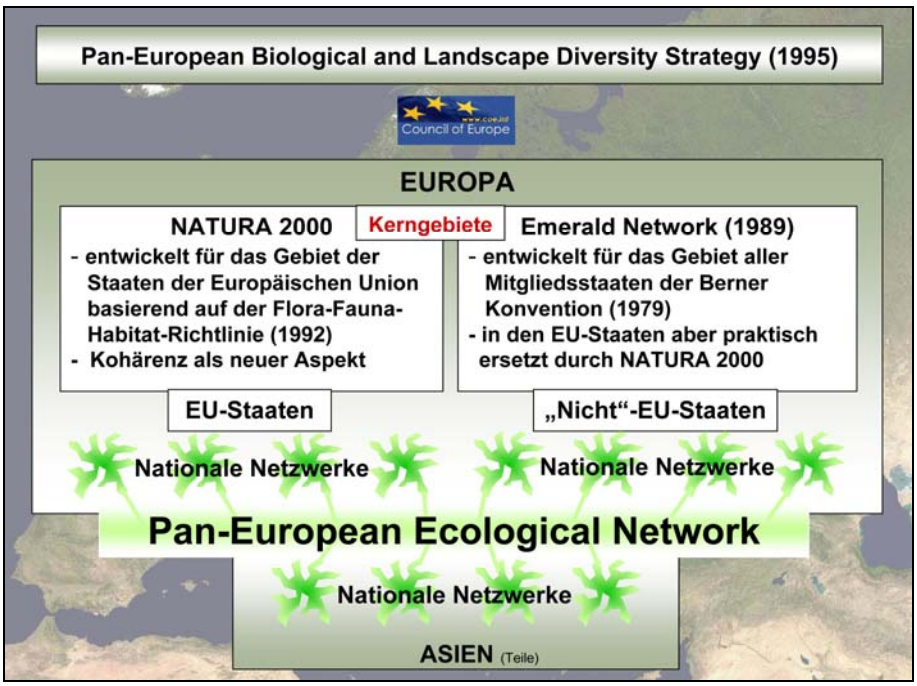



Abb. 30: Zusammenfassendes Schema der ‚Netzwerke' in Eurasien

NATURA 2000 und EMERALD sind Gebietssysteme mit dem Hauptziel, Schutzgebiete bzw. besonders wertvolle Gebiete auszuweisen. Im PEEN können diese als Kerngebiete gelten.

Mit den teilweise recht weit entwickelten Auswahlmechanismen zur Absicherung der Repräsentativität von NATURA 2000 (für Deutschland s. z.B. ALTMOOS 1999, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ 2003) werden im Vergleich zu den traditionellen Schutzgebietssystemen relativ große Gebiete erfasst. Wenn mit den Managementplänen, deren positive Wirkung sich erst noch zeigen muss, die fokussierten Arten und Lebensräume in den ‚jetzt größeren' Gebieten tatsächlich erhalten und gefördert werden können, besteht die Möglichkeit eines wirksamen Beitrages zur Reduzierung des Biodiversitätsverlustes. Was besonders nötig erscheint, ist zunächst die Erhaltung und Wiederherstellung ausreichender Habitatqualitäten in den ‚Kerngebieten' durch tragbare Konzepte (integrierte verträgliche bzw. förderliche Bewirtschaftung, natürliche Dynamik), was bereits eine anspruchsvolle Aufgabe darstellt. „*Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond*" (s. Kapitel 3.2.9) wird aber damit noch nicht möglich sein; zu viele Lebensräume sind in der Vergangenheit verloren gegangen, wurden isoliert oder werden auch heute noch beeinträchtigt. Ein breit angelegtes aktives Herangehen zur systematischen Erweiterung und Neuschaffung qualitativ hochwertiger Lebensräume ist erforderlich, wenn das 2010-Ziel erreicht werden soll. Verwirklichte ‚Ökologische Netzwerke' sind der Schlüssel dafür. Das Konzept zum PEEN, als Initiative des Europarates nicht rechtsverbindlich, enthält als einziger betrachteter gesamteuropäischer Ansatz die konkreten verbindenden Elemente der Korridore (vgl. OPSTAL 2001). Verbundkorridore bedeuten aber nicht nur die Ausweisung von ‚Freihaltezonen' bezüglich Bebauung, Zerschneidung und negativ wirkender Landnutzung. Wenn Verbund nur die Sicherung des Zustandes der Räume für die Bewegung von Individuen zwischen dem ‚Verbliebenen' darstellt, dann wird keine positive Zustandsänderung hinsichtlich des Biodiversitätserhalts möglich sein. Die Korridore der ‚Ökologischen Netzwerke' müssen verstärkt als Kulissen für die Lebensraum(neu)entwicklung verstanden werden. Hier wird auf den Ansatz der Lebensraumkorridore (s. Kapitel 3.3.3) verwiesen, der dem Gedankengut des PEEN mit entlehnt ist (~*landscape corridors*), aber stärker als das PEEN-Konzept diesen Aspekt hervorhebt.

Für die Zielstellung der Arbeit sind jedoch besonders die methodischen Aspekte der Findung terrestrischer Korridore vor dem Hintergrund eines umfassenden und integrativen Anspruchs zur Bio-

diversitätssicherung relevant. Während die Ermittlung von Kerngebieten in der Regel (und nach welchen Regeln auch immer) gut möglich ist, muss die Korridorermittlung für planerische Zwecke als schwieriges und facettenreiches Feld bezeichnet werden. Aktuell sind in Europa etwa 100 nationale und regionale ‚Ökologische Netzwerke' in Planung, einige wenige (Niederlande, Ungarn, Flandern) werden bereits schrittweise verwirklicht. Die Planungsmethoden unterscheiden sich ebenso wie die entstehenden Netzwerkkarten (ECNC/ CoE 2007, s. Abb. 31, vgl. auch Abb. 53).

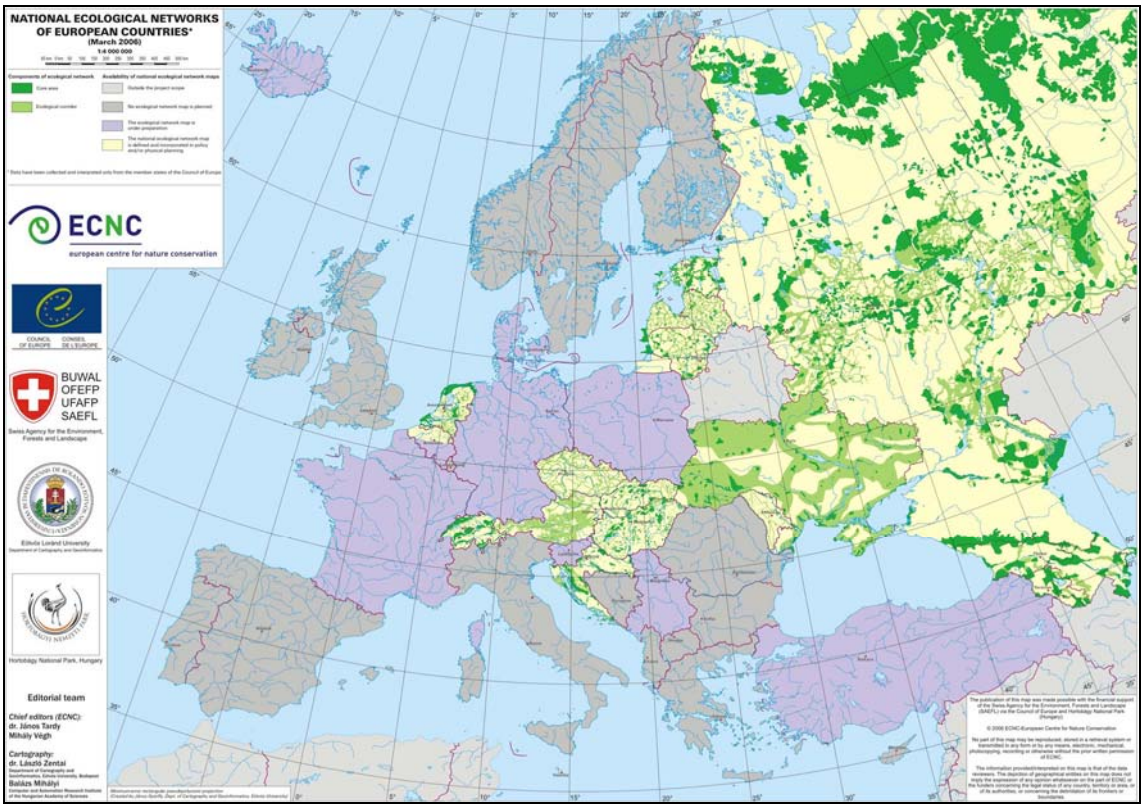



Abb. 31: Überblick der bestehenden nationalen ‚Ökologischen Netzwerke' in Europa
unvollständig - (Quelle Abbildung: IUCN 2007c, © ECNC 2006)

Abgesehen davon, dass unterschiedliche Ansätze sich gegenseitig inhaltlich befruchten können, ist es für übergreifende Betrachtungen erforderlich, eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten (ECNC/ CoE 2007). Das PEEN-Konzept (z.B. die *General Guidelines* - CoE 2000) bietet gute Möglichkeiten, die Netzwerkplanungen fachlich ‚auszulegen' bzw. entwerfen. Mit seiner deutlichen ökologischen Orientierung zur funktionalen Betrachtungsweise der Netzwerke mit Hilfe von Zielarten und ökologischen Artengruppen zeigen die Überlegungen zum PEEN dringend erforderliche Weiterentwicklungen auf. Ähnlich wie in der Entwicklung der Schutzgebietssysteme, in der erst in den letzten Jahren versucht wurde, Repräsentativität zu erzielen und ‚günstige Erhaltungszustände' anzustreben, wird es bei den ökologischen Netzwerken bzw. Biotopverbundsystemen darauf ankommen, Vorgehensweisen in Planung und Verwirklichung zu entwickeln, die die Funktionsfähigkeit der Netze für die bedürftigen Arten gewährleisten. Das PEEN-Konzept geht dabei aber auch davon aus, dass es trotz des an Zielarten ausgerichteten Prinzips v.a. auf den kleinmaßstäblichen Ebenen pragmatische, aber dennoch am (populations-)ökologischen Grundwissen ausgerichtete Ansätze bei der Korridorermittelung und -entwicklung geben muss. Außerdem ist das Konzept auf die gesamte zu bewahrende biologische (Arten-)Vielfalt ausgerichtet.

Genau diese fortschrittlichen Gedanken sind es, die als eine wesentliche Leitlinie für die eigenen methodischen Überlegungen zur Erarbeitung einer GIS-basierten Planungshilfe zum Aufbau ‚Ökologischer Netzwerk' aufgefasst werden.

## 3.3 Nationale Ebene - BRD

### 3.3.1 Nationaler Lebensraumverbund und § 3 BNatSchG

Die konzeptionelle Entwicklung des Biotopverbunds auf der nationalen Ebene des föderalistischen Deutschland soll anhand einer Chronologie in Übersichtsform aufgezeigt werden. Integriert sind wichtige theoretische Ansätze mit länderübergreifender bis bundesweiter Wirkung, umfassende Fachveröffentlichungen, politische Willensbekundungen und beschränkt auch gesetzliche Regelungen. Für Hintergründe und Ergänzungen zu den ‚frühen' Entwicklungen und den ‚Wurzeln' der Verbundüberlegungen vor 1970 kann auf die grundlegende Arbeit von JEDICKE & MARSCHALL (2003) verwiesen werden.

Weil sie räumliche Darstellungen zum nationalen Biotopverbund enthalten, werden die Inhalte zu einigen Themenfeldern (Vorrangflächen für den Naturschutz aus Bundessicht, Lebensraumkorridore, ‚Wildtierkorridore' bzw. ‚Entschneidungkonzepte') in gesonderten nachfolgenden Kapiteln etwas umfassender herausgehoben. Eine detaillierte Erläuterung unveröffentlichter Inhalte neuerer Forschungsprojekte (s. 2006/ 2007) sollte noch nicht erfolgen. Dazu sind einige Aspekte in die Diskussion (Kapitel 7.5) integriert.

**Chronologie der konzeptionellen Entwicklung des Biotopverbunds auf nationaler Ebene**

**1972**: HABER (1972) formuliert das Konzept der differenzierten Landnutzung; intensiv genutzte Räume sollen durch extensiv oder nicht genutzte Flächen in einer Größenordnung von 10 bis 20 Prozent der Gesamtfläche durchzogen werden. Es werden weiterhin eine „Netzstruktur" und eine „mosaikartige" Anordnung der Flächen empfohlen (HABER 1972: 298).

**1978**: ERZ (1978) stellt seine Überlegungen zum differenzierten Flächenanspruch des Naturschutzes auf der Gesamtfläche vor. Der Intensität der Landnutzung wird der Schutz- und Flächenanspruch des Naturschutzes gegenübergestellt. Die grafische Darstellung erfolgt anhand einer Pyramide (‚Erz´sche Pyramide'), die in der Folgezeit oftmals übernommen bzw. modifiziert wurde (s. Abb. 1).

**1978**: SCHNEIDER & SUKOPP (1978) nennen „Schutzgebietssysteme" als Notwendigkeit für einen wirksamen Arten- und Biotopschutz.

**1979**: HEYDEMANN (1979) stellt ein „Bio(top)schutzzonen-Konzept" auf, mit dem aus fachlicher Sicht Kriterien für ein „Netz von geschützten Biotopen" verknüpft sind (Netzstruktur, räumliche Nähe von gleichartigen Biotopen für den Individuenaustausch zwischen Populationen).

**1980**: HEYDEMANN (1980: 87) fordert: „Mindestens 10-12 Prozent der Bundesrepublik müssen unter vollen Naturschutz gestellt werden."

**1981**: SUKOPP & SCHNEIDER (1981) beziehen Biotopverbund im Wesentlichen auf den Agrarraum.

**1983**: HEYDEMANN (1983) formuliert das „Biotopschutzzonen-Konzept" umfassender. Typisiert werden „Vernetzung" (funktionale Beziehungen) und „Verbund" (direkter und indirekter räumlicher Kontakt). Es werden Verbindungselemente und Pufferzonen eingeführt.

**1983**: Die PROJEKTGRUPPE „AKTIONSPROGRAMM ÖKOLOGIE" (1983) hatte die Aufgabe, Grundlagen und Vorschlage für eine umfassende ökologisch ausgerichtete zukünftige Umweltschutzpolitik zu liefern (1979-1983). In ihrem Abschlussbericht werden Forderungen zur Verbesserung des Arten- und Biotopschutzes u.a. auch für die genutzten Bereiche erhoben. Im landwirtschaftlichen Bereich (PROJEKTGRUPPE „AKTIONSPROGRAMM ÖKOLOGIE" 1983: 27-28) sollen „zum Zweck der Verbundes schützenswerter Biotopbestände" „Saumbiotope und

Kleinbiotope“ erhalten und neu geschaffen werden. Die „Biotopvernetzung im landwirtschaftlich genutzten Raum“ wird populationsgenetisch begründet.

**1983**: Der DEUTSCHE RAT FÜR LANDESPFLEGE (DLR 1983) beschreibt ein „integriertes Schutzgebietssystem“ als „ein zu entwickelndes Netz von Schutzgebieten, das aus allen naturraumspezifischen Biotopen in ausreichender Größe und in ökologisch funktionaler Verteilung im Raum besteht, unterschiedliche Schutzgebietskategorien umfasst, und in dem die Schutzgebiete über spezifische naturnahe Landschaftsstrukturen miteinander verbunden sind.“ (DLR 1983: 6). Außerdem wird gefordert: „Insgesamt sollten für das Bundesgebiet wertvolle natürliche und naturnahe Biotope und Ökosysteme mit einem Flächenanteil von etwa 8-12 Prozent ausgewiesen werden“ bzw. dass „etwa 10 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland“ einen rechtlichen Schutzstatus in Form von „Nationalparks, Naturschutzgebieten, flächenhaften Naturdenkmalen, geschützten Landschaftsbestandteilen oder Naturwaldzellen“ erhalten müssen. (DLR 1983: 13 u. 24).

**1985**: Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 1985) fordert in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Landwirtschaft“ (SRU 1985: 309, Tz. 1218) zum Aufbau eines Biotopverbundsystems mindestens 10 % der „agarischen Kulturlandschaft“ als Vorrangflächen für den Arten- und Biotopschutz (Beschränkung auf landwirtschaftliche Flächen und Forderung nach einem geschlossenen Netz).

**1986**: HEYDEMANN (1986a,b) spezifiziert in den „Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz“ seinen fachlichen Ansatz der Verbundtypen.

**1987**: Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 1987) hebt den Aufbau eines (nationalen) Biotopverbundsystems als „die dringlichste Aufgabe des Naturschutzes und der Landschaftspflege, die mittels der Landschaftsplanung zu verwirklichen ist“, heraus (SRU 1987: Tz. 492). Bezugsraum sind wiederholt im Wesentlichen die Landwirtschaftsflächen. Außerdem wird die Erarbeitung eines Bundeslandschaftskonzeptes gefordert (SRU 1987: Tz. 472).

**1989**: In den „Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland“ der BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (BFANL 1989) wird die „Wiederherstellung beziehungsweise Schaffung eines großräumigen und engmaschigen Biotopverbundes“ als Ziel angegeben und formuliert: „Die räumliche und funktionale Verknüpfung groß-, mittel- und kleinflächiger Biotopkomplexe über ökologisch und strukturell verwandte Zwischenglieder in Form von Übergangszonen, Bändern, Linien und/ oder Mosaiken gilt als Grundvoraussetzung für die langfristige Erhaltung funktionsfähiger Ökosysteme und ihrer Populationen sowie für die Bewahrung der genetischen Vielfalt der Arten“.

**1990**: JEDICKE (1990) veröffentlicht das viel zitierte Buch „Biotopverbund - Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie“ in der ersten Auflage. Hauptbestandteile des Biotopverbunds sollen große Dauerlebensräume, zeitweilig besiedelbare Trittsteine, bandförmige Verbundkorridore sowie die Nutzungsextensivierung auf der Gesamtfläche sein.

**1991**: Die BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (LANA 1991: 14) stellt in den Lübecker Grundsätzen fest, dass „mindestens 10 bis 15 Prozent der Landesfläche vorrangig für den Naturschutz zur Verfügung stehen müssen, um die Ziele des Naturschutzes zu erreichen."

**1991**: HOVESTADT, ROESER UND MÜHLENBERG (1991) veröffentlichen den Forschungsbericht „Flächenbedarf von Tierpopulationen“, in dem ökologische Erkenntnisse v.a. aus dem englischsprachigen Raum systematisch aufbereitet werden.

**1992**: Die MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG bekennt sich in der Entschließung vom 27.11.1992 zum „Aufbau eines ökologischen Verbundsystems in der räumlichen Planung“ (MKRO 1992). „In den Ländern der BRD wird ein Verbund ökologisch bedeutsamer Gebiete in neuer Form angestrebt, der in etwa 15 % der nicht für Siedlungszwecke genutzten Fläche umfassen soll.“ Die Landschaftsplanung wird indirekt zur Erarbeitung geeigneter Grundlagen aufgefordert, auf deren Basis entsprechende Vorrang- und Vorbehaltsgebiete nach § 7 Abs. 4 ROG ausgewiesen werden können. Das Verbundsystem soll durch ökologische Schwerpunktgebiete von landesweiter oder regionaler Bedeutung, „die in der Regel eine Größenordnung von etwa 200 ha und mehr haben sollten“, aufgebaut werden. Sie sollen „mit ihren Entwicklungsbereichen“ zu einem landesweiten und regionalen ökologischen Verbund, dargestellt in den Plänen und Programmen der Landesplanung, vernetzt werden. „Bei höher belasteten Verkehrswegen sollte zur Verminderung ihrer Barrierewirkung eine kreuzungsfreie Verbindung der ökologischen Verbundsysteme in einer (...) entsprechenden Breite gefordert werden.“ Auf landesweiter Ebene soll die Raumordnung rahmensetzende Festlegungen für das ökologische Verbundsystem treffen, die durch die Regionalpläne räumlich konkretisiert werden.

**1993**: Die 41. UMWELTMINISTERKONFERENZ (UMK 1993) beschließt: „Ausgehend von größeren Gebieten, die der weitgehend ungestörten Erhaltung und Entwicklung von Fauna und Flora dienen sollen und raumordnerisch wie auch naturschutzrechtlich zu sichern sind, soll ein funktional zusammenhängendes Netz ökologisch bedeutsamer Freiräume aufgebaut werden. Der Flächenanspruch soll etwa 15 Prozent der nicht für Siedlungszwecke genutzten Flächen umfassen."

**1994**: RIEDEL, PIRKL & THEURER (1994) veröffentlichen eine umfassende Handlungsanleitung zur Planung von lokalen Biotopverbundsystemen für Bayern mit einem umfassenden ökologisch-theoretischen Grundlagenteil, auf den in der Folge oft Bezug genommen wird.

**1995**: Eine Definition der BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (LANA 1995) charakterisiert im Zusammenhang mit den Bestrebungen in der Raumordnung den Biotopverbund als ein Vorrangflächen-System des Naturschutzes: „Zentrales Element eines alle Naturraumpotenziale umfassenden ökologischen Verbundsystems ist das Biotopverbundsystem, das die Vorrangflächen des Naturschutzes umfasst“ (Bestandteile: Kernflächen, Verbindungsflächen, Pufferflächen). Die Planung der Verbundsysteme wird der überörtlichen Landschaftsplanung zugeordnet. Die „Flächenansprüche und sonstigen Anforderungen an den Aufbau eines Biotopverbundsystems“ sind „räumlich und inhaltlich (...) so darzustellen, dass sie (...) auch für eine Übernahme in die Programme und Pläne der Raumordnung und Landesplanung als Vorranggebiete für Natur und Landschaft geeignet sind.“

**1995**: Die MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG fordert die Integration des europäischen Netzes besonderer Schutzgebiete gemäß FFH-Richtlinie in die ökologischen Verbundsysteme der Länder (MKRO 1995a), spricht sich aber auch für eine „flexible Entwicklungsplanung“ hinsichtlich der NATURA 2000-Gebiete und nach „Abwägung“ für die Zulassung von „Eingriffen aus überwiegenden Gründen des Gemeinwohls“ aus.

**1995**: Die MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG beschließt einen „Raumordnungspolitischen Handlungsrahmen“ (MKRO 1995b) mit dem Schwerpunkt 8: „Nachhaltige Sicherung und

Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen“. Die Freiraumsicherung wird als Leitbild einer ökologischen Raumentwicklung herausgestellt. Es soll ein großräumig übergreifender ökologisch wirksamer Freiraumverbund geschaffen und in seinen „tragenden Grundelementen“ zeichnerisch in den Landesentwicklungs- bzw. Raumordnungsprogrammen festgelegt werden. Großflächig unzerschnittene Freiräume sind auf allen Planungsebenen zu sichern und naturnah zu entwickeln. Weiterhin werden „Vorranggebiete als Instrument einer ökologischen Raumentwicklung“ herausgehoben: „In allen Programmen und Plänen der Landes- und Regionalplanung sind Vorranggebiete für ökologisch relevante Nutzungen und Funktionen (...) festzulegen.“ Es soll geprüft werden, wie die Vorranggebiete (auch länderübergreifend) vernetzt werden können. Das Verhältnis dieser Vernetzung zum ökologischen Verbundsystem (s.o.) soll geklärt werden. Die Bedeutung der Landschaftsplanung wird bekräftigt und eine Verbesserung der Bereitstellung „umweltrelevanter Daten, Analysen und Konzepte“ durch die „umweltbedeutsamen Fachplanungen“ gefordert.

**1996**: Die MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG verabschiedet die Entschließung „Raumordnerische Instrumente zum Schutz und zur Entwicklung von Freiraumfunktionen“ (MKRO 1996), in der die inhaltliche Anwendung von Grundsätzen, Zielen, Vorrang- und Vorbehaltsfestlegungen ausgestaltet wird. Propagiert wird „im Sinne einer reichhaltigen, ökologisch intakten Kulturlandschaft“ nicht nur die „Trennung unverträglicher Nutzungen“, sondern auch die „Ordnung eines verträglichen Miteinanders mehrerer gleichgewichtiger Funktionen in einem Gebiet“ bzw. „die Mischung und Überlagerung miteinander verträglicher Nutzungen und Funktionen“. Die MKRO hält es für erforderlich, „das siedlungsstrukturelle Leitbild der dezentralen Konzentration mit dem Leitbild für einen großräumig übergreifenden, ökologisch wirksamen Freiraumverbund zusammenzuführen.“

**1997:** Das Raumordnungsgesetz wird novelliert. § 2 ROG (Grundsätze der Raumordnung) verlangt: „Die großräumige und übergreifende Freiraumstruktur ist zu erhalten und zu entwickeln. Die Freiräume sind in ihrer Bedeutung für (...) die Tier- und Pflanzenwelt zu sichern oder in ihrer Funktion wiederherzustellen. (...) Natur und Landschaft einschließlich Gewässer, Wald und Meeresgebiete sind dauerhaft zu schützen, zu pflegen, zu entwickeln und, soweit erforderlich, möglich und angemessen, wiederherzustellen. Dabei ist den Erfordernissen des Biotopverbundes Rechnung zu tragen.“

**1998**: Das BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU 1998a) formuliert im Entwurf eines „umweltpolitischen Schwerpunktprogramms“ als "übergreifendes Qualitätsziel" die „Sicherung von 10 - 15 % der nicht besiedelten Fläche (bezogen auf 1998) als ökologische Vorrangflächen zum Aufbau eines Biotopverbundsystems; Zeitrahmen: bis 2020" (Schlüsselindikator eines Umwelt-Barometers Deutschland: Ökologische Vorrangflächen). Als wichtige dem „übergreifenden Qualitätsziel" zugeordnete Ziele werden die „Schaffung von Grundlagen für ein Bundeslandschaftskonzept“ und dessen „Aufstellung“ bis 2003 genannt. Im Rahmen des Bundeslandschaftskonzepts sollen u.a. die Kerngebiete des angestrebten Biotopverbundsystems identifiziert und verschiedene Bundesprogramme (z.B. zu Buchenwaldökosystemen, Auenlandschaften) entwickelt und eingerichtet werden. Letztlich soll die „Zusammenfügung der genannten Bestandteile des Bundeslandschaftskonzepts und kartographische Darstellung der Vorrangflächen und -räume für den Naturschutz als ein flächendeckendes Biotopverbundsystem“ erfolgen (BMU 1998a: 54 f.).

**1998**: Im 1. Nationalbericht der Bundesregierung nach der CBD stellt das BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU 1998b: 44) fest: „Die Qualität und

die Größe der Naturschutzgebiete ist jedoch häufig unzureichend, so daß sie ihren Schutzzweck nicht immer in ausreichendem Maße erfüllen können. Bei künftigen Aktivitäten sollte deshalb ein effektiver Biotopverbund angestrebt werden."

**1999**: RINGLER (1999) berichtet über Stand und Ziele des Biotopverbunds in Bayern und veröffentlicht grundsätzliche Anforderungen, die stark auf die ökologischen Erfordernisse des Verbunds abzielen (z.B. Aufbau Überschuss produzierender Populationen, Verknüpfung von Teilhabitaten, Ausbreitungsförderung). Außerdem wird ein räumlich abgestuftes Konzept für den nationalen Verbund vorgestellt: Ausgewählt werden sollen Zentrallandschaften bzw. Oberzentren von über 100 bis 1000 ha Größe (z.B. Wattenmeer, Murnauer Moos, Truppenübungsplätze, Heidelandschaften), Mittelzentren von 20 bis 200 ha Größe (z.B. Trockenhänge, Moore) und Kleinzentren von 1 bis 20 ha Größe (Heidereste, Feldgehölze, Sölle). Zudem sollen Leitbahnen als Verbindungen zwischen den Zentren geschaffen werden: 1. Hauptachsen, d.h. 50-100 km lange, über 1 km breite komplexe Landschaftsbänder (z.B. Strom- und Flusstäler, Dünen- und Küstenlandschaften, Höhenrücken, 2. Mittlere Verbundelemente (Gewässer- oder breite Agrarkorridore), 3. kleinere Verbundelemente (schmale Agrarkorridore, Waldsäume, Hecken).

**1999**: AMLER et al. (1999) veröffentlichen unter dem Titel „Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis - Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren" Ergebnisse aus Forschungsprojekten, die die bisher umfangreichsten zu diesem Themenbereich in Deutschland darstellen. HENLE et al. (1999) stellen zusammenfassend „Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz" aus populationsbiologischer Sicht auf.

**2000**: Im Nachgang eines Seminars veröffentlicht der NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (NABU) das Statement „Grünbrücken und andere Querungshilfen im Verkehrswegebau - Anforderungen aus Sicht des nationalen Biotopverbundes" (SCHULTE 2000a). Besonders herausgestellt werden die Anforderungen bezüglich der Planung von Grünbrücken. Beklagt wird die mangelnde Berücksichtigung erforderlicher ‚Entschneidungsmaßnahmen' in den Biotopverbundplanungen der Bundesländer. Gefordert wird ein „breit angelegtes Defragmentierungs-Bündnis", „das auf Bundesebene u.a. von den Ministerien für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft, Verkehr und Raumordnung sowie den jeweiligen Spitzenverbänden getragen wird."

**2000**: Der NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (SCHULTE 2000b) erarbeitet im Rahmen eines weiteren Seminars im Hinblick auf die anstehende Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes „Anforderungen an ein Konzept zum nationalen Biotopverbund". Es wird eine „länder- und behördenübergreifende, in den Zielsetzungen abgestimmte und koordinierte" Rahmenplanung unter fachlicher Anleitung des BfN gefordert, die von den Ländern präzisiert wird. Bereits die als Naturschutzvorrangflächen gesicherten Kerngebiete sollen 15 % der Binnenfläche einnehmen. Außerdem werden neben einer Extensivierung der Landnutzung Puffer- und Entwicklungsgebiete sowie die ‚Entschneidung' von Lebensräumen zumindest an „Barriere-Brennpunkten" gefordert. Es wird darauf hingewiesen, dass für den vorgesehenen Aufbau des bundesweiten Biotopverbundsystems klare Regelungen zu den personellen und finanziellen Ressourcen, zum Zeitrahmen und zur Erfolgskontrolle erforderlich sind.

**2000**: Das BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ stellt „Rahmenbedingungen für die naturschutzfachliche Bewertung großer Räume und fachliche Anforderungen an ein Bundesvorrangflächensystem für den Naturschutz" (SSYMANK 2000a) vor, die einen „Entwurf für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht" enthalten (s. Kapitel 3.3.2).

**2000**: Im Umweltgutachten 2000 bezieht sich der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2000) stark auf den Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms des BMU 1998 (s.o.). Er stellt fest, dass das „Ziel der Sicherung von 10 bis 15 % der nicht besiedelten Fläche als ökologische Vorrangfläche und der Vernetzung der Kerngebiete des Naturschutzes zu einem Biotopverbundsystem“ nicht erfüllt ist und fordert wiederum, dass der „Naturschutz auf etwa 10 bis 15 % der Landesfläche absoluten Vorrang genießen“ sollte und „etwa 5 % als Naturentwicklungsgebiete gänzlich der Eigendynamik der Natur überlassen bleiben“ sollten (SRU 2000: TZ. 416, 417). In Bezug auf die FFH-Richtlinie, die für alle natürlichen und naturnahen Lebensraumtypen gilt, unterstreicht der SRU, dass als Bezugsraum für ein Biotopverbundsystem die gesamte Fläche und nicht nur der Agrarraum gilt (SRU 2000: Tz. 338). Für die Auswahl der „Kernflächen des Naturschutzes“ bzw. von Gebieten von gemeinschaftlichem Interesse wird die bundesweite Schließung von Datenlücken verlangt (SRU 2000: TZ. 418). Weiterhin wird explizit ein „Waldbiotopverbundsystem“ gefordert, dass 5 % Totalreservate, 10 % naturnahe Naturschutz-Vorrangflächen und 2 bis 4 % naturnahe Waldränder der forstwirtschaftlich genutzten Fläche enthalten soll.

**2001**: Über 100 Vertreter aus den Bereichen des Straßenbaus, der Bahn, des Jagdwesens, des Forstes, der Wildbiologie und des Naturschutzes aus Deutschland, der Schweiz und Österreich verabschieden die Überlinger Erklärung „Querungshilfen über Verkehrswege: Auswege für wandernde Wildtiere“ anlässlich der 2. Kongresstagung über Grünbrücken im Rahmen des 6. baden-württembergischen Biotopschutzkongresses. Die Erklärung enthält eine allgemeine Zustandsbeschreibung und beklagt den Rückstand Deutschlands gegenüber europäischen Entwicklungen (‚Entschneidung‘ in den Niederlanden, Nichtteilnahme Deutschlands an internationalen Initiativen wie COST 341 bzw. IENE, s. Kapitel 3.2.10). Gefordert wird ein „Gesamtkonzept“ auf Basis eines „Migrationsplanes“ für die größeren Säugetierarten zur Sicherung der Durchlässigkeit bei Neu- und Ausbaustrecken und zur Aufstellung eines nach Prioritäten abgestuften und finanziell abgesicherten Sanierungsprogramms für das bestehende Verkehrsnetz. Als Zielarten werden explizit Rothirsch und Luchs hervorgehoben (AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2001).

**2002**: Deutscher Jagdschutz-Verband (DJV), Naturschutzbund (NABU) und WWF-Deutschland erarbeiten ein „Gemeinsames Positionspapier“ zum Thema „Biotopverbund durch Wildtierkorridore“, in dem sich stark an die Inhalte der „Überlinger Erklärung“ angelehnt wird. Die Forderungen beziehen sich auf die Erhaltung unzerschnittener verkehrsarmer Räume bzw. auf die Vermeidung von Neuzerschneidungen, die verträgliche Ausführung von Neubauvorhaben und die Sanierung des bestehenden Netzes. Betont wird der Zusammenhang mit einem „nationalen Biotopverbund“. Verlangt wird schließlich ein „nationales Entschneidungsprogramm“ (Fokus Luchs, Wildkatze, Rothirsch und Fischotter) und die Verstärkung der „Mitarbeit in internationalen Gremien“ (DJV, NABU, WWF 2002).

**2002**: Im Sondergutachten „Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes“ hebt der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2002b) hervor: „Ein nationales Konzept, das prioritäre und bedeutsame Ziele für Naturschutz und Landschaftspflege benennt und Umsetzungsmöglichkeiten aufzeigt (... Bundeslandschaftskonzept), existiert nicht (SRU 2002b: Tz. 273, auch Tz. 76). Gefordert wird daraufhin erneut (s. SRU 1987: Tz. 472, SRU 1996: Tz. 262) die Erarbeitung eines „Bundeslandschaftskonzeptes“, in dem auch „Räume mit Bedeutung für den bundesweiten Biotopverbund“ aufgezeigt werden (SRU 2002b: Tz. 273, 274, 408).

**2002**: In das neue Bundesnaturschutzgesetz wird der § 3 - Biotopverbund - aufgenommen:

> **§ 3 Biotopverbund**
>
> (1) Die Länder schaffen ein Netz verbundener Biotope (Biotopverbund), das mindestens 10 % der Landesfläche umfassen soll. Der Biotopverbund soll länderübergreifend erfolgen. Die Länder stimmen sich hierzu untereinander ab.
>
> (2) Der Biotopverbund dient der nachhaltigen Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften, sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen.
>
> (3) Der Biotopverbund besteht aus Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselementen. Bestandteile des Biotopverbunds sind:
>
> 1. festgesetzte Nationalparke,
> 2. im Rahmen des § 30 gesetzlich geschützte Biotope,
> 3. Naturschutzgebiete, Gebiete im Sinne des § 32 und Biosphärenreservate oder Teile dieser Gebiete,
> 4. weitere Flächen und Elemente, einschließlich Teilen von Landschaftsschutzgebieten und Naturparken,
>
> wenn sie zur Erreichung des in Absatz 2 genannten Zieles geeignet sind.
>
> (4) Die erforderlichen Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente sind durch Ausweisung geeigneter Gebiete im Sinne des § 22 Abs. 1, durch planungsrechtliche Festlegungen, durch langfristige Vereinbarungen (Vertragsnaturschutz) oder andere geeignete Maßnahmen rechtlich zu sichern, um einen Biotopverbund dauerhaft zu gewährleisten.

**2002**: Im Umweltgutachten 2002 „Für eine neue Vorreiterrolle“ begrüßt der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2002a) die gesetzlichen Neuregelungen zum Biotopverbund auf nationaler Ebene, bemängelt aber zugleich die für die Umsetzung zu unkonkret formulierten Ausführungen hinsichtlich der quantitativen und qualitativen Anforderungen an den Biotopverbund in § 3 BNatSchG. Der Umweltrat vertritt die Meinung, dass allein für die „besonders schützenswerten Vorrangflächen für den Naturschutz (Kernflächen)“ ein Zielwert von 10 % der Landesfläche angestrebt werden müsste und mit den Verbindungsflächen und -elementen insgesamt 15 % Biotopverbundfläche erforderlich sind (SRU 2002a: Tz. 695). In qualitativer Hinsicht wird beanstandet, dass auf eine inhaltliche Definition der Begriffe Kernflächen, Verbindungsflächen und Verbindungselemente verzichtet wird und damit auch eine eindeutige Zieldefinition fehlt. Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN geht außerdem davon aus, dass mit 10 % der Landesfläche nicht alle heimischen Arten im Biotopverbund gefördert werden können, sondern dass eine Konzentration auf „besonders schutzwürdige und gefährdete Arten“ erfolgen muss, aber auf einen „Schutz der weniger anspruchsvollen Arten und Funktionen auf den übrigen Flächen“ nicht verzichtet werden kann. Gefordert werden schließlich „einheitliche Kriterien für die Auswahl der geeigneten Flächen in den Bundesländern“ gekoppelt mit einer Benennung von Arten und Lebensräumen, für die eine „nationale, landesweite, und gegebenenfalls regionale Verantwortung“ besteht (SRU 2002a: Tz. 696). Für die bundesweit bedeutsamen Arten sollen Listen erstellt werden, die auch die Ansprüche der Arten wiedergeben. Es soll in Abstimmung mit den Ländern ein „Handbuch zum Biotopverbund“ erarbeitet werden, auf dessen Grundlage die Länder dann „ergänzend weitere Listen der landesweit bedeutsamen Arten und Biotope“ erstellen. „Die flächenspezifische Präzisierung der relevanten Biotope sowie der Ansprüche der erwünschten Arten und Artenkollektive sollte im Rahmen der Landschafts-

planung erfolgen“ (SRU 2002a: Tz. 697). Weiterhin wird gefordert, dass die „Länder die Ausweisung der Biotopverbundflächen als Vorranggebiete des Naturschutzes in die Raumordnungspläne aufnehmen“ und insgesamt wirksame Schutzformen für Kern- und Verbindungsflächen entwickeln (SRU 2002a: Tz. 698).

**2002**: Das Bundesamt für Naturschutz und der Deutsche Jagdschutzverband organisieren eine Tagung unter dem Titel „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“, von der weiterführende fachliche und strategische Impulse ausgehen (s. Kapitel 3.3.3, RECK et al. 2005a). „Als vordringlichste Aufgabe wurde von den Teilnehmern der Abschlussdiskussion übereinstimmend die Erstellung eines bundesweiten kohärenten (aber informellen) Grobkonzeptes“ von zu entwickelnden Lebensraumkorridoren erachtet (RECK et al. 2005a: 312).

**2003**: BURKHARDT et al. (2003, umfassend 2004) veröffentlichen als Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN die „naturschutzfachlichen Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG - Biotopverbund“. Diese dienen zur fachlichen Auswahl von Flächen gemäß § 3 BNatSchG auf länderübergreifender bzw. nationaler, auf landesweiter bzw. überregionaler sowie auf regionaler Ebene. Die Eignung von Gebieten soll anhand der Kriterien „Qualität der Gebiete“ (mit Unterkriterien Flächengröße, Ausprägung, Vollständigkeit, Unzerschnittenheit), „Lage im Raum“ (Lage in oder außerhalb von „Verbundachsen“) und „Vorkommen von Zielarten“ geprüft werden. Die Zielarten (ULLRICH et al. 2004) sind nicht als Zielarten für den Biotopverbund im fachlichen Sinne aufzufassen, sondern als Arten, mit denen wichtige, nicht über die anderen Kriterien bestimmbare Flächen zusätzlich ausgewählt werden sollen (z.B. kleine Flächen mit gefährdeten Arten).

**2003**: Die LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (LANA 2003) nennt notwendige Inhalte einer landesrechtlichen Umsetzung des § 3 BNatSchG und legt im Ergebnis ihrer 85. Sitzung in Königswinter einen Vorschlag für die Formulierung eines Gesetzestextes zum Biotopverbund für die Übernahme in die Landesgesetze vor, in dem die Funktionen der Bestandteile des Biotopverbunds stärker ökologisch differenziert werden.

**2004**: Im Umweltgutachten 2004 „Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern“ wiederholt der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2004) im Zusammenhang mit der Schaffung eines nationalen Biotopverbunds die Forderung nach einem Bundeslandschaftskonzept, das „prädestiniert“ für die Darstellung national bedeutsamer Inhalte des Biotopverbunds ist (SRU 2004: Tz. 170, 188, 201). Die Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ (BURKHARDT et al. 2003) werden als „erster Schritt in diese Richtung“ gewertet (SRU 2004: Tz. 188). Der SRU verweist jedoch auch auf die Forderungen zum Biotopverbund aus dem Umweltgutachten 2002 und bemängelt, dass in der LANA „sich die Ländervertreter jedoch noch nicht einmal einstimmig auf die Übernahme der ohnehin konkret bundesrechtlich vorgeschriebenen 10-%-Vorgabe für den Anteil des Biotopverbundes an der Landesfläche einigen“ konnten. Außerdem wird beanstandet, dass der Rolle der Landschaftsplanung „bei der Einrichtung und der planungsrechtlichen Verankerung des Biotopverbundes in der räumlichen Gesamtplanung“ in den Ländern (und auch von der LANA) nicht genügend Beachtung geschenkt wird (SRU 2004: Tz. 186). Insgesamt stellt der SRU die mangelhafte Übernahme der Rahmenregelung in die Landesgesetze fest (SRU 2004: Tz. 187).

**2004**: SURKUS & TEGETHOF (2004) veröffentlichen im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen den Bericht „Standorte für Grünbrücken“. Bundesweit werden für den Rothirsch 111 und für

die Wildkatze 41 kritische Streckenabschnitte an Bundesfernstraßen ermittelt, die im Rahmen von Ausbaumaßnahmen besonders berücksichtigt werden sollen (s. Kapitel 3.3.4).

**2005**: Im Sondergutachten „Umwelt und Straßenverkehr“ behandelt der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU 2005) umfassend die Themenbereiche Flächenverbrauch, Landschaftszerschneidung sowie die Wirkung der Zerschneidung und Verinselung durch Verkehrsbauwerke auf die Biodiversität (SRU 2005: TZ. 42 ff.). Herausgestellt wird, dass Biotopverbund (i.e.S.) und Grünbrücken nicht die Effekte der Habitatverluste ersetzen können (SRU 2005: TZ. 46). Der SRU spricht sich dafür aus, die unzerschnittenen verkehrsarmen Räume > 100 km² grundsätzlich „zukünftig prioritär und verbindlich zu schützen“ (v.a in der Bundesverkehrswegeplanung) sowie das „Netz“ NATURA 2000 als ein dem Verkehrsnetz „gleichrangiges“ Netz zu betrachten, „das dem Ausbau der Verkehrsinfrastruktur abwägungsfeste Schranken“ setzen kann (SRU 2005: TZ. 164). Verwiesen wird außerdem auf die Initiativskizze „Lebensraumkorridore“ (s.o. bzw. Kapitel Kapitel 3.3.3, RECK et al. 2005a), wobei die Korridore zur Freihaltung empfohlen werden. Die Korridore und auch die die bereits bestehenden landesweiten Biotopverbundplanungen sollen in der Straßenverkehrsplanung angemessen berücksichtigt werden. Zerschneidungen insbesondere der bundesweit bedeutsamen Lebensraumkorridore sollten möglichst vollkommen vermieden werden; unvermeidbare Zerschneidungen sind durch Querungshilfen in Verbindung mit lebensraumverbessernden Maßnahmen in ihrer Wirkung zu vermindern (SRU 2005: TZ. 428, 464). Weiterhin findet das im Jahr 2005 begonnene Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ des Bundesamtes für Naturschutz (s.u.) Erwähnung, welches auf die „naturschutzfachlichen Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG“ aufbaut (BURKHARDT et al. 2003, 2004). In diesem Zusammenhang wird die (vorläufige) Zielartenauswahl kritisiert (s.o.), die für den Biotopverbund wichtige Arten nicht berücksichtigt und erneut betont, dass die Integration des nationalen Biotopverbunds in ein Bundeslandschaftskonzept erforderlich ist (SRU 2005: TZ. 427). Der SRU fordert zudem: „Langfristig ist (...) ein abgestuftes Programm zur Minderung der Gefährdung der biologischen Vielfalt durch existierende Zerschneidung anzustreben“. Auf Basis einer Zerschneidungsanalyse für betroffene Anspruchstypen „sollte ein nach Prioritäten abgestuftes Maßnahmenprogramm für bestehende Straßen entwickelt werden“ (SRU 2005: TZ. 429).

**2005**: In einem Workshop mit den Nachbarstaaten Deutschlands auf der Insel Vilm werden internationale Anknüpfungsstellen des Biotopverbunds herausgearbeitet (FINCK et al. 2005), die Ergebnisse fließen in das Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ ein (s.u.).

**2006**: Im Ergebnis des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (Bundesamt für Naturschutz) werden in Zusammenarbeit mit den Bundesländern national bis regional bedeutsame „Flächen für den Biotopverbund“ und „Suchräume für die Vernetzung“ für verschiedene Anspruchstypen auf Basis einer umfassenden Datengrundlage aufgezeigt (FUCHS et al. 2007a, b). Erstmals gelang eine digitale Zusammenfassung und Verarbeitung aller verfügbaren Daten der selektiven Biotopkartierung Deutschlands. Die „Flächen für den Biotopverbund“ sind Ergebnisse einer Operationalisierung der Kriterien nach BURKHARDT et al. (2003, 2004) und die „Suchräume für die Vernetzung“ sowie verschiedene Ableitungen zeigen länderübergreifende funktionale Zusammenhänge auf (s. Abb. 123 u. Abb. 124), die eine Grundlage für weitere bundesweite Projekte sowie eine Hilfe für die Arbeit der einzelnen Länder darstellen.

**2007**: Im NABU-Bundeswildwegeplan (HERRMANN et al. 2007) werden bezogen auf die „Leitarten" Wildkatze, Luchs, Wolf, Rothirsch und Fischotter für Deutschland 125 Stellen benannt und kartografisch dargestellt, an denen die Errichtung von Querungshilfen des „vordringlichen Bedarfs" bis zum Jahr 2020 erforderlich ist (s. Kapitel 3.3.4).

**2007**: Die Erarbeitung der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt" (BMU 2007a) mündet in einen Entwurf, der im Mai 2007 an die deutschen Länder und Verbände zur Anhörung versandt wird. Die Strategie enthält „Konkrete Visionen" und „Aktionsfelder". Zur „Vielfalt der Lebensräume" (B 1.1.3) enthalten die „Konkreten Visionen" ambitionierte Festlegungen wie „Bis 2010 ist der Rückgang von gefährdeten Lebensraumtypen aufgehalten". Außerdem soll die Verwirklichung eines länderübergreifenden Biotopverbundsystems (repräsentativ und funktionsfähig) auf mindestens 10 % der Landesfläche auf allen Maßstabsebenen bis zum Jahre 2010 erreicht sein. Weiterhin soll die Erarbeitung eines umfassenden Konzeptes zur Minimierung von Zerschneidungseffekten bis zum Jahre 2010 gelungen sein und Konflikte mit dem länderübergreifenden Biotopverbund bei künftigen Planungen und Projekten (z.B. Siedlungsentwicklung, Verkehrswege) sollen vermieden werden. Für die Hauptökosystemtypen (Wälder, Küsten und Meere, Stillgewässer, Flüsse und Auen, Moore, Gebirge, Grundwasserlebensräume) und für Landschaften (Wildnisgebiete, Kulturlandschaften) werden ebenfalls „Konkrete Visionen" formuliert, wobei mehrfach auf erforderliche Integration entsprechender Lebensräume in den nationalen Biotopverbund hingewiesen wird.

Im Aktionsfeld C1 „Biotopverbund und Schutzgebietsnetze" wird als Maßnahme für den Bund neben verschiedenen ‚Pflichtaufgaben', die z.B. aus der FFH-Richtlinie resultieren, u.a. die „Förderung von Naturschutzgroßprojekten zur Sicherung wesentlicher Kernflächen eines nationalen Biotopverbundsystems" und die „Sicherung geeigneter ehemaliger Truppenübungsplätze für Naturschutzzwecke" aufgeführt. Der letzte Punkt geht bereits auf den Koalitionsvertrag von 2005 (CDU, CSU, SPD 2005: 56, Näheres s. BMU 2007b) zurück, in dem die Regierungsparteien folgende Festlegung vorgenommen hatten: „Wir werden daher gesamtstaatlich repräsentative Naturschutzflächen des Bundes (inkl. der Flächen des „Grünen Bandes") in einer Größenordnung von 80.000 bis 125.000 ha unentgeltlich in eine Bundesstiftung (vorzugsweise DBU) einbringen oder an die Länder übertragen. Zur kurzfristigen Sicherung des Naturerbes ist ein sofortiger Verkaufsstopp vorzusehen." Weiterhin sieht das Aktionsfeld „Biotopverbund und Schutzgebietsnetze" der Strategie bei den Ländern und Kommunen u.a. die Maßnahmen „Dauerhafte Sicherung des nationalen Biotopverbundsystems" und „Ausweisung von Verbindungsgebieten und Verbindungselementen eines länderübergreifenden Biotopverbunds" vor.

Im Aktionsfeld C9 „Siedlung u. Verkehr" gelten u.a. als Maßnahmen für den Bund:

- Erhaltung / Wiederherstellung von Verbindungskorridoren zur Verminderung von Zerschneidungswirkungen und zur Stärkung der Vernetzung
- Entwicklung eines bundesweiten Konzeptes zur Sicherung und Wiederherstellung von unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen
- Verankerung der Konzepte „Unzerschnittene verkehrsarme Räume" und „Lebensraumkorridore" (...) in der Strategischen Umweltprüfung für Verkehrswegeplanungen
- Berücksichtigung von Biotopverbundachsen bei Projekten des Bundesverkehrswegeplans
- Entwicklung eines bundesweiten Maßnahmenprogramms zum Thema „Zerschneidung-Vernetzung"

Im Aktionsfeld C 11 „Biodiversität und Klimawandel" wird die „Etablierung von Biotopverbundsystemen als „Rettungsnetze" für vom Klimawandel betroffenen Arten" erwähnt.

**2007**: Im Endbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (Bundesamt für Naturschutz, RECK et al. 2007a) wird der neue Ansatz der unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) vorgestellt, mit dem die Indikation von Habitatzerschneidung auf Landschaftsebene und darauf aufbauend die Ermittlung prioritärer Abschnitte zur Wiedervernetzung im überörtlichen Lebensraumverbund möglich ist (vgl. Kapitel 6.3.3 und 7.5.7). Für wichtige Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen (Wälder, Trockenhabitate) werden diese Räume im Rahmen von Methodentests bundesweit aufgezeigt.

**2007**: Es startet das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ (Bundesamt für Naturschutz) als Vorstufe für ein ‚Bundesprojekt Wiedervernetzung‘. Die Bundesregierung betont, dass dabei nicht nur auf die Ansprüche großer und mittelgroßer Säugetiere abgestellt werden kann, sondern versucht werden muss, ein umfassendes Konzept zu erarbeiten, „um dem Anspruch gerecht werden zu können, die biologische Vielfalt in Deutschland zu erhalten“ (s. DEUTSCHER BUNDESTAG 2007).

**2007:** Im September 2007 legt der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) den „Wildkatzenwegeplan“ (BUND 2007) vor, in dem ausgehend von den aktuellen Wildkatzenvorkommen ein deutschlandweites Netz von Korridoren zum Verbund mit noch unbesiedelten großen Waldgebieten ausgewiesen wird (s. Kapitel 3.3.4).

### 3.3.2 Vorrangflächen für den Naturschutz aus Bundessicht

Vom 19.-21. November 1998 fand in der internationalen Naturschutzakademie auf der Insel Vilm eine Tagung unter dem Titel „Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland“ statt. Auf der Tagung standen die ‚Naturschutzvorrangflächen‘ (s. LANA 1995, BLAB 1997), für die auch eine Definition gefunden wurde, im Mittelpunkt.

> **Naturschutzvorrangfläche** (SSYMANK 2000a)
> Auf der Basis naturschutzfachlicher Kriterien von den Fachbehörden des Naturschutzes festgelegte und räumlich abgegrenzte Gebiete, die auf der jeweiligen Planungsebene von herausragender Bedeutung für die langfristige Sicherung der Arten- und Lebensraumdiversität und der Funktionen des Naturhaushalts sind. Auf diesen Flächen sind Naturschutzziele gegenüber anderen Flächennutzungen vorrangig. Sie werden in Kernfläche, Entwicklungsflächen und Pufferflächen gegliedert.
> Der Begriff „Vorrangfläche“ geht über die bis zur Novellierung des ROG allgemein gebräuchliche raumordnerische Bedeutung hinaus, und schließt auch die Festlegung von Kernflächen als „Tabubereiche“ für konkurrierende Planungen und Nutzungen ein. Die Naturschutzvorrangflächen sollten künftig integraler Bestandteil von Raumplanungen sein und gemäß dem 2. ROG § 7 (4) Punkt 1 gesichert werden.

Vertieft wurden die Themen Bundes- und Landeskonzeptionen zu Vorrangflächen, integrativer Flächenschutz und abgestufte Schutzsysteme, Naturschutzvorrangflächen und Raumordnung sowie die naturschutzfachliche Bewertung großer Räume, wobei auch die Verknüpfungen des Vorrangflächenkonzeptes mit den Biotopverbundsystemen eine Rolle spielten. Insgesamt können die Ergebnisse der Tagung als ein Aufruf zu einer bundesweit einheitlichen Vorgehensweise bezüglich der Planung eines Vorrangflächensystems verstanden werden. Insbesondere wird die Erarbeitung eines **Bundeslandschaftsprogramms** propagiert.

SSYMANK (2000a) stellt Rahmenbedingungen für die naturschutzfachliche Bewertung großer Räume und fachliche Anforderungen an ein Bundesvorrangflächensystem für den Naturschutz zusammen. HAUKE & SSYMANK (2000) bzw. SSYMANK (2000b) erarbeiten in diesem Zusammenhang Methodenvorschläge zur Abgrenzung und Bewertung großer, wertvoller Räume anhand von „Biotopkomplexen“ bzw. „Biotopkomplextypen“.

Im Anhang des Tagungsbandes wird erstmals eine nationale Karte als „Entwurf für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht“ veröffentlicht, die großräumige Gebiete von über 200 ha enthält (Abb. 32). Die Karte basiert auf sehr unterschiedlichen Grundlagen (SSYMANK 2000a: 28 ff.). Überwiegend handelt es sich bei den dargestellten Gebieten um Meldungen der Bundesländer zu „national bedeutsamen Flächen“, die oft mit den entsprechenden Inhalten der Fachkonzepte des Naturschutzes auf Landesebene und/ oder der Landesentwicklungsprogramme übereinstimmen. Beispielsweise wurden für Schleswig-Holstein die Schwerpunkträume des Landschaftsprogramms (s. Kapitel 4.2.12), für Mecklenburg-Vorpommern die Kulisse des landesweiten Biotopverbunds aus dem Landschaftsprogramm oder für Niedersachsen die größeren Vorranggebiete des Landesraumordnungsprogramms 1994 (s. Kapitel 4.2.6) herangezogen. Außerdem ergänzte in mehreren Bundesländern das BfN die Gebietskulisse.

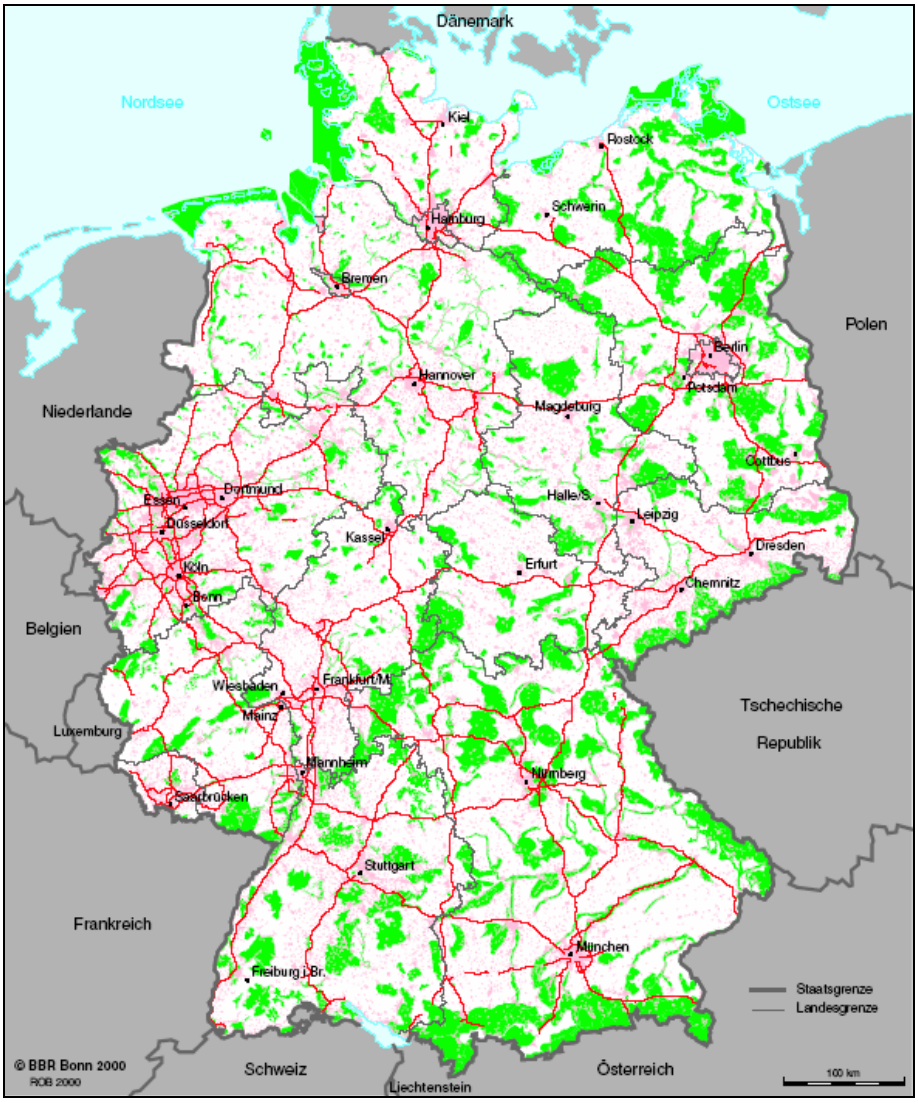



Abb. 32: Entwurf für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht

Stand: November 1999 (SSYMANK 2000a), Abb. aus BBR (2000: 268)
grün: Vorrangflächen, rote Linien: Bundesautobahnen

### 3.3.3 Initiative „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“

Unter dem Titel „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ fand am 27. und 28. November 2002 in Bonn-Röttgen eine Tagung statt, die vom Deutschen Jagdschutz-Verband (DJV) in Zusammenarbeit mit dem Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und dem Bundeamt für Naturschutz durchgeführt und von zahlreichen Verbands- und Behördenvertretern, Planern und Ökologen besucht wurde (RECK et al. 2005a).

Mit den Überlegungen zu den Lebensraumkorridoren wird integrativer Ansatz vorgestellt, der vorhandene Schutz- und Verbundkonzepte wie:

- das Pan-European Ecological Network (PEEN),
- die europäischen Schutzgebietssysteme NATURA 2000 bzw. EMERALD,
- die Biotopverbundplanungen der deutschen Bundesländer,
- den länderübergreifenden Biotopverbund nach § 3 BNatSchG sowie
- sektorale Ansätze zum Schutz der Wanderungen oder der Verbreitung und Wiederausbreitung einzelner Arten (z.B. Rothirsch, Luchs, Wildkatze und Fischotter) bzw. Artengruppen

repräsentiert, aufnimmt oder ergänzt. Repräsentiert werden v.a. die Ideen des PEEN (vgl. Kapitel 3.2.8), die die Funktion von Korridoren herausheben, die zur Gewährleistung von Wanderung, (Wieder-)Ausbreitung und Austausch für den Großteil der Artenbiodiversität nicht schmal (‚linear‘) und für wenige Arten gestaltet, sondern eher breiter (Übersicht s. RECK et al. 2005a: 309) und mit einem naturraumtypischen Spektrum an (Mangel-)Lebensräumen reich ausgestattet sein müssen.

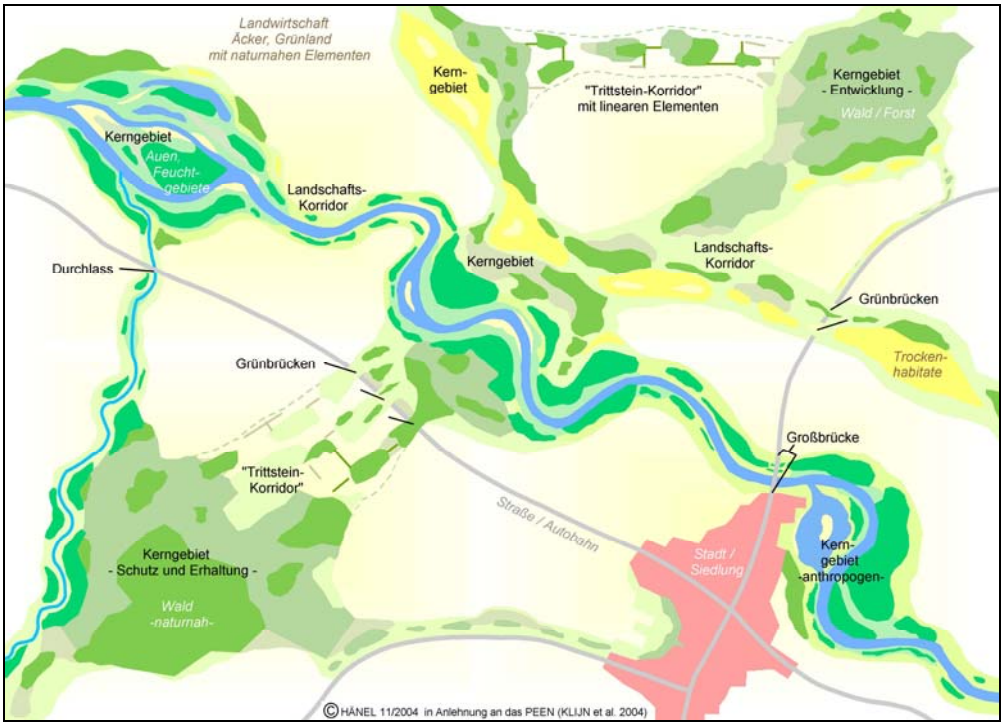



Abb. 33: Prinzipskizze Lebensraumverbund mit Lebensraum- bzw. Landschaftskorridoren (in Anlehnung an das PEEN, s. Kapitel 3.2.8)

Zu integrieren sind Ansätze, die v.a. auf die Ausweisung von Schutzgebieten und ‚Kernflächen‘ abzielen, wobei die Korridore eine Schlüsselrolle bei der funktionalen Verknüpfung der Gebiete einnehmen und die Schutzgebietssysteme damit notwendigerweise ergänzen. Für die Biotopverbundplanungen der Länder können die Inhalte des Konzeptes der Lebensraumkorridore eine Unterstützung (dort wo Korridore bereits Teil der Planungen sind) oder eine Anregung (bei fehlenden Planungen oder zu wenig auf funktionalen Verbund ausgerichteten Planungen) bedeuten. Die Kon-

zepte zum Schutz der größeren Säugetiere weisen auf den Flächenanspruch hinsichtlich geeigneter unzerschnittener Lebensräume hin und bringen den Gedanken der Durchlässigkeit der Landschaft besonders in Bezug auf die Verkehrsinfrastruktur ein, die Anforderungen an Standortqualitäten und an die strukturelle Qualität bzw. deren Dynamik sowie an tolerierbare Abstände zwischen Habitaten in Lebensraumkorridoren werden aber eher durch Zielarten der kleineren Tierarten und Pflanzen bestimmt (Details und zahlreiche Fachbeiträge s. in RECK et al. 2005a).

Der Ansatz der Lebensraumkorridore integriert zudem Aspekte der nachhaltigen Nutzung von Naturgütern (v.a. naturgebundene Erholung, Naturerlebnis, s. Abb. 34) und bezieht auch besondere Interessen der Jägerschaft z.B. zur Förderung reglementierter und seltener Wildarten oder die Überwindung von Verkehrswegen in bedeutsamen Gebieten und auf Wanderrouten ein.



Abb. 34: Die „Veluweroute“ - ein mulitfunktionaler Landschaftskorridor, der weite Teile der Niederlande durchqueren soll und in dem intensiv Naturentwicklung betrieben wird (vgl. Abb. 15) - Vorbild auch für zu entwickelnde Lebensraumkorridore (Quelle Abbildung: NATUURMONUMENTEN 2006)

Lebensraumkorridore sind also eine deutliche Erweiterung bzw. Weiterentwicklung der bisher in Deutschland verbreiteten Korridorauffassung, wenngleich der Begriff „Lebensraumkorridore“ bereits bei HOVESTADT et al. (1991:114) bzw. bei RIEDEL et al. (1994: 48) zu finden ist. Auch HOVESTADT et al. (1991: 114) vertraten die Auffassung, dass Korridore, die „die gewünschte Wirkung“ haben sollen, nicht nur „Bewegungskorridore“ sein können, sondern dass die Korridore selbst Lebensräume sein müssen. Die Entwicklung von Lebensraumkorridoren zielt ganz besonders auf die landschaftliche Ebene des Verbunds ab, d.h. mosaikartige Lebensraumverknüpfungen sollen in geeigneten Landschaftsteilen (z.B. Auen, Talhänge, Höhenzüge) über größere Strecken erhalten und entwickelt werden (s. JEDICKE & MARSCHALL 2003). Am ehesten zu vergleichen sind Lebensraumkorridore mit den „*robust corridors*“ des „Nationalen ökologischen Netzwerkes der Niederlande“ (Abb. 15, Abb. 34, Überblick bei BÖTTCHER 2007), die als zentrale Teile der ‚ökologischen Hauptstruktur‘ bis 2018 entwickelt werden sollen, was auch die Überwindung von Barrieren, verursacht durch Verkehrswege, einschließt.

Auf der Tagung „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ wurden für Deutschland folgende Defizite festgestellt (RECK et al. 2005a: 312, vgl. auch Kapitel 3.3.1):

- Anders als in den Nachbarstaaten existiert kein gesamtstaatliches oder länderübergreifend abgestimmtes Konzept zur Überwindung von Zerschneidung und zum Verbund.
- Integrative Entwicklungsansätze, insbesondere solche, die Nutzer und Nutzungen (Erholung, Naturerlebnis, Jagd etc.) einbeziehen, sind in Deutschland kaum angedacht.
- Flexibel einsetzbare Handlungsoptionen, deren Wirksamkeit abschätzbar ist, sind nicht ausreichend vorhanden oder nicht anwendungsorientiert aufbereitet.
- Schutzgebietssysteme sind nicht auf Komplementarität, Kohärenz und Wirksamkeit als übergeordnete, zusammen wirkende Einheiten überprüft und angelegt.
- Die Bedeutung von Populationsdichten sowohl von besonders schutzbedürftigen Arten und mehr noch von habitatgestaltenden Arten für die langfristige Erhaltung der Biologischen Vielfalt wird in bestehenden Verbundkonzepten nicht berücksichtigt (systemwirksame Wildtierdichten und Wildtiermobilitäten und deren Steuerung sind bisher nicht Gegenstand von Planungen, selbst die Funktionen von Nutztieren sind kaum einbezogen); und
- das nach Stand des Wissens notwendige Maß an Verbund bzw. das notwendige Maß zur Überwindung künstlicher Barrieren ist unklar, weil dieses Wissen über Einzeldisziplinen zerstreut oder auch ungenügend ist. Dies hat zur Folge, dass selbst das vorhandene Wissen nicht in geeigneter Weise zur Verfügung steht.
- Ein wissenschaftlich fundiertes Programm, das bereits vorhandene Zerschneidungen analysiert, den Sanierungsbedarf ermittelt und gewichtet (Arealstabilisierung und Wiederausdehnung für Repräsentanten verschiedener Anspruchs- und Ausbreitungstypen von Arten) existiert nicht.
- Neue Projekte und bundesweite Planungen zur Verkehrsinfrastruktur sowie andere Eingriffsvorhaben beachten Verbundnotwendigkeiten, die über die Vermeidung lokaler Zerschneidung hinausgehen meist noch nicht, weil übergeordnete Verbundplanungen bundesweit nicht vorliegen.

Die daraufhin erarbeitete bundesweite Initiativskizze bzw. das Grobkonzept der zu entwickelnden Lebensraumkorridore (Abb. 38) basiert auf vorhandenen bzw. zur Verfügung gestellten Biotopverbundplanungen der Länder sowie auf verschiedenen Expertenkonzepten bzw. -modellen, die Korridore ‚artunspezifisch' bzw. für größere Säugetierarten ausweisen. Bei den letzteren sind die „Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa" von STREIN et al. (2005a) und entsprechende „Ergänzende Modellierungen für die Norddeutsche Tiefebene und Teile Süddeutschlands" (STREIN et al. 2005b) hervorzuheben, da sie die Initiativskizze inhaltlich wesentlich mitbestimmen. Weiterhin wurden Konzepte und Informationen zu Luchs (SCHADT et al. 2000, SCHADT 2002, SCHADT et al. 2002 a, b, Abb. 36), Fischotter (REUTHER 2004), Rothirsch (BECKER 2001, 2002, Abb. 37) und Wildkatze (HERRMANN 2004) einbezogen sowie die Ausbreitungs- und Wanderkorridore Mecklenburg-Vorpommerns (s. Kapitel 4.2.5, Abb. 44) integriert (Details s. RECK et al. 2005b: 43 ff.).

Bei der Arbeit an der Initiativskizze hatten sich einige der o.g. Defizite nochmals deutlich offenbart. Die Unvollständigkeit und Inkompatibilität der Biotopverbundplanungen der Länder (s. auch Kapitel 4.3) ermöglichte es nicht, ein nationales ‚Verbundkonzept' zusammenzustellen. Durch die Konzepte und Modellierungen für die Artengruppe der größeren Säugetiere wurde nur sehr kleiner Teil der gefährdeten Artenvielfalt abgedeckt (vgl. Kapitel 5.4.5, Diskussion in Kapitel 7.5.9) sowie die Initiativskizze durch Ergebnisse aus *Cost Distance*-Analysen geprägt (s. dazu Kapitel 5.3.4 und 5.3.5).

Die Initiativskizze ist deshalb eher als ein ‚Bericht' zum Stand der beschränkten Verbundüberlegungen auf nationaler Ebene aufzufassen und stellt kein fachlich ausgewogenes Konzept dar, welches für die gesamte auf Verbund angewiesene Artenvielfalt steht. Gleichwohl zeigte die Resonanz

auf die veröffentlichte Karte v.a. in der Verkehrswegeplanung und z.T. in der Raumordnung die Notwendigkeit eines solchen informellen, mit ökologischen Inhalten hinterlegten Konzeptes auf.

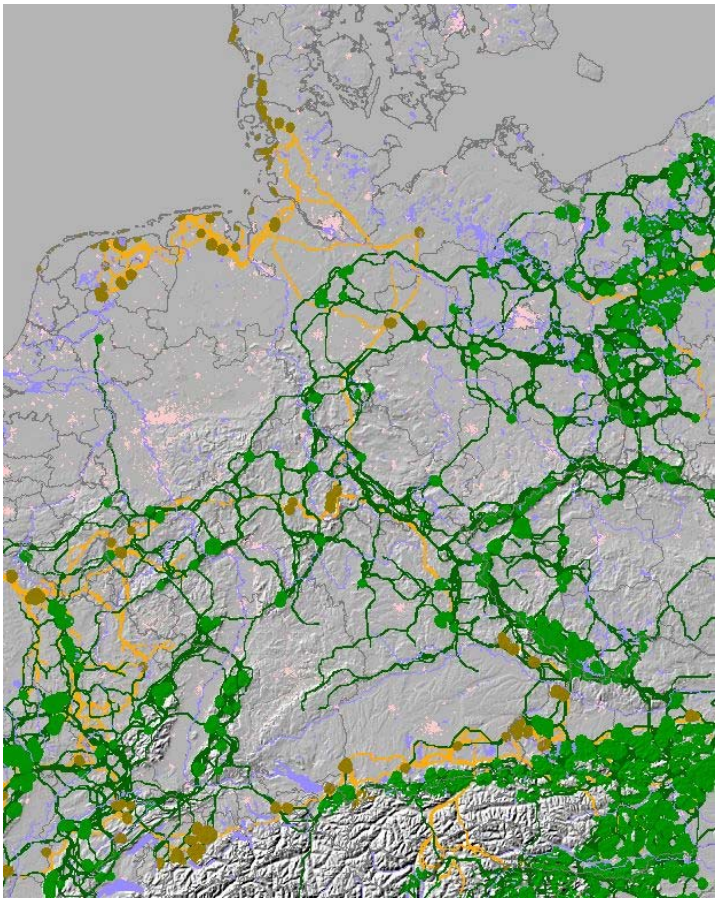


Abb. 35: Korridormodellierung für Mitteleuropa
(STREIN et al. 2005a)
grün: Korridore zwischen waldgeprägten Kerngebieten
orange: Korridore zwischen grünlandgeprägten Kerngebieten

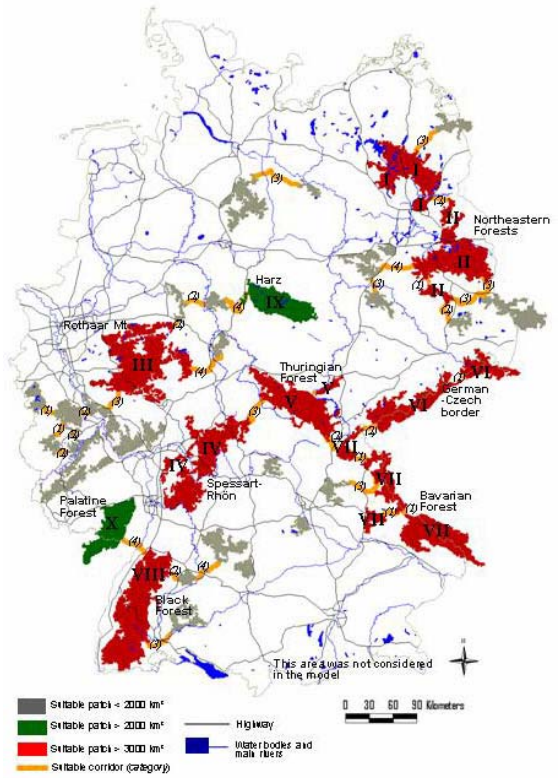



Abb. 36: Habitatmodell Luchs und Korridore
(SCHADT et al. 2002a)



Abb. 37: Wanderkorridore des Rothirsches
(BECKER 2005)

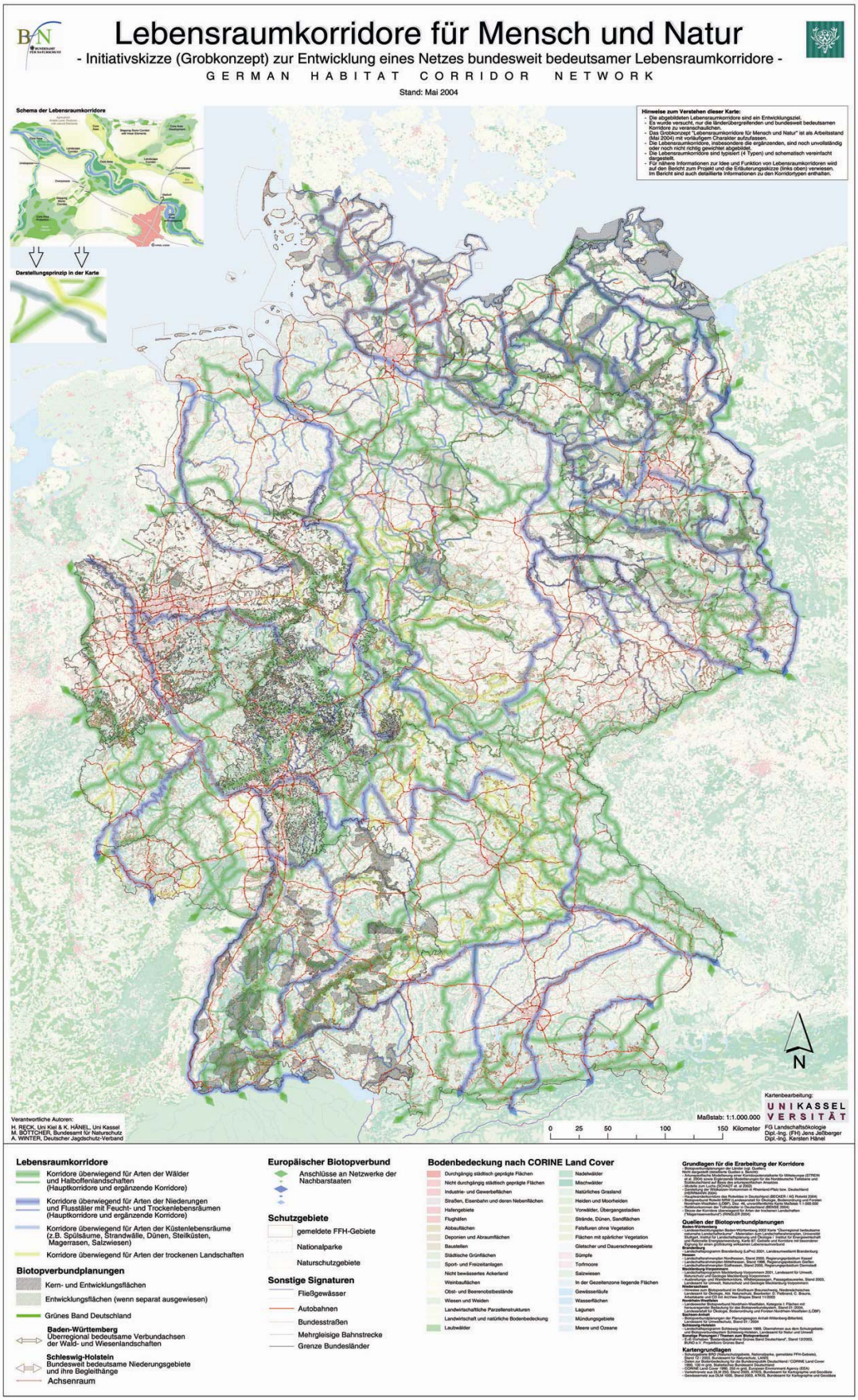



Abb. 38: Lebensraumkorridore für Mensch und Natur - Initiativskizze

(RECK et al. 2005b)

### 3.3.4 Konzepte für größere Säugetiere - Korridore und ‚Entschneidung'

Neben den unter Kapitel 3.3.3 bereits aufgeführten Konzepten für größere Säugetiere gibt es weitere (neuere) großräumige Projekte und Pläne mit Bezug auf diese Artengruppe. Sie beziehen sich auf ganz Deutschland, wobei es bei einigen Initiativen auch Schwerpunkte auf Länderebene gibt. Die Konzepte haben in der Regel keinen Bezug zu den Biotopverbundplanungen der einzelnen Bundesländer (s. Kapitel 4), sondern sie wurden überwiegend von engagierten Expertengruppen und Umweltverbänden initiiert, die darin, dass die größeren Säugetiere mit ihren besonderen Raumansprüchen in den Biotopverbundplanungen oft nicht berücksichtigt wurden und länderübergreifende bis nationale Aspekte lange Zeit keine Rolle spielten, einen gravierenden Mangel sahen.

**Standorte für Grünbrücken** (SURKUS & TEGETHOF 2004)
In einem Forschungsprojekt der Bundesanstalt für Straßenwesen wurden bezogen auf den Rothirsch und die Wildkatze Streckenabschnitte von Bundesstraßen und Autobahnen benannt und kartografisch dargestellt, die durch die Vorkommensgebiete der genannten Arten führen oder in räumlicher Nähe zwischen diesen Gebieten verlaufen. Dazu wurden zunächst die Lebensgewohnheiten und die Verbreitungsgebiete der Arten in der Bundesrepublik recherchiert und kartografisch erfasst. Für den Rothirsch wurden die „bekannten Fernwanderrouten" hinzugefügt. Danach erfolgte jeweils die Überlagerung der artspezifischen räumlichen Informationen mit dem Bundesstraßen und Autobahnen, wobei nur Strecken berücksichtigt wurden, die über 10.000 KFZ/24h aufwiesen. Für den Rothirsch konnten so 111 und für die Wildkatze 41 z.T. sehr lange, kritische Streckenabschnitte ermittelt werden. Die Abschnitte werden in artspezifische Tabellen beschrieben. Aufgeführt werden die Straßenbezeichnung, das Bundesland, Ortbezeichnungen zu den Abschnitten (Anfang und Ende), die Verkehrsmengen sowie die Streckenlänge z.T. mit ergänzenden Bemerkungen (Die Karten können wegen schlechter Qualität hier nicht wiedergegeben werden).

Das Konzept wird nicht als explizit als ‚Entschneidungskonzept' bezeichnet, sondern soll „für Ausbauvorhaben darauf hinweisen, wo der Untersuchungsraum über einen Planungskorridor hinaus zu erweitern ist". Der (nicht ganz zutreffende) Titel „Standorte für Grünbrücken" weist aber auf die eigentliche Zielstellung hin. In der Diskussion wird hervorgehoben, das mit den beiden Arten nur ein geringer Teil der betroffenen Arten betrachtet werden konnte und das zahlreiche weitere Konfliktstellen vorhanden sind, bei denen Querungshilfen erforderlich sind („Man denke an Wildschwein, Reh, Dachs, Fledermäuse, Reptilien, etc. und vergesse schließlich die Insekten nicht.")

**NABU-Bundeswildwegeplan 2007**
Anfang 2007 veröffentlichte der Naturschutzbund Deutschland (NABU) den „Bundeswildwegeplan" (HERRMANN et al. 2007). Er ist inhaltlich stark mit verschiedenen vorausgegangen Konzepten verknüpft (Initiativskizze Lebensraumkorridore und deren Grundlagen, s. Kapitel 3.3.3), konzentriert sich aber auf die fünf „Leitarten" (vgl. aber Definition nach FLADE 1991, 1994) Wildkatze, Luchs, Wolf, Rothirsch und Fischotter. Im Plan werden 125 Stellen benannt, an denen die Errichtung von Querungshilfen des „vordringlichen Bedarfs" bis zum Jahr 2020 erforderlich ist (Abb. 39). Der NABU fordert außerdem die Konkretisierung des „weiteren Bedarfs" an Querungshilfen (s.u.), die Verhinderung weiterer Zerschneidung, die Entwicklung von Wildtierkorridorsystemen auf Landes- und Regionalebene sowie die Sicherung von Wildtierkorridoren in der Raumordnung.

Die konfliktreichsten Punkte wurden im Wesentlichen durch die Überlagerung der Vorkommensgebiete der Arten und der national bis international bedeutsamen Lebensraumkorridore für die Arten der Wälder und Gewässer (Abb. 38) ermittelt. Insgesamt ergab dies 812 Stellen. Zusätzlich flossen 98 Stellen in die anschließende Bewertung ein, die von NABU-Landesverbänden, NABU-Gruppen und externen Experten vorgeschlagen wurden. Die 125 Stellen des „vordringlichen Bedarfs" wur-

den schließlich auf der Basis einer Punktbewertung bestimmt (s. Tab. 1). Hervorzuheben ist, dass von den bundesweit bedeutsamen Lebensraumkorridoren drei Korridore von Ost nach West und drei Korridore von Süd nach Nord ausgewählt werden, denen dann in der Bewertung ein besonderes Gewicht beigemessen wurde, um durchgängige Achsen zu schaffen.

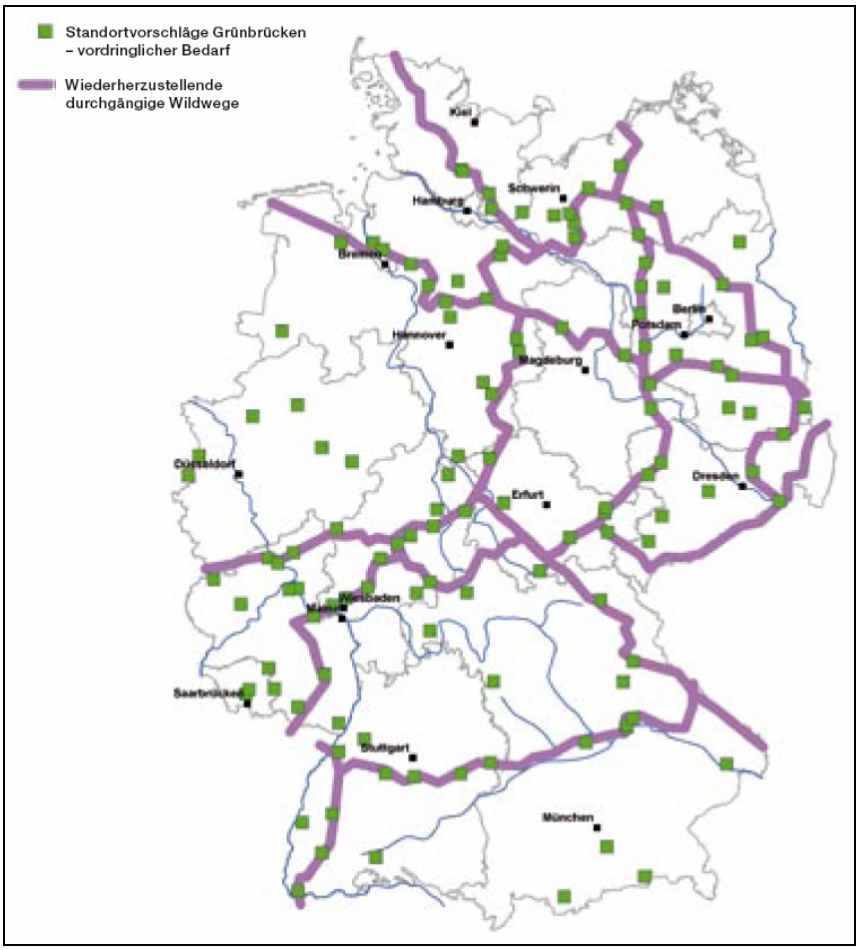



Abb. 39: NABU-Bundeswildwegeplan - 125 Handlungspunkte des vordringlichen Bedarfs
(HERRMANN et al. 2007)

Tab. 1: Kriterien für die Bewertung der ‚Entschneidungspunkte' (HERRMANN et al. 2007)

| **Kriterium der Lage** | **Quelle** | **Punkte Gewichtung** |
|---|---|---|
| Bundesweit bedeutsame Hauptkorridore des Waldes und des Halboffenlandes (7 km breit) | DJV-BfN Lebensraumkorridore | **** |
| Bundesweit bedeutsame Nebenkorridore des Waldes und des Halboffenlandes (2 km breit) | DJV-BfN Lebensraumkorridore | ** |
| Bundesweit bedeutsame Hauptkorridore der Gewässer (7 km breit) | DJV-BfN Lebensraumkorridore | ** |
| Bundesweit bedeutsame Nebenkorridore der Gewässer (2 km breit) | DJV-BfN Lebensraumkorridore | * |
| Verbreitungsgebiet des Wolfes (zzgl. 100 km Puffer) und historisches Einwandergebiet (zzgl. 50 km Puffer) | NABU – Lupus | ** |
| Verbreitungsgebiet des Otters | Aktion Fischotterschutz | * |
| Otterpfade außerhalb des Verbreitungsgebietes des Otters und Gewässerkorridore im Verbreitungsgebiet des Otters. | Aktion Fischotterschutz | ** |
| Verbreitungsgebiet des Luchses (inkl. sporadisches Auftreten) | NABU, Landesinitiativen | ** |

| Kriterium der Lage | Quelle | Punkte Gewichtung |
|---|---|---|
| Potenzialraum des Luchses soweit nicht Verbreitungsgebiet | Kramer-Schadt (2002) | * |
| Verbreitungsgebiet der Wildkatze (zzgl. 25 km Puffer) | ÖKO-LOG Freilandforschung, Wildkatzenspezialisten | ** |
| Ausgewiesene Rotwildgebiete und weitere Rotwildeinstände (zzgl. 25 km Puffer) | Deutsche Wildtierstiftung, NABU | * |
| Expertenvorschlag | NABU, Wissenschaftler, AG Rotwild im DJV (Priorität 1), TLUG Thüringen. | *** |
| Expertenvorschlag | AG Rotwild im DJV, AG Rotwild Sachsen (Priorität 2) | * |
| Korridor liegt im Flachland, sodass kaum größere Talbrücken oder Tunnel am Verkehrsweg vorhanden sind. | ÖKO-LOG Freilandforschung | ** |
| In der näheren Umgebung (5 km) des vorgeschlagenen Entscheidungspunktes sind keine anderen Querungsmöglichkeiten (z. B. Talbrücken) vorhanden | ÖKO-LOG Freilandforschung | * |
| Schmaler Korridor (< 10 km) zwischen ansonsten eher ungeeignetem Umfeld (Städte, stark zerschnittene Regionen) | ÖKO-LOG Freilandforschung | *** |
| Keine Häufung mehrere Barrieren im Korridor hintereinander (nur eine Barriere auf 5 km) | ÖKO-LOG Freilandforschung | * |
| Kreuzt stark befahrene Bahnlinien und Straßen mit Verkehrsstärken über 10.000 Kfz/24h | BMVBW-Verkehrsstärkenkarte 2000 | *** |
| Kreuzt ICE-Neubaustrecken oder Straßen mit Verkehrsstärken über 30.000 Kfz/24h | BMVBW-Verkehrsstärkenkarte 2000 | ***** |
| FFH-Gebiete (zzgl. 500 m Puffer) (Stand der Meldungen 2005) | BfN | ** |
| Korridor verläuft im unzerschnittenen, verkehrsarmen Raum über 100 km² (zzgl. 2 km Puffer) | BfN | ** |

**Rettungsnetz für die Wildkatze und Wildkatzenwegeplan für Deutschland 2007 (BUND)**

Aufbauend auf einer bisher für Deutschland einmaligen Studie, in deren Rahmen neun Wildkatzen zu Forschungszwecken im Hainich (Thüringen) gefangen und telemetriert werden konnten, sowie auf Basis der Ergebnisse einer landesweiten Fragebogenaktion zum Vorkommen der Wildkatze in Thüringen wurde 1999 das Artenschutzprogramm für die Wildkatze in Thüringen erarbeitet. Darin formulierte der BUND die Idee eines Waldbiotopverbunds vom Hainich in den Thüringer Wald. Daraus wurde später das Projekt „**Ein Rettungsnetz für die Wildkatze**“ für die drei Bundesländer Thüringen, Hessen und Bayern entwickelt (MÖLICH 2005, 2006). Dieses beinhaltet vier Projektbereiche (Korridor, Kartierung, Kontrolle, Kommunikation). Im Projektbereich „Korridor“ wurde sich konkret mit der Verwirklichung des Korridors vom Hainich in den Thüringer Wald auseinandergesetzt, es wurden aber auch Korridormodellierungen (*Cost Distance*-Analysen) für ganz Thüringen bzw. auch für alle drei Länder durchgeführt (MÜLLER 2006). Für Hessen laufen in diesem Zusammenhang vertiefende Analysen für einen „Wildkatzen-Wegeplan Hessen“, die auch die Ermittlung von prioritären Handlungsschwerpunkten für die ‚Entschneidung‘ zum Inhalt haben (erste Ergebnisse s. SIMON 2006).

Der BUND dehnte seine Aktivitäten zum Lebensraumverbund für die Wildkatze und weitere waldbewohnende Arten auf ganz Deutschland aus und legte 2007 den auf *Cost Distance*-Analysen beruhenden nationalen „Wildkatzenwegeplan“ vor (BUND 2007, Karte s. Abb. 40). Den ‚Wildkatzenwegen‘ liegen 35 Startpunkte und 52 Zielpunkte zugrunde. Startpunkte liegen in Gebieten, von denen aus Wildkatzen abwandern könnten; jedes (sicher) bekannte Wildkatzenvorkommen ist durch einen Startpunkt repräsentiert. Zielpunkte liegen in für die Wildkatze geeigneten Gebieten ohne aktuelle Vorkommen. Ausgewählt wurden Gebiete, die auf einer Fläche von mehr als 500 km² als für Wildkatzen geeignet eingestuft werden (detailliert s. KLAR 2007b). Mit dem Plan ist die Forderung verbunden, zwei Nord-Süd-Achsen und drei südwest-nordöstlich verlaufene Achsen prioritär umzusetzen (planerische Sicherung und materielle Anlage). Es sollen Fördermittel zur

Anlage von Wildkatzenkorridoren bereitgestellt, die Korridore nicht weiter zerschnitten (z.B. durch Verkehrswege, Gewerbegebiete) und bei vorhandenen Zerschneidungen (Autobahnen, Bundesstraßen, Schnellbahntrassen) Querungsbauwerke geschaffen werden. Außerdem sollen unzerschnittenen Wildkatzenlebensräumen und potenziellen Wildkatzenlebensräumen auf Grundlage des Wildkatzenwegeplans sichergestellt und die Wildkatze in ihrem Habitat geschützt werden. Betont wird zudem, dass die Einrichtung von Korridoren zwar wichtig ist, die „Schaffung ausreichend großer Schutzgebiete als Rückzugsgebiete für die Wildkatze“ und eine naturnahe Waldentwicklung (längere Umtriebszeiten, Totholz, Sukzessionsbereiche, Sensibilisierung der Jägerschaft) weitere notwendige Handlungsfelder sind.

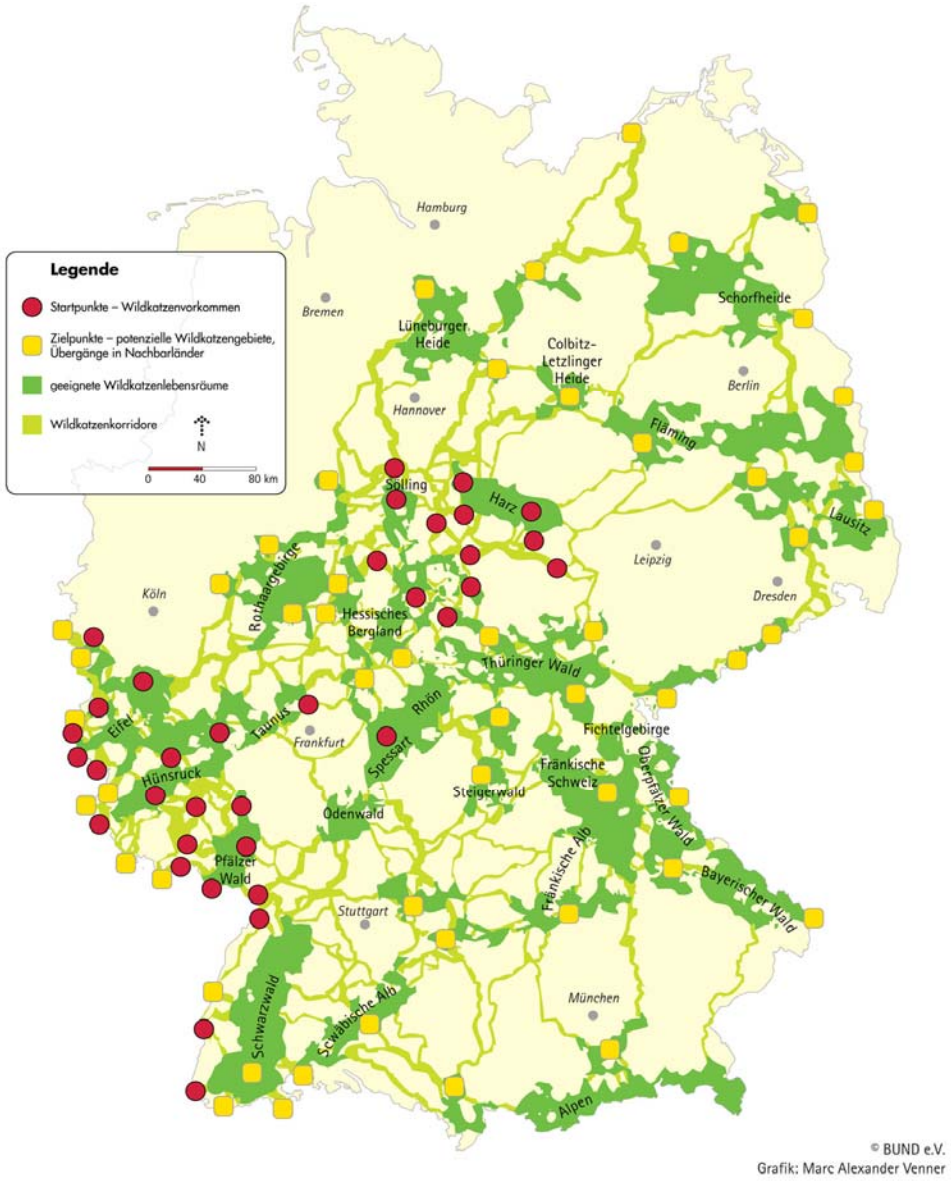



Abb. 40: Wildkatzenwegeplan für Deutschland
(Quelle: BUND 2007)

### 3.3.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung der bisherigen Entwicklungen zur Implementierung eines ‚nationalen‘ Lebensraumverbunds muss berücksichtigt werden, dass Deutschland föderal aufgebaut ist, die Hauptverantwortungen also bei den Ländern liegen und dort auch die entspre-

chenden Planungen und Umsetzungsprogramme anzusiedeln sind (s. nachfolgendes Kapitel 4). Gerade aber für den Lebensraumverbund sind großräumige, länderübergreifende Zusammenhänge zu berücksichtigen, die es gebieten, dass der Bund eine koordinierende und auch mitfinanzierende Rolle zumindest für eine ‚Hauptstruktur' übernimmt, ähnlich wie dies beim Bau und der Unterhaltung der Bundesfernstraßen seit langem verankert ist. Dass dies generell möglich wäre, zeigten die relativ konkreten Pläne zum Aufbau eines „flächendeckenden Biotopverbundsystems" im Rahmen eines Bundeslandschaftskonzeptes, wie dies im „Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms" der Bundesregierung vorgesehen war (BMU 1998a).

Zur kartografisch hinterlegten Vorbereitung eines ‚nationalen' Lebensraumverbunds, welche im Hauptfokus dieser Arbeit steht (s. Zielstellung, Kapitel 1.2), lassen sich die Eckpunkte der Entwicklungen relativ schnell zusammenfassen. Obwohl die konzeptionell untermauerten Forderungen nach einem Bundeslandschaftskonzept oder -programm mindestens 20 Jahre zurück reichen (s. Kapitel 3.3.1, vgl. auch BRUNS et al. 2005), ist es erst im Jahr 1999 gelungen, eine Karte der „Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht", also eine räumliche Darstellung von national bedeutsamen Gebieten, die auch über die Schutzgebietsgrenzen hinaus gehen, zu erarbeiten (SSYMANK 2000a, Abb. 32). Damit war nicht automatisch ein erstes nationales Verbundkonzept entstanden, weil von vielen zuarbeitenden Bundesländern „Vorrangflächen" relativ ‚eng' ausgelegt wurden; durch die Integration von Kulissen aus einigen landesweiten Biotopverbundplanungen (z.B. Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein) enthält der Entwurf aber auch Elemente eines großräumigen Verbundkonzeptes. Mit der Initiativskizze „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur" (RECK et al. 2005b) und nachfolgender ergänzender Arbeiten im F+E-Vorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds" gelang eine kartografische Zusammenfassung der Kulissen der landesweiten Biotopverbundplanungen der Bundesländer (Abb. 53), deren länderübergreifende Aussagekraft jedoch eingeschränkt ist (nähere Erläuterungen zu den Länderplanungen s. Kapitel 4.3). Für einige Bundesländer liegen keine Verbundplanungen vor, der Charakter der bestehenden Planungen ist extrem unterschiedlich und auch eine Differenzierung der ökologischen Hauptfunktionen der dargestellten Flächen ist nicht möglich. Letzteres wäre aber z.B. für eine adäquate Zuarbeit zum PEEN (s. Abb. 9) vor dem Hintergrund der Qualität anderer Netzwerkplanungen in Europa (s. Niederlande - Abb. 15, Schweiz - Abb. 17, Abb. 18) oder als Grundlage zur Prüfung strategischer Pläne auf Bundesebene (z.B. Bundesverkehrswegeplan) erforderlich.

Auf nationaler Ebene fehlt somit nach wie vor ein umfassendes, integrierten Verbundkonzept, welches systematisch für alle von Lebensraumfragmentierung und -zerschneidung betroffenen (gefährdeten) Arten erarbeitet wurde. Die Initiativskizze „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur" konnte neben der Zusammenstellung der Verbundplanungen nur für die Artengruppe der Großsäuger weiter fortgeschrittene Konzepte integrieren und auch in der Folgezeit gab es Weiterentwicklungen im Wesentlichen nur auf diesem Sektor (s. Kapitel 3.3.4). Die für den Schutz des Großteils der gefährdeten Artenbiodiversität wichtigen Räume konnten erst im Ergebnis des F+E-Vorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds" (wiederum nur fast) bundesweit auf fachlicher Basis (kartierte Biotope bildeten die Grundlage) und ökologisch differenziert aufgezeigt werden. Damit wurde zwar eine maßstabsgerechte Informationsgrundlage auch zum Verbund von Lebensräumen geschaffen, es ist aber noch längst kein ‚Konzept' erarbeitet, welches nationale Zielsetzungen beinhaltet bzw. räumlich konkretisiert und priorisiert. Für einen tragfähigen nationalen Ansatz wäre es auch erforderlich, dass die für einige größere Säugetierarten aufgestellten Verbundkonzepte in ein umfassendes Gesamtkonzept zur Minderung von Lebensraumfragmentierung und -zerschneidung integriert werden.

Gegenwärtig ist nicht absehbar, dass aus einer Zusammenfügung der Biotopverbundplanungen der einzelnen Bundesländer das vielfach geforderte, in Maßstab und Inhalten kompatible nationale

Konzept aufgestellt werden kann (vgl. Kapitel 4.3). Auch die Wirkung des § 3 BNatSchG (Biotopverbund), dessen Inhalte trotz Fristen bis jetzt nur sehr zögerlich in die Landesgesetze überführt werden, bleibt umstritten (s. SRU 2002a, JEDICKE & MARSCHALL 2003, ZELTNER 2005). Nach dem Arbeitskreis „Länderübergreifender Biotopverbund" (BURKHARDT et al. 2003 u. 2004) soll zwischen einem „Biotopverbund im gesetzlichen Sinne" und einem „Biotopverbund im weiteren (fachlichen) Sinne" unterschieden werden. Dieser „Biotopverbund im weiteren (fachlichen) Sinne" ist der Biotopverbund, der sich in den bereits fortentwickelten Biotopverbundplanungen einiger Bundesländer (z.B. Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt) mit 20-30 % Landesflächenanteil niederschlägt und eigentlich erst in dieser Form zu einem räumlich-funktional verknüpften System für die gefährdeten Lebensräume und Arten führt, in dem auch die wichtigen Verbindungsflächen entsprechenden Raum einnehmen. Obwohl der § 3 BNatSchG von mindestens 10 % (gesicherter) Fläche für den Biotopverbund ausgeht, ist abzusehen, dass die ‚Bilanzierung' nach § 3 BNatSchG sich deutlich an diesem Prozentsatz orientieren wird. Zu vermuten ist, dass die 10 % in nicht wenigen Gebieten bereits mit den „Kernflächen" (und vielleicht mit einigen Entwicklungsflächen) erreicht werden. Damit ist aber noch kein Biotopverbund realisiert, der tatsächlich ausreichend der „nachhaltigen Sicherung von heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensgemeinschaften, sowie der Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen" dient. Im Gegenteil: Die 10 %-Marke kann im negativsten Fall dazu führen, dass die o.g. progressiven Biotopverbundplanungen einiger Bundesländer in Misskredit gebracht werden, weil die Politik nunmehr unter ‚Biotopverbund' ausschließlich ein „Vorrangflächensystem" (MENGEL 2004: 318) im Sinne einer zusammenfassenden ‚Schutzgebietskategorie' auffasst.

Damit entsteht aber ein immer größer werdender Widerspruch zwischen der Propagierung des 2010-Zieles (s. Kapitel 3.2.9) auch durch die Bundesregierung („Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt") und dem Stand der tatsächlich eingeleiteten Maßnahmen zur Zielerreichung. Die Aufstellung eines Bundeslandschaftskonzepts in Zusammenarbeit mit den Ländern, welches den Lebensraumverbund einschließt, aber vielmehr noch ein finanziertes Programm zur Verwirklichung des Verbundes ist dringend erforderlich, um nicht bei der Entwicklung und Umsetzung ‚Ökologischer Netzwerke' in Europa eines Tages ganz hinten zu stehen. Aus fachlicher Sicht bleibt als ein Handlungsfeld zunächst die (Weiter)Entwicklung der Methoden, die die räumliche Identifizierung eines ökologisch wirksamen nationalen Verbundsystems gewährleisten. Dafür gab es auf nationaler Ebene bisher nur wenige Rahmensetzungen und Ideen, die auf die gesamte Artenvielfalt ausgerichtet sind.

# 4 Die landesweiten Biotopverbundplanungen in der Bundesrepublik Deutschland

## 4.1 Vorbemerkungen zur Länderübersicht

Mit der Erarbeitung der nachfolgenden Länderübersicht wird der Zweck verfolgt, erstmals in ausführlicher Form über den Stand der landesweiten Planungen in Deutschland zu informieren und eine Zusammenschau der methodischen Vorgehensweisen zu erhalten sowie Entwicklungstendenzen und Defizite zu erkennen (vgl. Kapitel 2 - Methodisches Gesamtkonzept; Stand der Übersicht: Ende 2006; bis Ende 2007 jedoch nur wenige neue Entwicklungen).

Auf der landesweiten Planungsebene können in den entsprechenden Karten keine stark detaillierten ökologischen Zusammenhänge dargestellt werden. Da es sich aber um eine Planung für einen ‚ökologischen Verbund' handelt, müsste die Methodik zur Auswahl von Flächen und Abgrenzung von Räumen grundsätzlich erst einmal an den Ansprüchen der (gefährdeten) Arten und/ oder an den entsprechenden Lebensräumen orientiert sein, was differenzierte Überlegungen erforderlich macht. Die in Karten erscheinenden Flächenkulissen sind dann schließlich ‚nur' das Ergebnis dieses Vorgehens. Für einen Ländervergleich, der nicht nur diese Flächenkulissen betrachten soll, ist diese Feststellung wesentlich. Da nur auf die veröffentlichten und sonstigen verfügbaren Unterlagen (ggf. ergänzt durch Befragung) zurückgegriffen werden konnte, ist die Möglichkeit eingeräumt, dass die Methodik der einzelnen Planungen dann nicht schlüssig nachvollzogen werden konnte, wenn sie nicht aus den Unterlagen hervorging. Es wird hier davon ausgegangen, dass die Beschreibung der Planungsmethode grundsätzlich Teil eines Plans oder zumindest zugänglicher Veröffentlichungen ist und demzufolge auch, zumindest in groben Zügen, nachzulesen sein muss (Grundsatz der Nachvollziehbarkeit, „Ableitungszusammenhang" nach JESSEL & TOBIAS 2002: 338). Anderenfalls ist zu schlussfolgern, dass es keine spezielle mit Regeln beschreibbare Methode gab oder dass sie aufgrund ihrer Einfachheit mit einer allgemeinen Beschreibung im Plan abgedeckt ist. *Es kann im Einzelfall nicht ausgeschlossen werden, dass es weitere (nicht verfügbare) fachliche Unterlagen gibt, die von methodischer Bedeutung sind. Auf diesen Zusammenhang, der unterschiedliche Umfänge der länderbezogenen Ausführungen mit sich bringt und auch zu vermeintlichen Fehleinschätzungen führen kann, soll hiermit hingewiesen sein.*

Eine Darstellung von Karten erfolgt im Rahmen der nachfolgenden Ausführungen nur beispielhaft, da die landesweiten Karten nur teilweise reproduzierbar sind. Auch können in dieser Übersicht nicht alle Legenden lesbar aufbereitet werden; trotzdem unterstützen die Plankarten die vorgenommene Beschreibung der einzelnen landesweiten Verbundansätze. Für eine vereinfachte kartografische Gesamtübersicht wird auf Abb. 53 verwiesen.

Die Länderübersicht kann auch als Grundlage für eine Einschätzung dienen, ob die Planungen der einzelnen Länder nach einer Zusammenführung bereits geeignet wären, ein in Maßstab und Inhalten kompatibles Planwerk für ein nationales „Ökologisches Netzwerk' darzustellen, aus dem zumindest grobe ökologische Inhalte entnommen werden können (vgl. an Ökosystemtypen ausgerichtete Planungen z.B. in den Niederlanden oder in der Schweiz).

Die Länderübersicht ist durch folgende Vergleichsparameter, die anschließend näher erläutert werden, gegliedert:

- Planungsstand
- Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung
- Fachlicher Planungsansatz
- Inhalte der Raumordnungsplanung auf Landesebene

**Planungsstand**

Unter diesem Punkt soll sehr kurz die Frage beantwortet werden, ob eine Planung vorliegt, die die landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds maßstabsgerecht ausweist. Der Zusatz ‚maßstabsgerecht' wird eingebracht, damit nicht nur nach einer ‚landesweiten' Planung bzw. Darstellung, die auch in den Maßstäben 1:25.000 oder 1:50.000 vorliegen kann, gefragt wird, sondern damit deutlich wird, ob für das Bundesland eine der Landesebene maßstäblich entsprechende Planung bzw. Darstellung oder eine Aggregation großmaßstäblicherer Planungsergebnisse existiert. Bei Flächenbundesländern wäre das etwa der Maßstabsbereich 1:200.000 bis 1:300.000 (max. 1:100.000 bis 1:500.000), in dem die Plankarten in der Regel veröffentlicht werden und in dem durch die Planungsdarstellung die landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds erkennbar werden sollten. Dies gilt insbesondere für die Verbindungsachsen bzw. -räume.

Die Frage nach dem Planungsstand bezieht sich ausschließlich auf Inhalte landesweit organisierter Naturschutzfachplanung bzw. Landschaftsplanung (organisiert/ geplant z.B. von einer Landesfachbehörde). Ob die regionale Naturschutzfachplanung bzw. Landschaftsplanung in den einzelnen Ländern entsprechende Inhalte zum Biotopverbund enthält (insbesondere die Landschaftsrahmenpläne) bzw. mit welcher Flächendeckung und Ausprägung diese Planungen für das jeweilige Land vorliegen, kann hier aufgrund des extremen Arbeitsumfanges und der nicht primär auf diese Ebenen ausgerichteten Zielstellung dieser Arbeit nur ansatzweise eingegangen werden.

Auf die Planungen der Raumordnung, die die Aufstellung von „ökologischen Verbundsystemen" enthalten und die Integration von Inhalten der Biotopverbundplanungen vollzogen haben kann, wird im Punkt „Planungsstand" nicht eingegangen. Dazu gibt es eine gesonderte Betrachtung (s.u.). Nur im Ausnahmefall, z.B. wenn keine landesweite Naturschutzfachplanung bzw. Landschaftsplanung zum Biotopverbund vorliegt, erfolgt bereits unter „Planungsstand" ein kurzer Hinweis auf entsprechende Inhalte (wenn vorhanden) der Landesplanung der Raumordnung.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

Hier erfolgen genauere Angaben zur landesweiten Biotopverbundplanung wie z.B. zum Maßstab, zur Planungsträgerschaft, zur planenden bzw. organisierenden Fachbehörde und zum Stand der veröffentlichten Unterlagen. Hinsichtlich der Planungsträgerschaft werden „Naturschutzfachplanung" und „Landschaftsplanung" unterschieden. Damit wird nicht ausgedrückt, dass Landschaftsplanung keine Naturschutzfachplanung sein soll oder kann, sondern gekennzeichnet, dass es neben der integrativen Landschaftsplanung auch (vorerst) separate naturschutzfachliche Biotopverbundplanungen geben kann.

Unter dem Stichpunkt „Planungsausrichtung" werden die Verknüpfungen zwischen den Ebenen dargestellt (Hierarchien, Gegenstromprinzipien, Aggregation von regionalmaßstäblichen Darstellungen für die Landesebene usw.). Ausführungen zu den rechtlichen Grundlagen erfolgen nur dann, wenn in Rechtsvorschriften konkrete Festlegungen zum Biotopverbund oder zu einer den Biotopverbund mitführenden Planung enthalten sind, diese aber noch nicht oder nur teilweise umgesetzt wurden (z.B. Verpflichtung zur Aufstellung eines Landschaftsprogramms o.ä.).

Wenn Abstimmungen der landesweiten Biotopverbundplanung mit Nachbarländern bzw. -staaten in den Unterlagen erkennbar sind, werden diese berücksichtigt. Auf die regionale Planungsebene (z.B. Landschaftsrahmenpläne) wird an dieser Stelle nur so weit eingegangen, wie es für das Verstehen des Planungssystems erforderlich ist.

**Fachlicher Planungsansatz**

Mit einer Wiedergabe der Planungsmethode in Kurzform soll die fachliche Vorgehensweise insbesondere der Flächenauswahl erläutert werden. Eine übergeordnete Typisierung der von den Län-

dern eingeführten Flächen- bzw. Raumkategorien (z.B. Differenzierung in Kerne und Verbindungen oder Erhalt und Entwicklung) ist aufgrund der auftretenden Vielfalt nur schwer möglich; deshalb werden die Flächen- bzw. Raumkategorien einer jeden Planung in der Länderübersicht ohne eine Zuordnung aufgeführt und erklärt. Der Versuch einer zuordnenden Gegenüberstellung erfolgt erst in der Zusammenfassung.

Hinsichtlich des Vorgehens bei der Flächenauswahl bzw. Raumabgrenzung gibt es drei wesentliche planerisch-fachliche Ansätze, die aber nie separat auftreten, weil sie inhaltlich bzw. fachlich miteinander verzahnt sind:

schutzkategoriebezogener Ansatz:
Eine bereits (in einem anderen Zusammenhang) festgestellte naturschutzfachliche Wertigkeit wird als Auswahlkriterium genutzt. Insbesondere NSG oder FFH-Gebiete kommen als Kernflächen in Frage. Außerdem werden die gesetzlich geschützten Biotope (z.T. zzgl. weiterer wertvoller Typen / selektive Biotopkartierungen) bzw. Gebiete mit erhöhter Dichte dieser Biotope herangezogen (ohne Differenzierung nach Typen/ s. nachfolgend).

lebensraumbezogener Ansatz:
Die Flächenauswahl erfolgt für verschiedene Biotoptypengruppen bzw. Ökosystemtypen (z.B. Wald, Offenland, Feuchtgebiete) mit dem Ziel, spezifische Verbundsysteme für diese aufzuzeigen. Ein erforderlicher Folgeschritt ist dann eine Zusammenführung der Einzelkonzepte. Als Grundlage für die Planungen nach diesem Ansatz werden meist die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen z.T. in Ergänzung mit Daten flächendeckender Kartierungen genutzt.

artenbezogener Ansatz:
Die Flächenauswahl erfolgt unter Nutzung von Informationen zum Vorkommen von Arten, die vorher ausgewählt wurden. Es kann sich um Zielarten, Leitarten oder generell um gefährdete Arten (Rote Liste) handeln.

Wesentliche Bausteine einer jeden Planungsmethodik sind u.a. Zielkonzept und eine Defizit- bzw. Bedarfsanalyse (vgl. z.B. JESSEL & TOBIAS 2002, JEDICKE 1994a). Vor die Auswahl von Flächen sollte ein abgestuftes und räumlich differenziertes **Zielkonzept** zur Sicherung der Arten und Lebensräume mit Begründungen der Ziele gestellt sein. Das kann z.B. ein Zielartenkonzept, welches alle relevanten Arten ermittelt oder/ und ein auf Lebensraumtypen bezogenes Zielkonzept sein, welches anschließend der Flächenauswahl zugrunde liegen. Aus begründeten Zielen und den Ergebnissen der Bestandsanalyse müsste auch ein zusätzlicher Bedarf an Flächen abgeleitet werden. Es muss hier vorweg genommen werden, dass nur in wenigen Planungen entsprechend differenzierte Zielkonzepte zu finden sind. Aus diesem Grund wurde dazu kein gesonderter Gliederungspunkt in der Länderübersicht aufgestellt. Allgemeine Formulierungen, die unter dem Stichwort „Ziele“ in den Planungen zu finden sind, werden hier nicht angeführt.

Bezüglich der Ermittlung von Konflikten bzw. Defiziten und entsprechender Bedarfsanalysen kann Ähnliches gesagt werden. Hier wird aber auf vorhandene **Zerschneidungsanalysen** und konzeptionelle **‚Entschneidungsansätze‘** eingegangen, die nicht unbedingt in enger Verbindung mit den landesweiten Verbundplanungen stehen müssen. Die mittlerweile in vielen Ländern durchgeführten Analysen zu unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen bzw. der effektiven Maschenweite, die keinen direkten Bezug zum Biotopverbund oder überhaupt zu ökologische Funktionen aufweisen, weil sie die ‚allgemeine‘ Landschaftszerschneidung widerspiegeln, werden an dieser Stelle nicht berücksichtigt (s. hierzu Diskussion in Kapitel 7.5.7).

Spezielle mit Prioritäten, Finanzen und Zeitplänen ausgestattete Programme zur Umsetzung bzw. Verwirklichung der Biotopverbundplanungen existieren in Deutschland bis auf wenige Ansätze (s.

Bayern Netz Natur) aktuell nicht. Zum Themenfeld der Umsetzung bzw. Verwirklichung der Planungen werden, auch bedingt durch die Planungsebene, meist die Regelinstrumentarien (Umsetzung in der Landschaftsplanung, Schutzgebietsausweisungen, Vertragsnaturschutz und sonstige Agrarförderprogramme, Kompensationsmaßnahmen der Eingriffsreglung, Arten- und Biotopschutzprogramme usw.) angegeben, auf deren Wiedergabe verzichtet wird. Nur Richtung weisende Besonderheiten sollen aufgegriffen werden.

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
Unter diesem Punkt wird kurz dargestellt, inwiefern die Pläne der Landesebene der Raumordnung (z.B. Landesentwicklungsplan, Landesraumordnungsprogramm) gemäß der Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung (MKRO) zum „Aufbau eines ökologischen Verbundsystems in der räumlichen Planung“ (MKRO 1992) heute Festsetzungen zum landesweiten Biotopverbund enthalten. Das diesbezügliche Zusammenwirken von Raumordnungsplanung und Landschafts- bzw. Naturschutzplanung in Deutschland untersuchte JEßBERGER (2005) in einer ausführlichen Arbeit. Darauf wird im Zusammenhang mit den hier gemachten Ausführungen in den Schlussfolgerungen zum Kapitel eingegangen.

## 4.2 Länderübersicht

### 4.2.1 Baden-Württemberg

**Planungsstand**
Eine landesweite Planung und Darstellung liegt nicht vor, es wird jedoch gegenwärtig ein Pilotprojekt zur Planung eines landesweiten Biotopverbundsystems durchgeführt.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**
landesweite Ebene:
Aktuell läuft die Erarbeitung einer „Arbeitshilfe zur Biotopverbundplanung“ (LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2006a), die einen landesweit einheitlichen fachlichen Empfehlungs- und Kriterienrahmen für die regionale Ebene des Biotopverbundes geben soll, in der aber zugleich landesweit bedeutsame Kerngebiete und Suchräume für Verbindungs- bzw. Entwicklungsflächen ermittelt werden.

Die entstehende Arbeitshilfe kann gegenwärtig als „Fachplanung des Naturschutzes“ angesehen werden, wenngleich die Ergebnisse zur Erarbeitung der regionalen Landschaftsplanungen herangezogen werden sollen. (Aufstellung: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Karlsruhe/ ehemals Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, bis 31.12.2005)

Das Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg (MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN 1983) enthält keine konkreten Inhalte zum Biotopverbund. Eine Fortschreibung ist aktuell nicht vorgesehen bzw. erfolgte auch nicht zum Anlass der Aufstellung des Landesentwicklungsplans 2002 (Primärintegration, s.u.).

regionale Ebene:
Landschaftsrahmenpläne werden für 12 Planungsregionen aufgestellt; Primärintegration der Landschaftsrahmenpläne in die Regionalpläne ist teilweise vorgesehen (zuständig für die Aufstellung: Regionalverbände).

**Fachlicher Planungsansatz**

Aus der Arbeitshilfe zur Biotopverbundplanung (nach LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2006a) können folgende Informationen entnommen werden. Es sollen für die vier Lebensraum-Haupttypen:

- Wälder,
- Offenlandkomplexlebensräume trockener bis mittlerer Standorte,
- Offenlandkomplexlebensräume mittlerer bis feuchter Standorte und
- Fließgewässer

die landesweit bedeutsamen Kerngebiete und Suchräume für Verbindungs- bzw. Entwicklungsflächen lokalisiert werden; also Verbundsysteme aufgezeigt werden. Als Datengrundlage für die Auswahl bzw. Abgrenzung der Flächen bzw. Räume werden genannt: Flächen der Biotopkartierung (Offenland und Wald), Natura 2000-Gebiete, Schutzwälder und Vegetationsflächen, die aus den ATKIS-Daten extrahiert werden. Die Kriterien für die Flächenbewertung werden in Anlehnung an BURKHARDT et al. (2004) entwickelt. Dabei sollen beispielsweise Vorkommen von RL-Biotoptypen, die Bewertung aus der Biotopkartierung, der FFH-Erhaltungszustand und das Vorkommen von Zielarten berücksichtigt werden. Auch die bundesweite Zielartenliste nach BURKHARDT et al. (2004) wird um landesweite Zielarten ergänzt, wobei zu erwarten ist, dass Angaben zu Artvorkommen aufgrund der unzureichenden Datenlage nur z.T. für die Planung herangezogen werden können.

Die GIS-basiert zu ermittelnden „Suchräume“ sollen sich durch eine gegenüber der Umgebung erhöhte ökologische Durchlässigkeit der Landschaft oder ein diesbezüglich besonderes Entwicklungspotential auszeichnen. Sie sollen eine überdurchschnittlich hohe Dichte an Flächen aufweisen, die geeignet sind, die Kernflächen zu verbinden bzw. die das nötige Standortpotential für die Entwicklung zu solchen Flächen besitzen. Die Kriterienerarbeitung und Auswertung des Datenmaterials wird zunächst exemplarisch für den Pilotraum "Oberrhein- und Hochrheingebiet" erfolgen. In Zusammenarbeit mit Vertretern von zwei betroffenen Regionalverbänden soll die entwickelte Methodik auf ihre Anwendbarkeit geprüft werden. Im Anschluss soll dann die landesweite Aufbereitung erfolgen. Für die Planung auf regionaler Ebene sollen Empfehlungen in Form von Mindeststandards gegeben werden, die sich auf 16 Lebensraumtypengruppen beziehen sollen (nach LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2006a, RADDATZ & LÄMMLE 2006).

Weitere Fachgrundlagen:

Es existieren umfangreiche „Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg“ (MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG 1999 bzw. LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2006b), die als Fachbeitrag für die Aufstellung des Landesentwicklungsplans 2002 gelten. Sie enthalten in der Karte 87 (in der Internet-Veröffentlichung Karte 80) großräumige „Gebiete und Korridore mit besonderer Eignung für einen großräumig wirksamen Lebensraumverbund“ (Maßstab: 1:200.000, Abb. 41).

Im Detail sind in dieser Karte ausgewiesen:

- Gebiete, die Teil des künftigen, europaweiten, kohärenten Schutzgebietsnetzes ’Natura 2000’ sind (FFH-Meldegebiete der 1. Tranche)
- Gebiete, die sich durch eine überdurchschnittliche Dichte schutzwürdiger Biotope oder überdurchschnittliche Vorkommen landesweit gefährdeter Arten auszeichnen (und die eine besondere Bedeutung für die Entwicklung eines ökologisch wirksamen Freiraumverbunds und im Hinblick auf die Kohärenz eines europäischen Schutzgebietsnetzes besitzen; einschließlich PLENUM−Gebiet Isny-Leutkirch)

- Unzerschnittene Räume mit hohem Wald- oder „Biotop“anteil mit einer Größe über über 100 km²
- Überregional bedeutsame Verbundachsen der Wald- und Weidelandschaften (Verbundachsen des Zielartenkonzepts, s.u.)
- Gewässer, die sich aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes besonders für eine naturnahe Entwicklung eignen und die bereits sehr lange bzw. lange natürliche und naturnahe Fließstrecken und Auen aufweisen

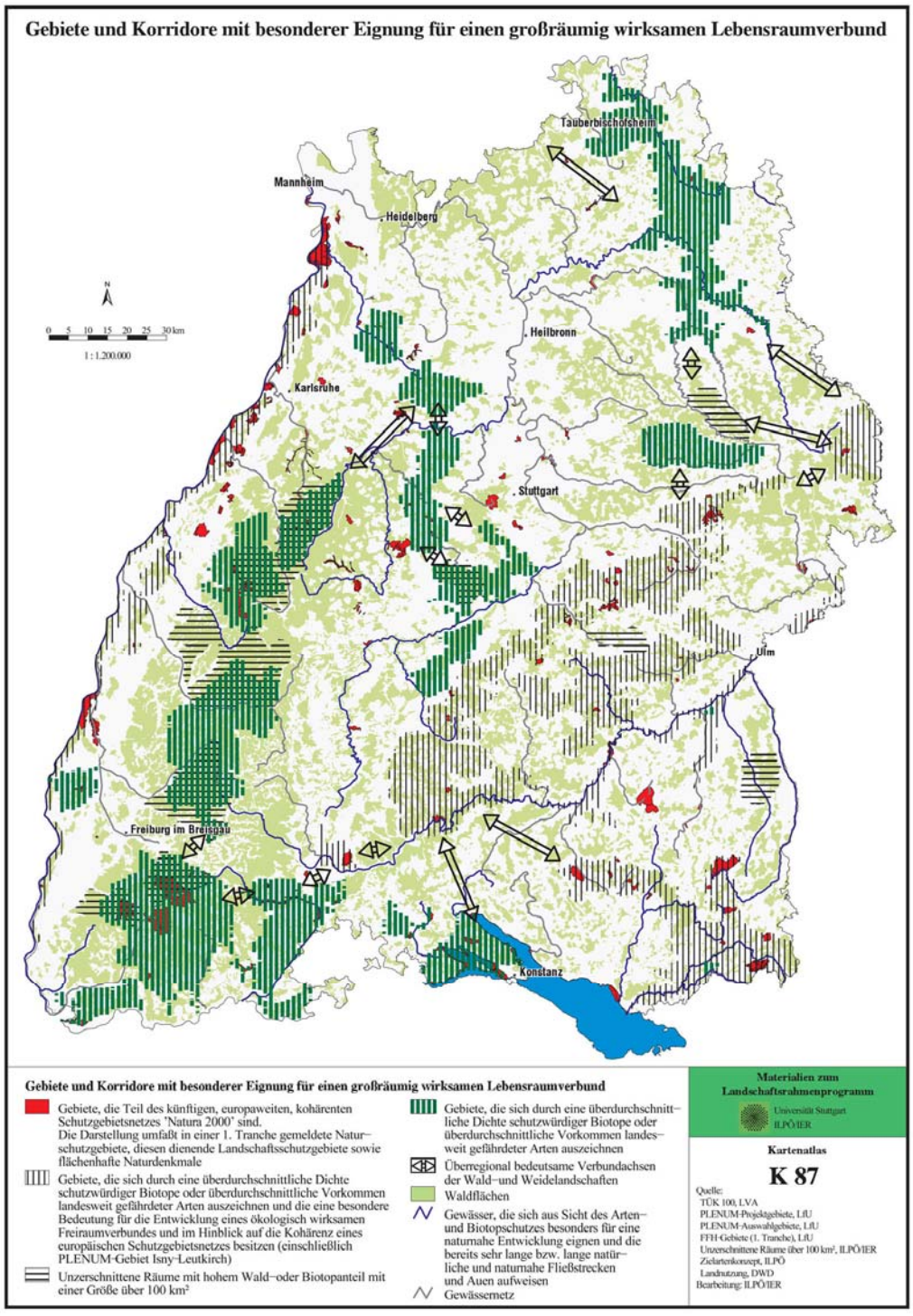



Abb. 41: Großräumig wirkender Lebensraumverbund in Baden-Württemberg
(MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG 1999)

Weiterhin gibt es ein landesweites Zielartenkonzept (ZAK, Maßstab 1:200.000, s. RECK et al. 1996, WALTER et al. 1998, erläuternd RECK 2003a), das in seinem umfassenden Ansatz jedoch nicht unmittelbar Eingang in die behördliche Planung gefunden hat. Nach fachlichen Kriterien wurde aus repräsentativen Artengruppen rund 1250 Landesarten und 450 Naturraumarten (18 Naturräume) als Zielarten (prioritär schutzbedürftige Arten) bestimmt. Daraus wurden rund 300 „Zielorientierte Indikatorarten" ausgewählt, die wichtige und empfindliche Anspruchstypen repräsentieren.

Aufbauend auf dem ZAK wurde das „Informationssystem Zielartenkonzept (ZAK)", ein webbasiertes Planungswerkzeug für die Naturschutzverwaltung in Baden-Württemberg, entwickelt. In dessen Rahmen werden über wissensbasierte Habitatmodelle Gemeinden ermittelt, die aus landesweiter Sicht besondere Schutzverantwortungen und Entwicklungsmöglichkeiten für bestimmte Zielartenkollektive der Fauna aufweisen. Die Bewertung der Gemeinden basiert auf ihrem Anteil an, im landesweiten Vergleich, großen und stark vernetzten Potenzialflächen für das jeweilige Artenkollektiv. Ziel der Methodik ist die Einordnung der ökologischen Ausstattung der Gemeinden aus tierökologischer Sicht in den übergeordneten naturräumlichen Zusammenhang, um einen regionalisierten, potenzialorientierten Artenschutz zu unterstützen (JOOß 2002, 2004a,b, 2005a,b,c, 2006a,b,c, 2007, JOOß et al. 2006, 2007). Die Erarbeitung des o.g. Biotopverbund-Projektes erfolgt unter Berücksichtigung der Flächenkulissen des „Informationssystems ZAK".

In Baden-Württemberg gibt es zudem seit langem Bestrebungen zum Aufbau eines Wildtierkorridorsystems, die von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) und weiteren Experten für größere Säugetiere getragen werden (s. MÜLLER et al. 2003).

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Nach dem Landesentwicklungsplan 2002 (WIRTSCHAFTSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 2002) soll ein „ökologisch wirksamer großräumiger Freiraumverbund" geschaffen werden. Der Landesentwicklungsplan weist grob abgegrenzte und großflächige „überregional bedeutsame naturnahe Landschaftsräume" (Karte im Maßstab 1:2.000.000) aus, die als landesplanerische Ziele Vorrang besitzen.

Sie setzen sich aus folgenden Flächen zusammen:

- Gebiete des Schutzgebietssystems „Natura 2000" (Stand: Meldung des Landes vom März 2001 an das Bundesamt für Naturschutz)
- Gebiete, die sich durch eine überdurchschnittliche Dichte schutzwürdiger Biotope oder überdurchschnittliche Vorkommen landesweit gefährdeter Arten auszeichnen und die eine besondere Bedeutung für die Entwicklung eines ökologisch wirksamen Freiraumverbunds und im Hinblick auf die Kohärenz des europäischen Schutzgebietsnetzes besitzen
- unzerschnittene Räume mit einer Größe von über 100 km² u. hohem Waldanteil oder Anteil an wertvollen Biotopen
- Gewässer mit einer besonderen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz, die bereits lange natürliche und naturnahe Fließstrecken und Auen aufweisen

Die „überregional bedeutsamen naturnahen Landschaftsräume" sollen in den Regionalplänen beispielsweise durch die Ausweisung von „Regionalen Grünzügen", „Grünzäsuren" und „schutzbedürftigen Bereichen" ergänzt und konkretisiert werden.

### 4.2.2 Bayern

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung und maßstabsgerechte Darstellung der überregional-landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds (Schwerpunkte) liegt vor (im Entwurf).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:

Ein eigenständiges Landschaftsprogramm wird in Bayern nicht vorgehalten (Primärintegration). Biotopverbund ist Bestandteil des Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) als umfassende Fachplanung des Naturschutzes. Die Planung des landesweiten Biotopverbunds erfolgt auf der Basis flächendeckend im Maßstab 1:50.000 vorliegenden ABSP-Kreisbände (regionale Ebene, s.u.). Durch die Auswertung der Kreisbände des ABSP und die Zusammenführung entsprechender Kategorien für die Landesebene entstand eine Karte **„Landesweiter Biotopverbund**“ (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1996 u. 1998, PAN 2001).

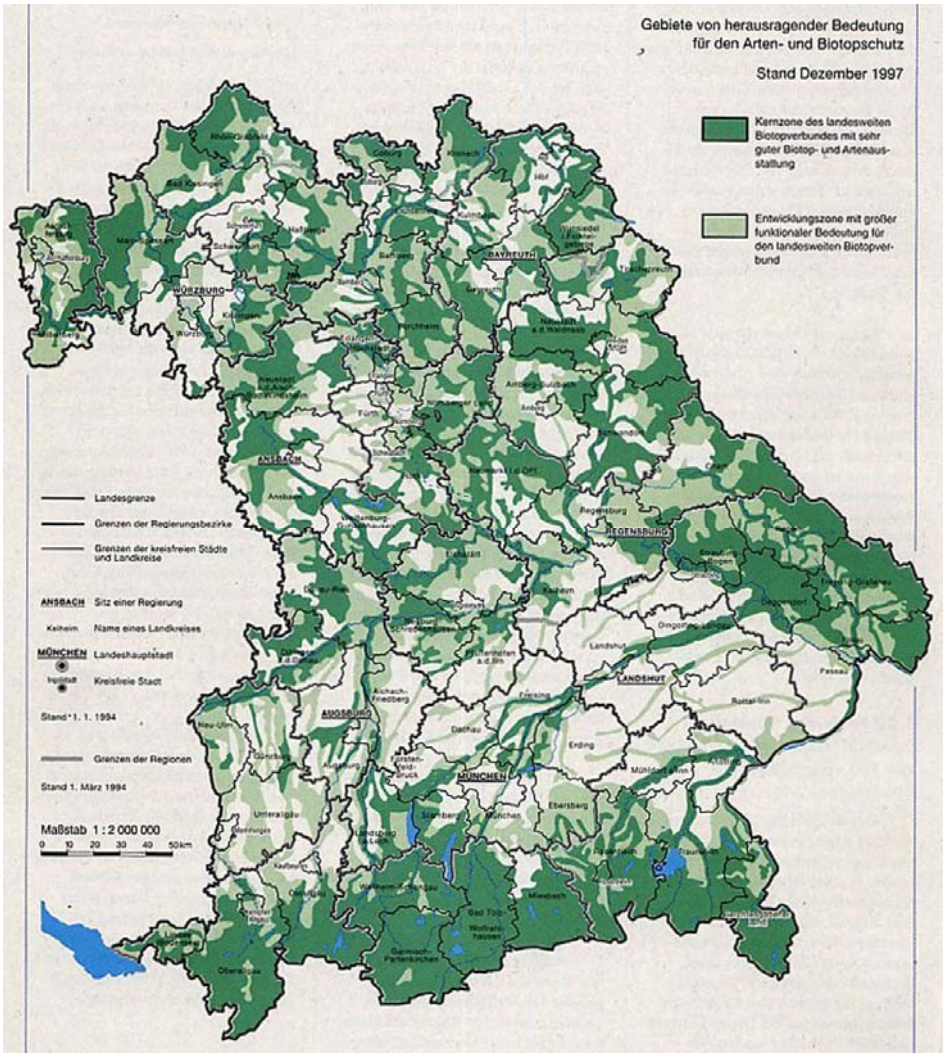



Abb. 42: Landesweiter Biotopverbund in Bayern

(BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1998)

regionale Ebene:

Seit 1997 liegen für jeden der 71 bayerischen Landkreise ABSP-Kreisbände vor; die Kartendarstellung erfolgt in der Regel im Maßstab 1:50.000. Zusätzlich werden gegenwärtig für die kreisfreien

Städte ABSPs erarbeitet. Im Rahmen der Aktualisierung wurden bis Ende 2006 47 ABSP-Kreisbände neu digital bearbeitet. Damit sind die Pläne auch GIS-basiert nutzbar (Programm „ABSP-View“ PAN-Gmbh). Auftraggeber für die Kreisbände ist das Bayerische Landesamt für Umweltschutz; Bearbeiter sind Planungsbüros.

Bis 1997 wurden in den Plänen sog. „Schwerpunktgebiete des Naturschutzes“ ausgewiesen. Mit den aktualisierten ABSP wurden folgende drei Kategorien eingeführt:

- Bayernweite Entwicklungsschwerpunkte und Verbundachsen
- Überregionale Entwicklungsschwerpunkte und Verbundachsen
- Regionale Entwicklungsschwerpunkte und Verbundachsen

Mit der Zusammenführung der ersten bzw. zweiten Kategorie besteht in Zukunft die Möglichkeit einer detaillierten Darstellung des landesweiten Biotopverbunds.

Auf Seiten der Landschaftsplanung werden „Landschaftsentwicklungskonzepte“ für die 18 Planungsregionen Bayerns erstellt (Bezirksregierungen in Verbindung mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz). Sie sind als Fachkonzepte bzw. als Beitrag zur Fortschreibung der Regionalpläne im Sinne von „Landschaftsrahmenplänen“ (die es als solche aber nicht gibt – Primärintegration) zu verstehen. Die Schwerpunkt-Flächenkategorien der ABSP-Kreisbände (s.o.) werden in die Landschaftsentwicklungskonzepte integriert; beispielsweise werden Biotopverbundachsen mit hervorragender Bedeutung oder besonderer Bedeutung dargestellt.

BayernNetz Natur:
Unter dem BayernNetz Natur ist eine in dieser Art deutschlandweit einmalige staatliche Initiative für die Verwirklichung eines landesweiten Biotopverbunds zu verstehen. Es stehen finanzielle Mittel zur Verfügung, um in allen bayerischen Landesteilen großen Naturschutzprojekten zu unterstützen. Bisher gibt es 343 BayernNetz Natur-Projekte (Stand: September 2007). Oberstes Prinzip bei BayernNetz Natur ist die Freiwilligkeit aller Maßnahmen. Die Bewilligung eines Projektes erfolgt zudem nur dort, wo durch eine enge Zusammenarbeit zwischen den Beteiligten (u. a. Landwirte, Behörden, Verbände, Kommunen) die erfolgreiche Durchführung des Projektes erwartet werden kann (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2007).

**Fachlicher Planungsansatz**

In der o.g. Karte „Landesweiter Biotopverbund“ (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 1996 u. 1998, PAN 2001) sind überörtlich-landesweit bedeutsame Bestandteile in drei Kategorien dargestellt:

- Schwerpunkt Sicherung und Optimierung
- Schwerpunkt Entwicklung und Optimierung
- Schwerpunkt Entwicklung

Grundsätzlich handelt es sich bei den Schwerpunkten nicht um ‚Punkte‘, sondern um Flächen in Form von Kulissen bzw. Korridoren. Der erste Schwerpunkt spiegelt dabei die Auswahl von Kernzonen/ Kernflächen wider. Bei den beiden anderen handelt es sich primär um Entwicklungskategorien. Die landesweiten Schwerpunkt-Räume werden in den regionalen ABSP-Bänden spezifiziert.

Die einzelnen Schwerpunkte sind wie folgt charakterisiert:
Schwerpunkt Sicherung und Optimierung

- Gebiete mit überdurchschnittlich hoher Dichte an überregional und landesweit bedeutsamen Lebensräumen bzw. Arten (Abgrenzung nach Bewertungskarten der ABSP-Kreisbände)

- große Laubwaldgebiete und andere naturnahe Wälder
- wenig zersiedelte Bereiche der Alpen
- SPA- und FFH-Gebietsvorschläge
- Erhalt und Optimierung stehen im Vordergrund, außerdem wird eine Verbesserung der Verbundfunktion angestrebt (Vergrößerung der bestehenden Lebensräume, Schaffung von Trittsteinen, Erhöhung der Durchlässigkeit der Matrix)

Schwerpunkt Entwicklung und Optimierung

- der „funktionale Aspekt" Biotopverbund aus überregionaler Sicht steht im Vordergrund
- die aktuelle Wertigkeit ist nicht auswahlrelevant, sondern mit den Gebieten sollen sowohl die Kernzonen miteinander verbunden werden, als auch nationale und internationale Gesichtspunkte berücksichtigt werden
- Gebiets-Beispiele: Flusstäler, Albtrauf, Landschaften mit hoher Biotopkomplexität, Gebiete mit hohem Entwicklungspotenzial wie z.B. großflächige (ehemalige) Niedermoorgebiete; Gebiet mit flächiger Verbreitung stark gefährdeter oder vom Aussterben bedrohter Tierarten mit großem Raumanspruch, großflächige unzerschnittene Räume

Schwerpunkt Entwicklung

- Gebiete, in denen der Biotopverb. auf lokaler u. regionaler Basis verwirklicht werden soll
- allgemeine Verbesserung der Verbundfunktion der Landschaft
- Erhöhung der naturschutzfachlichen Wertigkeit ausgeräumter Landschaften

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Nach dem Landesentwicklungsprogramm (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN 2003) soll(te) ein landesweites „Biotopverbundsystem" mit Gebieten örtlicher, regionaler, nationaler und europaweiter Bedeutung entwickelt werden. Die Flächen des „Biotopverbundsystems" oder eine Grobkulisse werden im Landesentwicklungsprogramm jedoch nicht dargestellt. Die Kernflächen des „Biotopverbundsystems" sollen durch naturschutzrechtliche Schutzkategorien gesichert sein. Im Rahmen der Regionalplanung soll die gesamte Gebietskulisse des landesweiten Biotopverbunds durch die Ausweisung von „landschaftlichen Vorbehaltsgebieten" raumplanerisch gesichert werden.

Im 2006 beschlossenen Landesentwicklungsprogramm (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, INFRASTRUKTUR, VERKEHR UND TECHNOLOGIE 2006) sind keine wesentlichen inhaltlichen Änderungen bezüglich des Biotopverbunds eingeführt worden, nach wie vor gibt es landesweit keine kartografischen Darstellungen.

### 4.2.3 Brandenburg

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung mit maßstabsgerechter Darstellung der überregional-landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds (Kern- und Entwicklungsflächen) liegt vor.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:

Die Planung eines landesweiten Biotopverbunds erfolgt durch die Landschaftsplanung. Das Landschaftsprogramm Brandenburg enthält Darstellungen zum Biotopverbund im Maßstab 1:300.000 (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG 2001).

regionale Ebene:
Landschaftsrahmenpläne (Maßstab 1:50.000) liegen flächendeckend vor und enthalten Aussagen zum regionalen Biotopverbund. Es gibt keine Vorgabe einer verbindlichen Methodik (z.B. Ableitung aus den landesweiten Vorgaben), daher sind die einzelnen Landschaftsrahmenpläne schwer vergleichbar.

**Fachlicher Planungsansatz**
Im Landschaftsprogramm Brandenburg sind Kernflächen des Biotopverbunds als „Kernflächen des Naturschutzes" dargestellt; sie beinhalten:

- NSG, FFH-Meldegebiete, Nationalpark „Unteres Odertal"
- Feuchtgebiete internationaler und nationaler Bedeutung
- landesweit für den Arten- und Biotopschutz besonders wertvolle Bereiche (z.B. „Kerngebiete des Großtrappenschutzes", „Schwerpunkte des Wiesenbrüterschutzes", Hochwaldbestände mit großer Naturnähe und Vorkommen gefährdeter Großvogelarten, großräumige gesetzlich geschützte Biotope auf Truppenübungsplätzen)

Außerdem wurde ein „landesweites Fließgewässerschutzsystem" (vorrangig zu schützende und zu entwickelnde Fließgewässer) in Verbindung mit den u.g. Entwicklungsräumen planerisch aufgestellt. Das Fließgewässerverbundsystem weist „Hauptgewässer", „Nebengewässer" und „Verbindungsgewässer" aus. Kernbereiche sind die „Hauptgewässer", welche den Fließgewässertyp der entsprechenden naturräumlichen Region repräsentieren sollen. Ergänzend werden zum Schutz der Biozönosen einzelner „Hauptgewässer" naturnahe „Nebengewässer" geschützt oder entwickelt. „Verbindungsgewässer" (größere Flüsse oder auch Kanäle) durchdringen mehrere naturräumliche Einheiten und sollen die Durchgängigkeit für wandernde Arten vom Meer bis in die Oberläufe gewährleisten.

In Zusammenhang mit dem Fließgewässerschutzsystem wurden folgende Flächenkategorien eines „überregionalen Feuchtbiotopverbundsystems" eingeführt (lebensraumbezogener Ansatz):

- Entwicklung großräumiger Niedermoorgebiete und Auen
- Entwicklung der Ergänzungsräume für einen Feuchtbiotopverbund

Dieser Feuchtbiotopverbund soll in den Landschaftsrahmenplänen weiter konkretisiert werden.
Nach dem Landschaftsprogramm soll der Biotopverbund insgesamt den brandenburgischen Beitrag für ein weiträumiges, europäisches ökologisches Netz darstellen. Die teilweise kleinteiligen, lokalen „NATURA 2000-Gebiete" sollen damit in großräumige ökologische Zusammenhänge eingebettet werden. Die Bemühungen sollen sich auf die Erhaltung möglichst großflächiger naturnaher Lebensräume und auf die Feuchtbereiche, insbesondere die Fließgewässer konzentrieren.
Ziel ist nach dem Landschaftsprogramm die Einbindung der naturschutzfachlich bedeutsamen Gebiete benachbarter Bundesländer sowie Polens in das überregionale Biotopverbundsystem.

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
In Brandenburg liegen zwei teilraumbezogene Landesentwicklungspläne vor. Im „Landesentwicklungsplan für den Gesamtraum Berlin-Brandenburg" (Maßstab: 1:300.000, MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG & SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN 2004) erfolgt die Raumordnungsplanung für Brandenburg und den „äußeren Entwicklungsraum" um Berlin. Der „Gemeinsame Landesentwicklungsplan für den engeren Verflechtungsraum Brandenburg-Berlin" (Maßstab: 1:100.000, MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG & SENATSVER-

WALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN 1998) bezieht sich auf das brandenburgische Umland Berlins bis in einer Entfernung von ca. 25 bis 30 km.

Für den Gesamtraum bzw. den „äußeren Entwicklungsraum“ soll ein „ökologisch wirksames Freiraumverbundsystem“ aufgebaut (in der Regionalplanung konkretisiert) werden, dessen Raumabgrenzungen im Plan dargestellt sind. Es enthält:

- den überwiegenden Teil der gemeldeten FFH-Vorschlagsgebiete (98 % der bis zum Jahr 2000 gemeldeten Gebiete)
- „Kernflächen des Naturschutzes“ mit großflächigen Naturschutzgebieten
- für den Freiraumverbund bedeutsame Teile von EU-Vogelschutzgebieten
- Gewässer des „Fließgewässerschutzsystems“
- landes- und regionaltypische Strukturelemente der Landschaft
- historische Kulturlandschaften von besonderem Wert

Auch für den „engeren Verflechtungsraum“ soll ein „ökologisch wirksames Freiraumverbundsystem“ entwickelt werden. Die „Freiräume mit besonderem Schutzanspruch“, die den flächenmäßig größten Teil dieses Systems ausmachen, bestehen unter anderem aus folgenden Flächen:

- festgesetzte oder im Verfahren befindliche Naturschutzgebiete
- Teilbereiche festgesetzter oder im Verfahren befindlicher Landschaftsschutzgebiete
- gesetzlich geschützte Biotope
- Trappenschongebiete
- Flächen mit hoher Verbundfunktion

Neben den „Freiräumen mit besonderem Schutzanspruch“ sind im Plan „übergeordnete Grünverbindungen“ und „Grünzäsuren“ abgebildet. Als „Freiräume mit besonderem Schutzanspruch“ sollen unabhängig von ihrem gegenwärtigen Zustand auch Räume ausgewiesen werden, die bestehende Lücken im Verbundsystem schließen.

### 4.2.4 Hessen

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung und Darstellung liegt nicht vor.
Der Landesentwicklungsplan weist jedoch ein „Ökologisches Verbundsystem“ aus (s.u.).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:
Die Erarbeitung eines Landschaftsprogramms ist seit der Novellierung des Hessischen Naturschutzgesetzes 2002 festgeschrieben. Mit den Vorarbeiten zur Erstellung dieser Landschaftsplanung wurde begonnen. Ob überörtlich-landesweit bedeutsame Bestandteile des Biotopverbunds ausgewiesen bzw. dargestellt werden, ist ebenso wenig bekannt wie ein Termin für die Fertigstellung des Landschaftsprogramms (zuständig: Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung Hessen).

regionale Ebene:
Für die drei Regionen bzw. Regierungsbezirke in Hessen liegen Landschaftsrahmenpläne im Maßstab 1:100.000 vor, die nachfolgend anhand ihrer Kategorien zum Biotopverbund kurz charakterisiert werden:

Nordhessen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM KASSEL 2000)

Ausweisung folgender Kategorien:

- Biotopverbund Magerrasen, Bergwiesen und Heiden
- Biotopverbundkonzeption Fließgewässer

Mittelhessen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN 1998)

Gebiete des regionalen Biotopverbundes:

- Schwerpunktgebiete für die Sicherung
- Schwerpunktgebiete für die Entwicklung

Südhessen (REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT 2000)

Ausweisung folgender Kategorien:

- Gebiete zum Schutz wertvoller Biotope
- Entwicklungsräume des Biotopverbundes

Mit der Novellierung des Hessischen Naturschutzgesetzes 2002 besteht das Instrument der Landschaftsrahmenplanung nicht mehr, sodass überörtliche Zusammenhänge des Biotopverbunds nur noch auf landesweiter Ebene raumkonkret z.B. für die örtliche Landschaftsplanung vorbereitet werden können.

**Fachlicher Planungsansatz**

-

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

In den Grundsätzen für Natur und Landschaft des Landesentwicklungsplans Hessen (Maßstab: 1:200.000, HESSISCHES MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, VERKEHR UND LANDESENTWICKLUNG 2000) wird der Aufbau eines „Biotopverbundsystems“ formuliert. Zur Sicherung der (aller) ökologischen Freiraumfunktionen ist die Ausweisung eines „ökologischen Verbundsystems“ vorgesehen.

Die drei groben Raumkategorien, die im Plan auch dargestellt werden, sind:

- Ökologische Vorzugsräume: landesweit bedeutsame großflächige natürliche Lebensräume besonderer Schutzwürdigkeit (z.B. verschiedene Auen, Wälder, Biosphärenreservat Rhön)
- Ökologische Schwerpunkträume: großflächige (>75ha) NSG, FFH- u. Vogelschutzgebiete
- Ökologische Verbundräume: breite (ca. 5 km), bandartige, landesweit durchgängige Verknüpfungsräume zwischen den Vorzugs- und Schwerpunkträumen, die einen Austausch zwischen den bedeutsamen Lebensräumen ermöglichen sollen; entlang der Flusstäler, aber auch durch große Waldgebiete und landwirtschaftlich geprägte Räume führend

Die Vorgaben des LEP sollen in den Regionalplänen (M 1:100.000) durch die Ausweisung von „Bereichen für Schutz und Entwicklung von Landschaft“ v.a. in den „Ökologischen Verbundräumen“ konkretisiert werden. Damit sollen ein funktional zusammenhängendes Netz ökologisch bedeutsamer Freiräume gesichert bzw. entwickelt und ein „ökologischer Austausch“ über Verbindungen ermöglicht werden.

### 4.2.5 Mecklenburg-Vorpommern

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung mit maßstabsgerechter Darstellung der überregional-landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbundes liegt vor.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:

Der landesweite Biotopverbund ist Inhalt des Gutachtlichen Landschaftsprogramms Mecklenburg-Vorpommern (Maßstab 1:250.000, UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003) und damit Bestandteil der Landschaftsplanung.

regionale Ebene:

Die detaillierte Bestimmung der im landesweiten Maßstab großflächig abgegrenzten Bereiche zur Sicherung und Entwicklung des Biotopverbunds bzw. der Vorrang- bzw. Vorsorgeflächen Naturschutz (s.u.) soll in den Gutachtlichen Landschaftsrahmenplänen der regionalen landschaftsplanerischen Ebene vorgenommen werden (Maßstab 1:50.000).

**Fachlicher Planungsansatz**

Der Entwicklungskonzeption des Gutachtlichen Landschaftsprogramms liegt ein abgestuftes Zielsystem aus schutzgutübergreifendem Leitbild, naturgutbezogenen Leitlinien und räumlich konkreten Umweltqualitätszielen für „Landschaftszonen“ zugrunde.

Die in der Entwicklungskonzeption hinsichtlich des Biotopverbunds erarbeiteten Leitbilder und Ziele sind in drei Karten enthalten:

- Textkarte 8: Räumliches Leitbild / Biotopverbund
- Karte V „Schwerpunktbereiche zur Sicherung und Entwicklung ökologischer Funktionen“
- Karte VII „Ziele der Raumentwicklung, Anforderungen an die Raumordnung“

Im Sinne der Entwicklung und Sicherung des europa- und bundesweiten Biotopverbunds wird leitbildhaft hervorgehoben, dass die Ostsee- und Küstenlebensräume sowie die Gewässer und Laubwälder der Landschaftszone „Höhenrücken und Seenplatte“, welche sich an die Nordbrandenburgischen Seen und die Schorfheide/ Chorin im Land Brandenburg anschließen, die Zentren des Verbunds bilden. Weiterhin sind von herausragender Bedeutung die großen Flusstalmoore des „Vorpommerschen Flachlandes“ und des „Rücklandes der Seenplatte“ (Verbund zwischen Ostsee und Seenplatte). Zudem wird das Elbetal mit Verbund nach Brandenburg und Niedersachsen (Verbund zur Nordsee) genannt; die Fließgewässer des „Südwestlichen Vorlandes“ tragen hier zur Vernetzung bei.

Die naturgutbezogenen Leitlinien benennen die aus landesweiter Sicht bedeutsamen Zielvorstellungen für die einzelnen Naturgüter. Sie werden durch Qualitätsziele inhaltlich und räumlich für die Landschaftszonen konkretisiert. Für das Naturgut „Arten und Lebensräume“ dienen folgende gewichtete Merkmalskomplexe zur Bildung von Schwerpunkten und Rangfolgen:

- A. Rechtliche Vorgaben
- B. Raumbedeutsamkeit, Gefährdung und Verantwortlichkeit des Landes für den Erhalt
- C. Funktion als Leit-, Indikator- bzw. Schlüsselart (Zielart)

Es werden Hierarchien zur Einstufung der landesweit bedeutsamen Zielarten und der landesweit bedeutsamen Ziellebensräume eingeführt (Stufen: höchste, sehr hohe und hohe Priorität für das Land). Für die Zielartenermittlung wurde der Kenntnisstand zu folgenden landesweit bearbeiteten Artengruppen in Form einer standardisierten Abfrage durch anerkannte Artspezialisten erhoben:

- Tiere: Säuger, einschl. Meeressäuger, Fische und Rundmäuler, Lurche, Kriechtiere, Muscheln und Schnecken, Krebse, Egel, Schmetterlinge, Libellen, Käfer (Laufkäfer, Schwimmkäfer, holzbewohnende Käfer u.a.), Heuschrecken, Hautflügler, Wanzen
- Pflanzen: Blütenpflanzen und Farnpflanzen, Moose, Makrozoobenthos und Makrophyten der Ostsee, Algen
- Pilze: Großpilze

Aus der Vielzahl der Arten wurde in Anlehnung an die Kriterien für Zielarten von ALTMOOS (1997) eine Auswahl von Zielarten ermittelt.

Für das Naturgut „Arten und Lebensräume“ ergeben sich schließlich aus landesweiter Sicht zwei übergeordnete Ziel-Schwerpunkte:

- Erhalt natürlicher und naturnaher Lebensräume sowie von Artenvorkommen nach o.g. Prioritäten
- Entwicklung von Bereichen mit hohem Regenerationspotenzial für die Wiederausbreitung von Arten bzw. für das Entstehen von Lebensräumen nach o.g. Prioritäten

Es werden daraufhin unter Berücksichtigung der entsprechenden prioritären Arten (s.o.) folgende naturgutbezogene Leitlinien festgelegt (hier in Kurzform die wichtigsten):

- Schutz der natürlichen und naturnahen durch eine hohe Eigendynamik geprägten Ökosysteme (weitgehend ungestörte Ostsee- und Küstenbiotope, naturnahe Moore und Wälder sowie unverbaute Fließgewässer und nährstoffarme Seen)
- Entwicklung der Lebensräume mit einem hohen Regenerationspotenzial und hohem Selbstregulationsvermögen (stark entwässerte, tiefgründige Moore, entwässerte und eingedeichte ehemalige Küstenüberflutungsbereiche, beeinträchtigte Fließgewässerabschnitte und eutrophierte Seen)
- Der Biotopverbund ist zu erhalten bzw. zu entwickeln und es sind die großen unzerschnittenen Landschaftsräume als Voraussetzung für die Vorkommen störempfindlicher Tierarten mit großen Raumansprüchen zu erhalten
- Schutz der rastenden und überwinternden Zugvögel
- Sicherung von repräsentativen Beständen der Tier- und Pflanzenarten, die an historische Landnutzungen gebunden sind (Schwerpunkte: Salzweiden an der Ostsee, Trocken- und Magerrasen, nährstoffarme Feuchtwiesen u. -weiden sowie Hute-, Nieder- u. Mittelwälder)

Die daraus abgeleiteten lebensraumbezogenen Schwerpunktbereiche und Maßnahmen (ein ökosystembezogener Ansatz) sind in o.g. Karte V dargestellt. Biotopverbundflächen werden mit einer Kategorie „Sicherung und Entwicklung des Biotopverbundes“ durch eine Umrahmung der verschiedenen Maßnahmenbereiche (z.B. Moore, Wälder, Offenland-, Trocken- und Magerstandorte und entsprechenden Maßnahmenkategorien (z.B. pflegende Nutzung, ungestörte Naturentwicklung) gekennzeichnet.

In der Entwicklungskonzeption werden abschließend für jede Landschaftszone (Küstengebiet, Vorpommersches Flachland, Rückland der Seenplatte, Höhenrücken und Seenplatte, Südwestliches Vorland der Seenplatte, Elbetal) die landesweit bedeutsamen Lebensraumtypen herausgestellt und tabellarisch Qualitätsziele für deren Erhalt oder für die Wiederherstellung benannt. Für Lebensräume und Lebensraumqualitäten, die im Landesmaßstab keine besondere naturräumliche Bindung aufweisen, werden landschaftszonenübergreifende Qualitätsziele vorangestellt. Ergänzend zu den Qualitätszielen für die Lebensräume werden beispielhaft Zielarten benannt, durch deren Erhalt bzw. Förderung Zielstellungen erreicht und überprüft werden sollen.

Karte VII („Ziele der Raumentwicklung/ Anforderungen an die Raumordnung“, Abb. 43) enthält die zusammengefassten räumlichen Zieldarstellungen zum Erhalt und zur Entwicklung ökologischer Funktionen einschließlich des Biotopverbunds. Sie stellt „Bereiche mit herausragender Bedeutung für die Sicherung ökologischer Funktionen“ (Vorschlag für Vorranggebiete im Landesentwicklungsplan) und „Bereiche mit besonderer Bedeutung für die Sicherung ökologischer Funktionen“ ( Vorschlag für Vorbehaltsgebiete im Landesentwicklungsplan) dar. Erstere weisen bereits sehr gute ökologische Zustände auf oder bedürfen der vorrangigen Entwicklung (z.B. Küstengewässer und Küsten, Moore, Seen und Fließgewässer, Bereiche mit Rastplatzfunktionen für Vögel, strukturrei-

che Wälder, bestimmte Offenlandsbereiche, Kernflächen der Gebiete mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung). Sie können auch als Kernflächen des Biotopverbunds aufgefasst werden.

Die „Bereiche besonderer Bedeutung“ weisen gute ökologische Qualitäten auf. In diesen Bereichen sollen die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege insbesondere zum Biotopverbund und zur Freiraumsicherung durch umweltschonende Landnutzung und eine geordnete Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung sichergestellt werden. Die Vorsorgeflächen können als Entwicklungsflächen/ Verbindungsflächen des Biotopverbunds aufgefasst werden.




Abb. 43: Biotopverbund im Gutachtlichen Landschaftsprogramm Mecklenburg-Vorpommerns (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003)

Ein Teil der Vorsorgeflächen (einschließlich entsprechender Vorrangflächen Naturschutz) sind als „Bereiche zur Sicherung und Entwicklung des Biotopverbundes“ mit zwei Kategorien (Europäischer Biotopverbund, Biotopverbund landesweiter Bedeutung) ausgewiesen. Der Kategorie europäischer Biotopverbund bezieht sich auf Art. 10 der FFH-Richtlinie. Im Kapitel „Maßnahmen (Handlungskonzept)“, in dem auf rund 50 Seiten spezifische Maßnahmen für die Sicherung und Entwicklung ökologischer Funktionen bezogen auf alle Hauptlebensraumtypen beschrieben werden, sind auch die europaweit bedeutsamen Biotopverbundachsen/ -bereiche aufgeführt:

- Küstenlinie mit Boddengewässern: Rostocker Heide - Fischland - Darß - Zingst und Barther Boddenkette - Westrügensche Bodden mit Hiddensee und Ummanz - Nordrügen - Ostrügen; Westrügensche Bodden - Strelasund und Halbinsel Zudar - Greifswalder Bodden und Oderbucht - Nordusedom (Anschluss an den Odermündungsraum)
- (Lübecker Bucht) - Wismar-Bucht - Schaalseebecken - Schaale - Elbetal
- Wismar-Bucht - Schweriner See - Lewitz - Elde (Müritz-Elde-Wasserstraße zw. Plau und Dömitz sowie alte Elde) - Elbetal
- Mecklenburgischer Höhenrücken (Hauptendmoräne): Neukloster-Wariner Seengebiet - Sternberger Seengebiet - Krakower Seen- und Sandergebiet - Großseenlandschaft mit Müritz, Kölpin- und Fleesensee - Neustrelitzer Kleinseenplatte - Feldberger Seenlandschaft
- Warnowtal und Nebenflüsse

- Grenztalmoor: Recknitz - Trebel - Peene einschließlich Mecklenburgische Schweiz
- Peene - Tollense und Landgrabental - Tollensesee - Zuflüsse zum Tollensesee - Anschluss an den Mecklenburgischen Höhenrücken
- Bromer Berge und Galenbecker See
- Odermündungsraum: Peenestrom - Achterwasser - Kleines Haff - Randow-Niederung - Weiterführung in Richtung Oder- und Welsetal

Die ökologische Verbundfunktion dieser Achsen soll durch die o.g. Maßnahmen sowie vor allem durch die Instrumente der Raumordnung gesichert werden. Die Funktion dieser Achsen ist auch vorrangig zu entwickeln, sie stellen gleichzeitig die wichtigsten Kompensationsräume für nicht ausgleichbare Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes oder des Landschaftsbildes sowie die Schwerpunkträume für Projektfördermaßnahmen dar. Die flächenscharfe Bestimmung der Erhaltungs- und Entwicklungsziele der Biotopverbundachsen, von denen in Karte VII auch die von landesweiter Bedeutung dargestellt sind, soll in den Gutachtlichen Landschaftsrahmenplänen genommen werden.

Wander- und Ausbreitungskorridore für Wirbeltiere mit großen Raumansprüchen

Mecklenburg-Vorpommern ist eines der wenigen Länder (vgl. Rheinland-Pfalz), bei denen die Landesfachbehörde für Naturschutz (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) ein Verbundkonzept für größere Säugetiere als eine Grundlage für den landesweiten Biotopverbund erarbeitet hat. Das Konzept basiert auf einer groben Habitatstrukturanalyse, bei der u.a. naturnahe, naturräumliche Strukturen (Fluss- und Stromtäler, Flusstalmoore, Höhenrücken), große Wald- und Grünlandbereiche sowie die Raumkulisse eines Pufferbereichs von 1000 m um Wälder (zur Identifizierung von Distanzbarrieren) berücksichtigt wurden. Im Ergebnis werden landesweite „Ausbreitungs- und Wanderkorridore, Wald-/Land-orientiert“ und „Verbindungskorridore, Fließgewässer/ Niederungs-orientiert“ ausgewiesen. Außerdem sind in das Konzept bestehende Passagebauwerke (z.B. an der BAB 20) integriert. Anhand des Korridorsystems konnten abschließend „besondere Konfliktbereiche wegen fehlender Tierpassagebauwerke (in erforderlicher Dimension)“ identifiziert werden (BAIER 2005, Abb. 44).

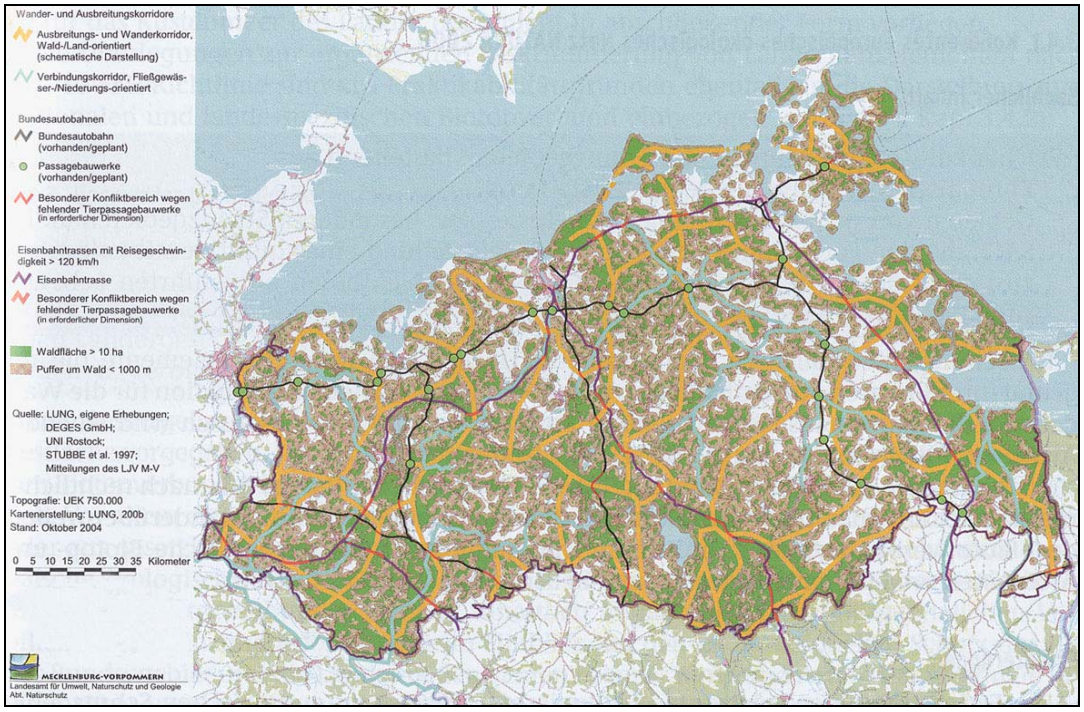



Abb. 44: Wander- und Ausbreitungskorridore Mecklenburg-Vorpommerns (BAIER 2005)

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
Nach dem Landesraumentwicklungsprogramm Mecklenburg-Vorpommern (Maßstab: 1:250.000, MINISTERIUM FÜR ARBEIT, BAU UND LANDESENTWICKLUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN 2005) soll ein „landesweites Biotopverbundsystem“ durch die Konkretisierung und Vernetzung existierender großräumiger Verbundstrukturen entstehen. Die Schutzgebiete des europäischen Schutzgebietssystems „Natura 2000“ sollen die wichtigsten Bestandteile des Biotopverbundsystems darstellen.

In der Karte des Landesraumentwicklungsprogramms sind die Flächen des „landesweiten Biotopverbundsystems“ als solche nicht ausgewiesen. Dargestellt sind „Vorrang- und Vorbehaltsgebieten Naturschutz und Landschaftspflege“, in denen sich Teile des im Gutachtlichen Landschaftsprogramm ausgewiesenen Verbundsystems wieder finden. Von den im Gutachtlichen Landschaftsprogramm vorgeschlagenen Vorranggebieten, Vorbehaltsgebieten und „Erholungsräumen“ wurden nur die Räume der Vorranggebiete in das Raumentwicklungsprogramm integriert. Diese Räume sind nicht vollständig als Vorranggebiete, sondern teilweise auch als Vorbehaltsgebiete ausgewiesen. Es wird deutlich, dass die Sicherung des überwiegenden Teils des im Landschaftsprogramm ausgewiesenen Biotopverbunds über Vorrang- bzw. Vorbehaltsgebiete im Raumentwicklungsprogramm mit ihrer Lage in Schutzgebieten verbunden ist. Dies trifft vor allem für die europaweit bedeutsamen Verbundflächen zu; dazu existiert auch eine Textabbildung mit der Kategorie „Verbundraum nach FFH-Richtlinie“. Biotopverbundflächen von landesweiter Bedeutung oder Biotopverbundflächen außerhalb von Schutzgebieten wurden mit den Sicherungsinstrumenten der Raumordnung hingegen nur selten berücksichtigt (JEßBERGER 2005).

Im Zuge der Regionalplanung können die „Vorbehaltsgebiete Naturschutz und Landschaftspflege“ bezüglich ihres Beitrags für das Biotopverbundsystem weiter konkretisiert werden.

### 4.2.6 Niedersachsen

**Planungsstand**
Eine landesweite Planung und Darstellung liegt nicht vor.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**
landesweite Ebene: -
Die Aufstellung und Fortschreibung eines Landschaftsprogramms ist nach § 4 Niedersächsisches Naturschutzgesetz vorgesehen. Das Niedersächsische Landschaftsprogramm (DER NIEDERSÄCHSISCHE MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1989) enthält keine Ausführungen zu einem landesweiten Biotopverbundsystem. Fachbehörde des Landes ist der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz / Geschäftsbereich IV Naturschutz (ehemals Niedersächsisches Landesamt für Ökologie - NLÖ). Zuständiges Ministerium ist das Niedersächsische Umweltministerium / Referatsgruppe Naturschutz.

regionale Ebene:
Biotopverbund wird derzeit im Rahmen von Landschaftsrahmenplänen (Maßstab 1:50.000) und Landschaftsplänen bearbeitet. Als Fachbeitrag zur Regionalplanung liegen „Hinweise zum Biotopverbund im Großraum Braunschweig“ (NLÖ 2003, Karte und Text) vor (s. nachfolgend).

**Fachlicher Planungsansatz**
Da eine Landesplanung zum Biotopverbund nicht vorliegt, können keine Aussagen zum fachlichen Planungsansatz getroffen werden. Ein mögliches Vorgehen der zuständigen Fachbehörde für Naturschutz zeigen jedoch die „Hinweise zum Biotopverbund im Großraum Braunschweig“ (s.o.) auf.

Hier werden als übergeordnete Flächenkategorien „Bereiche mit überwiegend aktueller Bedeutung“ (können überwiegend als Kernflächen aufgefasst werden) und „Bereiche mit überwiegendem Entwicklungsbedarf“ (können überwiegend als Entwicklungsflächen aufgefasst werden) unterschieden. Der Ansatz der Flächenauswahl bzw. Raumabgrenzung ist gleichermaßen als schutzkategorie-, lebensraum- und artenbezogen zu betrachten, was in der unten wiedergegebenen Flächenauswahl sichtbar wird. Für einige Artengruppen sind Ansätze spezifischer Verbundsysteme zu erkennen (z.B. wald- / landorientierte Säugetierarten, fließgewässer-/niederungsorientierte Säugetierarten). Hervorzuheben ist z.B., dass die Kategorie „Korridor wald-/landorientierter Säugetierarten“ als „Bereich mit überwiegend aktueller Bedeutung“ aufgenommen ist und zusätzlich noch „Potenzielle Korridore wald-/landorientierter Säugetierarten“ als Bereiche mit überwiegendem Entwicklungsbedarf ausgewiesen sind.

Im Einzelnen werden folgende Kategorien verwendet:
Bereiche mit überwiegend aktueller Bedeutung:
- Natura 2000-Gebiete, Nationalparke Harz und Hochharz, Naturschutzgebiete
- Gebiete mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung (ohne Projektgebiet „Lutter“)
- Biotopkartierung Niedersachsen, selektive Biotopkartierung Sachsen-Anhalt
- Niedersächsische Waldschutzgebiete ohne Flächen mit Entwicklungsbedarf
- Waldbereiche auf alten Waldstandorten mit größerem Anteil naturbetonter Waldflächen
- naturbetontes Grünland auf Förderflächen
- avifaunistisch / für die Fauna wertvolle Bereiche, für die Flora wertvolle Zusatzflächen
- Kerngebiet wald-/landorientierter Säugetierarten
- Korridor wald-/landorientierter Säugetierarten
- Kerngebiet / Korridor fließgewässer-/niederungsorientierter Säugetierarten

Bereiche mit überwiegendem Entwicklungsbedarf:
- Biotopkomplexe
- Pufferzonen um verinselte Restflächen einzigartiger Steppenrasen
- Waldschutzgebiete mit Entwicklungsbedarf
- Gewässer des niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem, weitere für den Großraum Braunschweig bedeutsame Fließgewässer
- Moore und Moorgrünland mit Entwicklungsbedarf
- großräumige Fördergebiete für die Feuchtgrünlandentwicklung
- Suchräume für die Entwicklung von Trockenbiotopen
- Suchräume für die Entwicklung von Bergwiesen
- Projektgebiet des Gebietes mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung „Lutter“
- Lebensraum für Grauammer, Wiesenweihe, Rohrweihe
- Lebensraum für Ortolan und Grauammer
- Heidefläche als mögliche Trittsteine für Birkhühner zum Großen Moor
- Lebensraum für Weißstorch und Wiesenvögel
- Potenzielles Kerngebiet wald-/landorientierter Säugetierarten
- Potenzieller Korridor wald-/landorientierter Säugetierarten
- Potenz. Kerngebiet / Potenzieller Korridor fließgewässer-/niederungsorientierter Säugetierarten
- Vorkommensgebiet des Springfrosches
- Vorkommensgebiet der Wechselkröte

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Im Landes-Raumordnungsprogramm Niedersachsen (Maßstab: 1:500.000, NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG 1994) ist als Ziel für Naturschutz und Landschaftspflege der Aufbau eines „landesweiten

Biotopverbunds“ formuliert. Der „landesweite Biotopverbund“ ist im Programm jedoch nicht kartografisch abgebildet. Die in der Festlegungskarte des Landes-Raumordnungsprogramms zeichnerisch abgegrenzten „Vorranggebiete für Natur und Landschaft“ sowie die „aus Landessicht wertvollen Landschaftsteile“, welche in der „Beikarte 1“ des Raumordnungsplans dargestellt sind und für eine Festsetzung als „Vorsorgegebiete für Natur und Landschaft“ im Rahmen der Regionalplanung herangezogen werden sollen, weisen überwiegend den Charakter eines Verbundsystems auf. Ob Teile der beiden aufgeführten Flächenkategorien identisch mit den Flächen des aufzubauenden landesweiten Biotopverbundsystems sind, ist den Ausführungen des Landes-Raumordnungsprogramms nicht zu entnehmen (JEßBERGER 2005).

### 4.2.7 Nordrhein-Westfalen

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung liegt vor, aber überregional-landesweit bedeutsame Bestandteile sind noch nicht maßstabgerecht ausgewiesen.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:

Nach § 15 Abs. 1 des Landschaftsgesetzes ist für Nordrhein-Westfalen ein Landschaftsprogramm aufzustellen, welches bislang aber nicht existiert. Das Landschaftsprogramm soll die Leitbilder und Erfordernisse für den Aufbau eines landesweiten Biotopverbundsystems enthalten (§ 15a Abs. 1 LG). Zuständig ist das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Fachbehörde für die landesweite Ebene ist die Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen (LÖBF NRW) / Abteilung 3 - Ökologie, Naturschutz und Landschaftspflege. Die landesweite Biotopverbundplanung erfolgt aktuell für die regionale Ebene (s.u.).

regionale Ebene:

Die landesweite Biotopverbundplanung (Gesamtkonzept) wird im Rahmen des „Fachbeitrages des Naturschutzes und der Landschaftspflege“ im Maßstab 1:25:000 seit 1995 durch die LÖBF als Grundlage für die Regionalpläne (gleichzeitig Landschaftsrahmenpläne) und für die Landschaftspläne auf der Ebene der Kreise und kreisfreien Städte erarbeitet. Sie liegt seit 2002 landesweit vor (BAUMANN et al. 2006).

**Fachlicher Planungsansatz** (nach BAUMANN et al. 2006)

Bezugsräume für die Planung des Biotopverbunds sind 8 Großlandschaften, die weiter in 315 Landschaftsräume unterteilt sind. Für jeden Landschaftsraum wurde ein „Landschaftsraumdokument“ erstellt, welches Gebietsbeschreibungen (Inhalte u. a. natürliche Ausstattung, landschaftsraumtypische Lebensraumtypen und Leitarten, Statistik zum Stand der Schutzfestsetzungen) und Zielvorstellungen zur zukünftigen Landschaftsentwicklung (Leitbild, Ziele und Maßnahmenvorschläge) enthält. Die Biotopverbundplanung hat das Ziel, den für die jeweiligen Großlandschaften und Landschaftsräume charakteristischen Tier- und Pflanzenarten ausreichend große und standörtlich geeignete Lebensräume planerisch zu sichern, um langfristig überlebensfähige Populationsgrößen zu erhalten. Dabei wird die Sicherung großräumiger Kerngebiete (Ausweisung als Schutzgebiete, Vertragsnaturschutz) und, soweit erforderlich, die Verknüpfung dieser Kernflächen über Verbindungsflächen/ Verbundkorridore auf der Grundlage des Leitbildes für den Landschaftsraum vorgesehen.

Für die Ermittlung der Biotopverbundflächen (Kerngebiete und Verbindungsflächen) werden als fachliche Eckwerte u.a. die Lebensraumansprüche charakteristischer Leitarten herangezogen. Aufgrund internationaler Vorgaben und besonderer Schutzbedürftigkeit werden dabei insbesondere folgende Arten berücksichtigt:

- Arten, für die besondere internationale Verpflichtungen bestehen (FFH Anhang II und IV, Vogelschutz-Richtlinie Anhang I und Art.4 (2), Arten für die NRW mindestens deutschlandweit eine besondere Verantwortung trägt,
- Arten, für die eine besondere nationale Verpflichtung besteht (streng geschützte Arten) und
- Arten, die in NRW stark gefährdet sind (Rote Liste).

Für jede Biotopverbundfläche wird schließlich eine standardisierte Beschreibung (Einzeldokument) erstellt (Inhalt: u. a. Biotoptypen, Leitarten, Wert bestimmende Bestands- und Funktionsmerkmale, Bewertung bezogen auf die Verbundfunktion, Schutz- und Entwicklungsziele), die mit den digital abgegrenzten Flächen im GIS verknüpft werden kann.
In der Darstellung werden die Flächen der Biotopverbundplanung 2 Kategorien zugeordnet:

I) Flächen mit herausragender Bedeutung für die Biotopverbundplanung
II) Flächen mit besonderer Bedeutung für die Biotopverbundplanung

Die Kategorie I enthält als wesentliche Bestandteile großflächige Kernflächen:

- FFH- und Vogelschutzgebiete (Natura 2000),
- Nationalparke,
- Internationale Feuchtgebiete (Ramsar),
- CORINE-Gebiete,
- Gesamtstaatlich repräsentative Gebiete I und II,
- Waldnaturschutzgebiete,
- Gebiete zum Schutz der Natur (GSN) gemäß Landesentwicklungsplan (LEP NRW),
- Flussauen als überregionale Verbundkorridore,
- charakteristisch ausgebildete Ausschnitte der Natur- und Kulturlandschaften in NRW,
- insb. großflächige Teile der Kulturlandschafts- und Biotopschutzprogramme des Landes,
- bedeutsame Lebensräume ausgewählter Populationen und
- weitere Biotopkomplexe, die landesweite Verbreitungsschwerpunkte, charakteristische Eigenarten der Landschaftsräume repräsentieren oder von außerordentlicher Seltenheit sind.

In die Flächen der Kategorie I sind neben bereits naturschutzwürdigen Lebensräumen optimaler Ausprägung auch entwicklungsfähige Bereiche einbezogen (Ziel: Schaffung zusammenhängender Mindestareale, Verknüpfung der Kernflächen, Abpufferung gegenüber negativen Außenwirkungen). Die Flächen der Kategorie I können demzufolge nicht grundsätzlich den o.g. Kernflächen gleichgesetzt werden.

Gebiete der Kategorie II verknüpfen die naturschutzwürdigen Gebiete von landesweiter und regionaler Bedeutung in der Form weiterer Verbindungsflächen und Trittsteine, die aufgrund ihrer Ausprägung nicht der Kategorie I zugeordnet sind (Vervollständigung der Biotopverbundplanung). Es handelt sich u.a. um folgende Landschaftselemente:

- Flächen, die im Biotopkataster“ NRW abgegrenzt und dokumentiert sind,
- Waldgebiete, Fließgewässer und deren Auenbereiche, Stillgewässer,
- flächen- und linienhafte Landschaftselemente, wie Feldgehölze, Säume, Hecken, Ackerraine, Brachflächen, strukturreiche Gräben und Kleingewässer in der intensiv genutzten Agrarlandschaft,

- Elemente der Kulturlandschaft, wie Obstwiesen, strukturreiche Ortsränder, Kopfbaumreihen und Alleen, regionaltypische Nutzungsensembles z. B. Eschlage mit Heide, Kiefernwald und Eschkranzsiedlung, Gräftenhof mit Wassergraben und Eichenkamp,
- Bereiche mit großflächiger Grünlandnutzung,
- Bereiche mit besonderen Standortbedingungen z. B. alte Eschlagen, flachgründige Kalkscherbenäcker,
- wenig zerschnittene Räume, die mindestens Teillebensräume von für die Region wichtigen Arten sind und
- bekannte Wanderkorridore von Säugern und Amphibien.

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Der Landesentwicklungsplan Nordrhein-Westfalen (Maßstab: 1:200.000, MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN 1995) soll die landesplanerischen Voraussetzungen für den Aufbau eines „landesweiten Biotopverbunds“ schaffen. Der „landesweite Biotopverbund“ wird durch „Gebiete für den Schutz der Natur“ (Gebiete > 75 Hektar; NSG und weitere geeignete Gebiete, die sichert werden müssen) und „Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung“ aufgebaut und kartografisch im Plan dargestellt. Zur Kategorie „Gebiete für den Schutz der Natur“ gehören auch verbindende Korridore, die sich aus Maßstabsgründen auf größere Talzüge, Auen, feuchte Niederungen und bewaldete Gebirgszüge beschränken. Auf regionaler Ebene sollen die im LEP grob abgegrenzten Gebiete konkretisiert werden und zusätzliche (kleinere) Gebiete (auch Verbundstrukturen) ausgewiesen werden.

Grundlagen für die Auswahl und räumliche Anordnung der „Gebiete für den Schutz der Natur“ waren die Ergebnisse von Auswertungen, die im Rahmen der Vorbereitungen von Gebietsentwicklungsplänen, Regionalplänen, Landschaftsplänen und speziellen Naturschutzprogrammen erarbeitet wurden (s.o., „Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege“).

**Regionalplanung**

Die landesweite Biotopverbundplanung ist in Nordrhein-Westfalen eng mit der räumlichen Gesamtplanung der regionalen Ebene verknüpft (Integration der Inhalte des Fachbeitrages des Naturschutzes und der Landschaftspflege in die Regionalpläne).

Für die Biotopverbundflächen der Kategorie I („herausragende Bedeutung“) wird die Umsetzung durch die Darstellung als „Bereiche für den Schutz der Natur“ (BSN) in den Regionalplänen angestrebt (Vorranggebiete). Diese Ausweisung ist die planungsrechtliche Voraussetzung für die Ausweisung von NSG mit einer Größe über 10 ha, welche auf der örtlichen Ebene der Landschaftsplanung (Satzungsbeschlüsse der Kreise und kreisfreien Städte) erfolgt. Für die Flächen der Kategorie II („besondere Bedeutung“) wird die Umsetzung durch die Darstellung als „Bereiche für den Schutz der Landschaft und landschaftsorientierten Erholung“ (BSLE) in den Regionalplänen angestrebt (Vorbehaltsgebiete). Diese Darstellungen sollen auf der örtlichen Ebene durch die Festsetzung als Landschaftsschutzgebiet in den Landschaftsplänen konkretisiert werden.

Bei der Übernahme der Vorschläge aus dem durch die LÖBF erarbeiteten Fachbeitrag des Naturschutzes und der Landschaftspflege in die Regionalpläne zeichnet sich ein hoher Umsetzungsgrad ab. Durchschnittlich sind mit Stand 2006 15,3 % (5.213 km²) der Landesfläche Nordrhein-Westfalens als „BSN“ planungsrechtlich gesichert (Gesamtflächenanteil der NSG / NP in NRW 2006 bei 6,2 %). Davon sind rund 10,9 % (3.700 km²) als Kernflächen der Biotopverbundplanung anzusprechen. Der Anteil der „BSLE“ an der Gesamtfläche der Planungsräume beträgt durchschnittlich 50 % (BAUMANN et al. 2006).

### 4.2.8 Rheinland-Pfalz

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung und Darstellung liegt vor. Eine maßstabsgerechte Aggregierung überörtlich-landesweit bedeutsamer Bestandteile beschränkt sich bisher auf die Ausweisung von „Prioritäten“ aus landesweiter Sicht (Gebiete) in der „Planung vernetzter Biotopsysteme“ (s.u.).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene/ regionale Ebene:

Seit 1989 wird im Land Rheinland-Pfalz die „Planung Vernetzter Biotopsysteme“ (früher abgekürzt PVB, heute meist VBS) durchgeführt (BURKHARDT et al. 1995). Es handelt sich dabei um eine landesweite Fachplanung des Naturschutzes auf der regionalen Ebene der Landkreise. Für alle 24 Landkreise und 12 kreisfreien Städte liegen heute entsprechende Planungen im Maßstab 1:25.000 vor. Die Bearbeitung erfolgte durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LWUG) in Verbindung mit regionalen Planungsbüros.

Die Aufstellung eines Landschaftsprogramms war nach dem rheinland-pfälzischen Landespflegegesetz vor der Gesetzesnovellierung 2005 nicht vorgesehen. Die fachlichen Beiträge wurden direkt in das Landesentwicklungsprogramm integriert (Primärintegration). Im Landespflegegesetz war festgeschrieben, dass die überörtlichen Erfordernisse und Maßnahmen, die zur Erfüllung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege notwendig sind, in den Regionalen Raumordnungsplänen darzustellen sind (§ 16 Abs. 1 LPflG). Die Grundlagen dieser Darstellungen sollen textlicher und kartografischer Art sein und unter anderem Angaben über Biotope und deren Vernetzung enthalten (§ 16 Abs. 2 LPflG). Diese landschaftspflegerischen Planungsbeiträge als Fachgutachten liegen für alle fünf Regionen vor (alle vor dem Jahr 2000). Im neuen Landesnaturschutzgesetz vom September 2005 sind ein Landschaftsprogramm als Beitrag zum Landesentwicklungsprogramm und Landschaftsrahmenpläne als Beitrag zu den Regionalplänen vorgeschrieben (§ 8 LNatSchG).

**Fachlicher Planungsansatz** (der VBS für die Landkreise)

Für die „Planung Vernetzter Biotopsysteme“ wird als übergeordnetes Planungsziel die flächendeckende Entwicklung von lebensraumbezogenen, aufeinander abgestimmten naturschutzfachlichen Zielen auf naturräumlicher Ebene angegeben. Die Planung ist nicht auf bestimmte Instrumentarien der Umsetzung ausgerichtet (z.B. Landschaftsplanung); damit wird die Hoffnung verknüpft, dass die Planung auch bei sich verändernden Rahmenbedingungen eine „vielfältig verwendbare Grundlage“ bleibt.

Die Planung wird anhand des repräsentativen Beispiels für den Landkreis Altenkirchen (erster Band als Modellprojekt, BDLA 1992) dargestellt. Sie zeigt folgenden Aufbau:

A. Einleitung (grundlegende Zielsetzung VBS, Methoden- und Grundlagenübersicht, Hinweise zur Benutzung)
B. Allgemeine Angaben zum Landkreis (Planungsraum, abiotische Faktoren, hpnV, Landschaftsentwicklung, landkreiskennzeichnende Tierarten)
C. Naturräumlicher Bezug (Vorstellung der Planungseinheiten = Naturräumliche Einheiten)
D. Biotopsteckbriefe (incl. Leitarten)
E. Planungsziele
F. Hinweise zur Umsetzung der Planungsziele

Nach den knapp gehaltenen Teilen A.-C., die den Landkreis naturschutzfachlich beschreiben und den Planungsrahmen definieren, bilden die Biotopsteckbriefe den ersten Schwerpunkt des Planwerkes.

Die Biotopsteckbriefe (im Beispiel für 25 Biotoptypen) enthalten begründete qualitative und quantitative Anforderungen für die einzelnen Biotoptypen, die für mehrere Ausbildungen der Biotoptypen (Untereinheiten) aufgeführt sein können. In einem eigenen Abschnitt werden die Biotop- und Raumansprüche (z.B. Habitatstruktur, Beziehungen zwischen Lebensräumen, Lebensraumgrößen, Ausbreitungsvermögen) typischer, ökologisch unterschiedlich angepasster Tierarten oder Tierartengemeinschaften zusammengestellt. Dieses Vorgehen wird als Konzept „Leitarten“ bezeichnet und führt zur Ergänzung des biotoptypenbezogenen Ansatzes. Es werden Arten ausgewählt, die im Naturraum an schutzwürdige Lebensraumtypen gebunden sind und es werden insbesondere Arten berücksichtigt, deren landesweiter Schwerpunkt im Planungsraum liegt oder deren Arealgrenze durch den Planungsraum verläuft. „Leitarten“ sind (im Beispiel) meist Wirbellose sowie Vögel. Säuger sind nicht oder nur ausnahmsweise berücksichtigt. Die Steckbriefe enden jeweils mit einer zusammenfassenden Bewertung, die Zielgrößen (z.B. minimale Größen oder Längen für Biotope / „Minimalareale“, Entfernungen zwischen gleichartigen Biotopen) enthalten, welche in der Planung als Richtwerte dienen sollen.

Im Anschluss werden die Planungsziele für den Landkreis (allgemein) und im Einzelnen für die naturräumlichen Planungseinheiten formuliert. Als generelle Zielkategorien fungieren:

Erhalt

Zur Kategorie gehören alle Flächen, deren aktuelle Ausprägung den Zielen des Arten- und Biotopschutzes entspricht und damit „schutzwürdig“ sind. Die Kategorie wird insbesondere für alle von der Biotopkartierung (und der ergänzenden „Offenlandkartierung“) erfassten Flächen eingesetzt. Sie werden als „Kernflächen des Biotopsystems“ bezeichnet.

Entwicklung

Diese Zielkategorie wird im Wesentlichen eingesetzt:

- zur Entwicklung von Beständen sicherungsbedürftiger Biotoptypen, um Flächenanforderungen aus den Biotopsteckbriefen zu erfüllen,
- zur Entwicklung von, den Habitatansprüchen genügenden Lebensräumen für Populationen biotoptypischer Arten, die sich auch als Ausgangspunkte für Wiederbesiedlungen eignen,
- zur Einbindung/ Entwicklung in/ von Komplexe(n) aus verschiedenartigen Lebensräumen, um die funktionalen Beziehungen zwischen den Lebensgemeinschaften zu fördern,
- zur Entwicklung von Pufferzonen im Umfeld schützwürdiger Lebensräume und von Lebensraumkomplexen,
- zur Entwicklung von Standorten mit besonderen abiotischen Bedingungen (z.B. Feuchte- und Nährstoffverhältnisse) und der darauf angewiesenen Lebensgemeinschaften,
- zur Entwicklung von überregionalen Vernetzungsachsen bzw. Wanderkorridoren (z.B. in Bachtälern und Flussauen)

Eine wesentliche Grundlage für die Bestimmung der Entwicklungsmöglichkeiten stellt die Karte der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation dar. Die Karte kann als „vegetationskundliche Standortkarte“ verwendet werden. Für die Planung wurde ein Umsetzungsschlüssel erarbeitet, mit dessen Hilfe man den Kartiereinheiten der hpnV auf den entsprechenden Standorten entwicklungsfähige Biotoptypen (Ersatzgesellschaften) zuordnen kann.

biotoptypenverträgliche Nutzung

Es handelt sich um eine Zielkategorie, die für „alle übrigen“ land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen eingesetzt wird, die sich weder durch ihre biotische Ausstattung noch durch von mittleren Verhältnissen abweichende Standortbedingungen hervorheben. Die Kategorie enthält Mindestanforderungen hinsichtlich der Nutzungsintensität und der Ausstattung mit Strukturelementen mit dem

Ziel, die von großflächigen, intensiver genutzten Bereichen ausgehenden negativen Wirkungen (z.B. Barrierewirkung) zu minimieren.

Für jede Planungseinheit werden nach der Formulierung eines Leitbildes biotoptypenbezogene Planungsziele entwickelt. Sie basieren auf einer naturräumlich-spezifischen Beschreibung jedes Biotoptyps. Hierbei werden die „Leitarten“ wieder aufgegriffen, die auch zu speziellen Zielen führen können. In der Karte „Ziele“ wird die „Zielverteilung für die Verteilung der Biotoptypen“ dargestellt. Für alle im Text behandelten Biotoptypen erfolgen relativ konkrete Flächenzuweisungen. „Erhalt“ und „Entwicklung“ werden jeweils unterschieden. Ausgenommen sind im Wesentlichen nur der besiedelte Bereich und Ackerflächen sowie die „übrigen Wälder und Forsten“, die nicht in der Biotopkartierung erfasst wurden. Für diese Typen gilt dann die Kategorie „biotoptypenverträgliche Nutzung“. Da auch die „übrigen Wälder und Forsten“ in den Zielkarten flächenhaft grün eingefärbt sind, entsteht eine nahezu flächendeckende Farbdarstellung, die unterstreicht, dass die „Planung Vernetzter Biotopsysteme“ wie kaum eine andere Biotopverbundplanung in der Bundesrepublik den die gesamte Landschaft - in abgestufter Intensität - einbeziehenden Ansatz des Arten- und Biotopschutzes verkörpert.

In den „Hinweisen für die Umsetzung der Planungsziele“ werden insbesondere die „Prioritäten aus landesweiter Sicht“ und die „Prioritäten auf Landkreisebene“ herausgearbeitet. Es handelt sich dabei um einige der im Text und in der Zielkarte aufgeführten Ziele mit der den beiden Kategorien entsprechenden Bedeutung oder um Ziele mit besonderer zeitlicher Dringlichkeit. Die Prioritäten werden gesondert beschrieben und in einer gesonderten Karte im Maßstab 1:100.000 als Schwerpunktbereiche (gegliedert nach Biotoptypen) dargestellt.

Wildtierkorridore in Rheinland-Pfalz

Auf Initiative des Ministeriums für Umwelt und Forsten wurde 2004 auf einer Tagung „Wildtierkorridore” unter Federführung des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht der erste Grundstein für ein landesweites Netz verknüpfter Lebensräume größerer Säugetierarten gelegt. Ein Arbeitskreis „Wildtierkorridore Rheinland-Pfalz“ erarbeitete auf der Basis der Initiativskizze „Lebensraumkorridore“ (s. Kapitel 3.3.3) eine Karte als Beitrag für das neu zu erarbeitende Landschaftsprogramm Rheinland-Pfalz. Das Konzept „Wildtierkorridore” ergänzt auch die Biotopverbundplanungen in Rheinland-Pfalz (LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ 2005b).

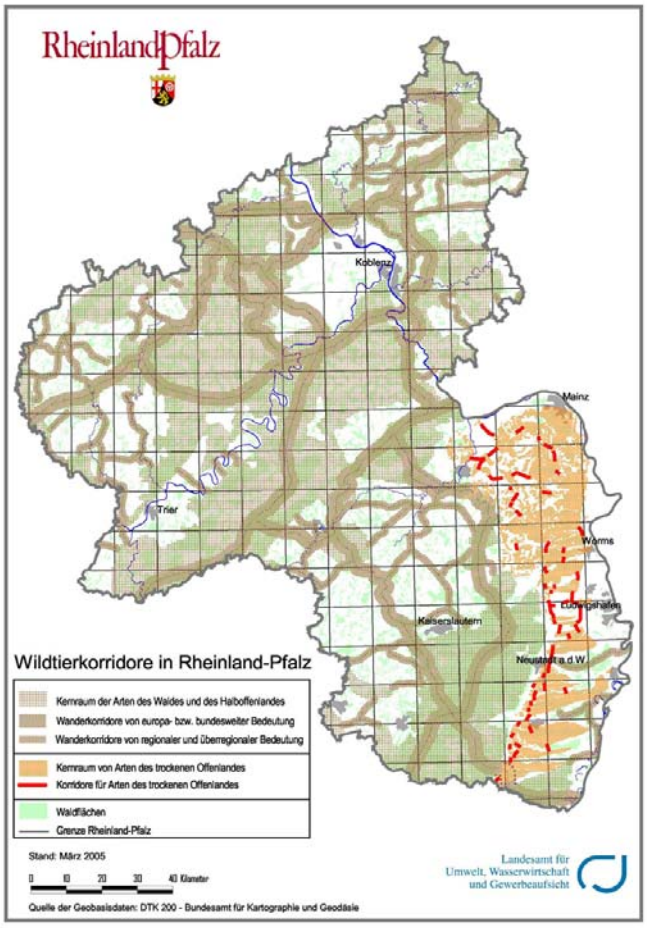



Abb. 45:
Wildtierkorridore in Rheinland-Pfalz
(LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ 2005)

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
Im Landesentwicklungsprogramm III (Maßstab: 1:200.000, STAATSKANZLEI RHEINLAND-PFALZ / Hrsg: 1995) wird unter den Grundsätzen des Arten- und Biotopschutzes die Einrichtung „vernetzter Biotopsysteme“ zum dauerhaften Schutz bzw. zur Entwicklung der Lebensraumansprüche wildlebender Populationen von Tier- und Pflanzenarten aufgeführt. Im Plan werden die „landesweit bedeutsamen Kernräume“ und die „landesweit bedeutsamen Vernetzungsachsen“ kartografisch dargestellt. Sie stammen aus den o.g. fachlichen Beiträgen mit Stand 1990. Die „landesweit bedeutsamen Kernräume“ zeichnen sich durch großflächige Vorkommen besonders schutzwürdiger Biotope sowie Vorkommen besonders gefährdeter Arten aus. Die „landesweit bedeutsamen Vernetzungsachsen“ werden aus den Tälern von einigen Flüssen und großen Bächen aufgebaut. Außerdem sollen Flächen für die Neuschaffung von funktionsfähigen Biotopsystemen entwickelt werden.

Die „vernetzten Biotopsysteme“ stellen im Landesentwicklungsprogramm „Vorbehaltsflächen“ des Arten- und Biotopschutzes dar. In den Regionalen Raumordnungsplänen der fünf Planungsregionen sind die Flächen der „vernetzten Biotopsysteme“ weiter zu konkretisieren; sie sollen dann als „Vorrangbereiche für Arten- und Biotopschutz“ ausgewiesen und somit raumordnerisch gesichert werden.

### 4.2.9 Saarland

**Planungsstand**
Eine landesweite Planung und Darstellung liegt vor (im Entwurf).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene ≙ regionale Ebene:
Die Planung zum landesweiten Biotopverbund ist Inhalt des Entwurfes des **Landschaftsrahmenplans** Saarland (Maßstab 1:25.000, MINISTERIUM FÜR UMWELT DES SAARLANDES 2001), der gutachtlichen Charakter hat und als landesweite Landschaftsplanung im regionalen Maßstab für das Saarland erarbeitet wurde. Seit der Neuordnung des saarländischen Naturschutzrechts im April 2006 ist nach § 5 und § 15 des Saarländischen Naturschutzgesetzes die Aufstellung eines **Landschaftsprogramms** als Fachplan vorgesehen. Es wurde bereits ein Entwurf des Landschaftsprogramms (Stand Juli 2006, unveröffentlicht) erarbeitet; die Fertigstellung ist Ende 2007/ 2008 vorgesehen (BETTINGER mdl.)

**Fachlicher Planungsansatz** (Landschaftsrahmenplan)
Der Landschaftsrahmenplan enthält neben weiteren „Erfordernissen und Maßnahmen für Arten und Biotope“ Kategorien, die insbesondere den Biotopverbund kennzeichnen. Das Biotopverbundsystem des Saarlands soll durch „Gebiete mit Vorrang für Schutz und Sicherung von Arten und Biotopen“ („Vorrangflächen“, s.u.), „Vernetzungsachsen“ sowie „Pufferzonen“ im Umfeld der Vorrangflächen aufgebaut werden.

Die Hauptkategorie „Gebiete mit Vorrang für Schutz und Sicherung von Arten und Biotopen“ enthält im Einzelnen:

- Vorrangflächen mit sehr hoher Bedeutung
- Vorrangflächen mit hoher Bedeutung
- Vorrangflächen

Die drei in Anlehnung an die Kategorien der Raumordnung („Vorrang“) benannten Gebietstypen werden als „Kernzonen“ des Biotopverbunds betrachtet. Diese Kernflächen zeichnen sich durch

ihre hohe Bedeutung für den Schutz von Natur- und Landschaft aus. Als Kriterien zur Flächenfindung wurden die Kriterien Naturnähe, Strukturvielfalt, Seltenheit/ Gefährdung und Repräsentativität herangezogen. Wesentliche Grundlagen zur Auswahl der Vorrangflächen waren:

- die gemeldeten FFH-Gebiete,
- die Flächenkontingente des Arten- und Biotopschutzprogramms (1997) des Saarlands
- die Gutachten zur Landschaftsrahmenplanung,
- die landesweite Biotopkartierung
- die HANSA-Luftbild-Kartierung (Waldfläche)

Auffällig ist, dass als Kernzonen des Biotopverbunds hauptsächlich lang gestreckte Landschaftsbestandteile wie Bachauen oder Hangbereiche entlang von Schichtstufen ausgewiesen sind. Die nur ausnahmsweise Einbeziehung großflächiger, zusammenhängender Flächen in den Biotopverbund wird mit der ausgeprägten Kleinteiligkeit der Landschaft im Saarland und ihrer dichten Besiedlung begründet (nach JEßBERGER 2005).

Die „Vernetzungsachsen“, kartografisch dargestellt mit der Flächenkategorie „Aufwertung für den Biotopverbund“, sollen die Vorrangflächen miteinander verbinden. Sie zeichnen sich sowohl durch ihre Vernetzungsfunktion als auch durch ihre Entwicklungsfähigkeit aus und befinden sich vorwiegend im Bereich der Fließgewässer und Auen, teilweise auch im Bereich großräumiger Rekultivierungsmaßnahmen der Rohstoffwirtschaft.

Durch die Einrichtung von „Pufferzonen“ sollen die „Vorrangflächen“ gegebenenfalls vor negativen Einflüssen aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen geschützt werden. Im Plan werden Punkte dargestellt, an denen die Notwendigkeit einer Prüfung (auf lokaler Ebene) der Einrichtung von „Pufferzonen“ zum Schutz der Kernflächen besteht.

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Der **Landesentwicklungsplan**, Teilabschnitt „Umwelt“ (MINISTERIUM FÜR UMWELT DES SAARLANDES 2004 a, b) formuliert in den räumlichen Leitvorstellungen die Schaffung eines „Freiraumverbundes“ als raumordnerischen Beitrag zur Entwicklung eines landesweiten Biotopverbundsystems. Im Plan wird der landesweite Biotopverbund durch die „Vorranggebiete für Naturschutz“ und die „Vorranggebiete für Freiraumschutz“ aufgebaut. Die „Vorranggebiete für Naturschutz“ bestehen aus:

- ausgewiesenen und geplanten Naturschutzgebieten
- gemeldeten Gebieten des europäischen Schutzgebietssystems „Natura 2000“
- Gebieten mit überdurchschnittlich hoher Bedeutung für schutzwürdige Biotope bzw. überdurchschnittlichen Vorkommen landesweit gefährdeter Arten

Die „Vorranggebiete für Freiraumschutz“ sind als Verbindungs- und Entwicklungsflächen des Biotopverbundsystems aufzufassen und dienen der Sicherung und Erhaltung von noch zusammenhängenden nicht bebauten Landschaftsteilen. Teilweise inselartige Flächen sollen in Zukunft zu einem kohärenten Verbundsystem entwickelt werden. In die „Vorranggebiete für Freiraumschutz“ sind Biotope integriert, die im landesweiten Arten- und Biotopschutzprogramm sehr hoch und hoch bewertet wurden, aber nicht als „Vorranggebiete für Naturschutz“ ausgewiesen wurden.

### 4.2.10 Sachsen

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung mit maßstabsgerechter Darstellung der überregional-landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds (Gebietskulisse) liegt vor.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene:

Das Landschaftsprogramm 1994 enthielt noch keinen spezifischen Beitrag zum Biotopverbund. Heute ist der Landesentwicklungsplan gemäß § 3 Abs. 1 SächsLPlG und § 5 Abs. 4 SächsNatSchG zugleich auch Landschaftsprogramm (Primärintegration). Der Landesentwicklungsplan Sachsen (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNEREN 2003) enthält als „Erläuterungskarte" die „Gebietskulisse zur Ausweisung des ökologischen Verbundsystems" (Maßstab 1:300.000). Im Anhang 3 des Landesentwicklungsplans sind „Fachplanerische Inhalte des Landschaftsprogramms" veröffentlicht (s. Kap. 4.11.2 des LEP), die als Bestandteil eines fortgeschriebenen Landschaftsprogramms aufgefasst werden können. Fachbehörde für die landesweite Ebene ist das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie, welches auch die „Fachlichen Grundlagen für einen landesweiten Biotopverbund im Freistaat Sachsen" (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2006) erarbeitete (s. Fachlicher Planungsansatz).

regionale (lokale) Ebene:

Ursprünglich sollten kombiniert mit dem 2. Durchgang der selektiven Biotopkartierung so genannte „Feinkonzepte" der Biotopverbundplanung als Fachplanung des Naturschutzes (Landesamt für Umwelt und Geologie) im Maßstab 1:10.000 bis 1:25.000 erarbeitet werden. Diese wurden allerdings nur für einige Beispielgebiete (z.B. für die Landkreise Delitzsch, Aue-Schwarzenberg) aufgestellt. Es fehlte an landesweiten Vorgaben, Bewertungen und räumlichen Schwerpunktsetzungen auch in Form eines landesweiten kartografischen Grobkonzeptes (Maßstab 1:100.000 - 1:200.000). Die Erarbeitung dieser Grundlagen wurde in den Jahren 1998-2000 priorisiert und für den Regierungsbezirk Leipzig getestet. Anschließend (2002-2003) wurde eine entsprechende Bearbeitung der Regierungsbezirke Chemnitz und Dresden vorgenommen und schließlich eine zusammenfassende Grundlage erstellt (2004-2005), die in die genannten „Fachlichen Grundlagen" mündete. Zukünftig ist die weitere regionale Ausformung des Biotopverbunds in den Regionalplänen (mit primär integrierten Landschaftsrahmenplänen) der fünf sächsischen Planungsregionen vorgesehen (s. Abschnitt: Inhalte der Landesraumordnungsplanung).

**Fachlicher Planungsansatz**

In den „Fachlichen Grundlagen für einen landesweiten Biotopverbund im Freistaat Sachsen" (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2006) wird die fachliche Vorgehensweise für die Erarbeitung der o.g. Gebietskulisse (Suchräume/ „sachlich-räumliche Schwerpunkte") detailliert offen gelegt. Hervorgehoben ist der methodische Grundsatz, dass, obwohl eine hochgradige Übereinstimmung zu erwarten ist, die Auswahl/ Abgrenzung der Biotopverbundflächen nicht primär an den bestehenden Schutzgebieten ausgerichtet sein kann, sondern dass die Flächen zunächst nach ihrer fachlichen Eignung für den Biotopverbund ausgewählt werden müssen. Deshalb wurde ein Verfahren zur Eignungsbewertung entwickelt, dem insbesondere Informationen zu Lebensräumen und Arten zugrunde liegen (lebensraum- und artenbezogener Ansatz). Räumliche Bezugseinheiten sind 19 an der naturräumlichen Gliederung Sachsens orientierte Bearbeitungsgebiete, die zunächst mit Kurzcharakterisierungen beschrieben werden. Darauf aufbauend wurden für jedes Bearbeitungsgebiet generelle landschaftsökologische Zielstellungen und Handlungsgrundsätze formuliert.

Danach erfolgte die Bewertung der Arten- und Biotopausstattung auf der Ebene der Bearbeitungsgebiete, woraus die Bedeutung des Bearbeitungsgebietes bzw. so genannte „sachliche Schwerpunkte" abgeleitet werden konnte. Die „sachlichen Schwerpunkte" werden anhand der u.g. Kriterien verbal-argumentativ (mit entsprechenden Hintergrunddaten) gebildet und nach Biotoptypengruppen benannt (z.B. Bedeutung des Bearbeitungsgebietes für Hainbuchen-Eichenwälder oder

für Flussauen und Feuchtgebiete). Die entsprechenden Arten sind in die Schwerpunkt-Lebensräume ‚integriert'. Die „sachlichen Schwerpunkte" sind im Sinne eines landesweiten Verantwortungsgrades bezogen auf die Bearbeitungsgebiete zu verstehen und besitzen noch keinen näheren räumlichen Bezug. Im nächsten Arbeitsschritt folgte eine detaillierte Eignungsbewertung mit dem grundsätzlichen Ziel, innerhalb der Bearbeitungsgebiete (Such)Räume mit Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz zu ermitteln, die sich durch bedeutende Vorkommen von Arten und Biotopen oder durch ein besonderes Entwicklungspotenzial für diese auszeichnen.

Dazu wurden folgende Ausstattungsmerkmale in überregional oder landesweit bedeutsamer Ausprägung (dafür bestehen detaillierte Abstufungen) herangezogen:

- Vorkommensschwerpunkte ausgewählter gefährdeter Pflanzen- und Tierarten,
- hohe Dichte gefährdeter Pflanzen- und Tierarten (Farn- und Samenpflanzen, Brutvögel, Amphibien, abgeleitet aus der Artenzahl je Rastereinheit (= Messtischblatt-Quadranten oder -Quadranten-Viertel),
- Vorkommensschwerpunkte naturnaher/ gefährdeter/ gesetzlich geschützter Biotope gemäß der selektiven Biotopkartierung (2. Durchgang),
- entsprechende standörtliche Entwicklungspotenziale,
- unter Berücksichtigung weiterer Potenziale und Restriktionen für den Biotopverbund, die sich aus der aktuellen Landnutzung ergeben.

Mit diesem zweiten Schritt wurden ausgehend von den „sachlichen Schwerpunkten" die „sachlich-räumlichen Schwerpunkte" der Biotopverbundplanung abgeleitet und bewertet sowie im Maßstab 1:100.000 - 1:200.000 abgegrenzt. Eine Regel für diese Abgrenzungen wird nicht angegeben, weil sich für jeden Schwerpunkt aufgrund der Berücksichtigung meist mehrerer Arten und Biotoptypen eine spezielle räumliche Kombination ergibt (Beispiele werden abgebildet).

Ähnliches wird für die vollzogene Unterteilung in Kern- und Verbindungsflächen ausgesagt. Diese erfolgte nach dem Flächenanteil bzw. der Dichte entsprechender Biotop- und Artvorkommen sowie unter Beachtung funktionaler Zusammenhänge:

- Kernflächen: Bereiche mit herausragender Arten- und Biotopausstattung mit überwiegend günstigem Erhaltungszustand
- Verbindungsflächen: Es besteht ein mehr oder weniger großer Entwicklungsbedarf im Sinne einer Zustandsverbesserung

Beide Flächentypen sind für folgende Biotop- bzw. Ökosystemtypen kartografisch dargestellt und bilden mit den nachfolgend genannten Raumkategorien ein räumlich-kohärentes System:

- Agrarräume, halboffen
- Agrarräume, offen
- Bergbaugebiete bzw. Bergbaufolgelandschaften
- Teichgebiete inkl. Verlandungsbereiche, Nasswiesen u. a.
- Fluss- und Bachauen bzw. -täler, halboffen
- Fluss- und Bachauen, offen
- frisch-feuchte Grünlandkomplexe des Berglandes
- Anmoore, Moore und Moorwälder
- Biotopkomplexe aus Offenland und Sukzessionsflächen (v. a. aktuelle u. ehem. Truppenübungsplätze)
- Steinrücken im Komplex mit frisch-feuchtem Grünland sowie Restwäldern und Heiden
- trocken-warme Sonderstandorte
- Wälder

Zusätzlich werden durch verschiedene Randlinien folgende „Bedeutungen für den Arten- und Biotopschutz“ unterschieden:

- landesweite Bedeutung
- überregionale Bedeutung
- überwiegend (nur) Verbindungsfunktion - diese Kategorie wird im Fall von Fluss- und Bachauen bzw. -tälern (die sich gegenüber anderen Lebensraumkomplexen durch eine morphologisch bedingte eindeutige Verbundstruktur auszeichnen) eingesetzt, wenn sie zwar eine herausragende Verbindungsfunktion, aber keine herausragenden Ausstattungsmerkmale aufwiesen (z. B. in stark regulierten Abschnitten)
- sachlich-räumlich variabler Verbundkorridor - eingesetzt bei nicht genauer abgrenzbaren funktionalen Bezügen

Für alle sachlich-räumlichen Schwerpunkte werden Erhaltungs- und Entwicklungsziele sowie Handlungsgrundsätze formuliert (Zielrahmen). Schließlich werden die Rahmenbedingungen für die Umsetzung des Biotopverbunds analysiert.

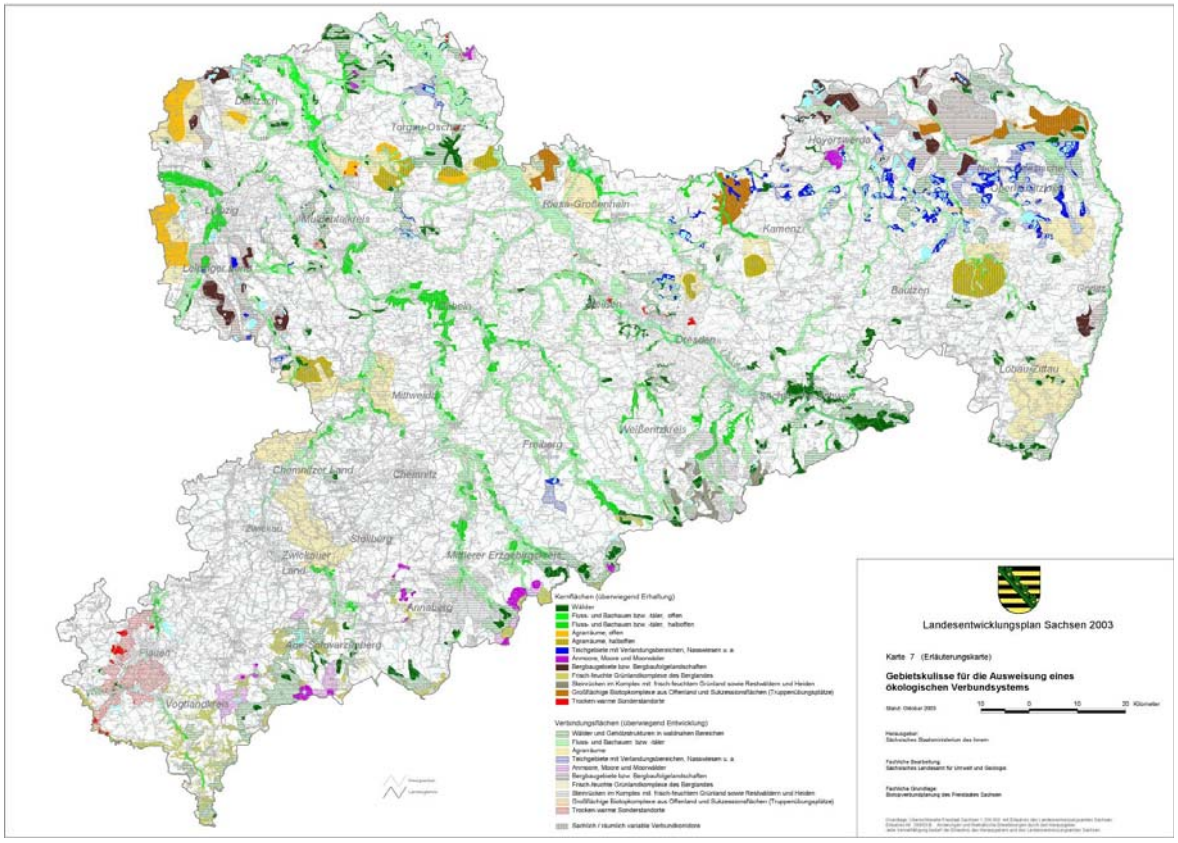



Abb. 46: Gebietskulisse zur Ausweisung des ökologischen Verbundsystems in Sachsen (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNEREN 2003)

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**

Die 2003 im LEP (Maßstab: 1:300.000) dargestellten Kategorien der „Gebietskulisse zur Ausweisung des ökologischen Verbundsystems“ stimmen weitgehend mit der Karte „Sachlich-räumliche Schwerpunkte für den landesweiten Biotopverbund 1 : 300.000“ der „Fachlichen Grundlagen“ (s.o.) mit Stand Juli 2006 überein. Die Hauptstruktur des Verbundsystems ist trotz kleinerer Abgrenzungsänderungen, die aus der Berücksichtigung zwischenzeitlich gewonnener Erkenntnisse resultieren, gleich geblieben. Im LEP werden Kernflächen (überwiegend Erhaltung), Verbindungsflächen (überwiegend Entwicklung) und die bereits o.g. sachlich-räumlich variablen Verbundkorridore ausgewiesen. Ein nennenswerter Unterschied zwischen der Kulisse der „Fachlichen Grundlagen“ und

der „Gebietskulisse“ des LEP besteht darin, dass in der Kulisse der „Fachlichen Grundlagen“ bei einigen Fluss- und Bachauen bzw. -tälern (insb. bei den Oberläufen) zwischen „Verbindungsflächen“ und Flächen mit „überwiegend (nur) Verbindungsfunktion“ unterschieden wurde, was auf eine fachliche Präzisierung anhand von Ausstattungsmerkmalen hindeutet. Letztere Kategorie bestand im LEP noch nicht.

Eine Präzisierung der Suchräume zur Auswahl der Flächen des „ökologischen Verbundsystems“ ist in den Regionalplänen durchzuführen. Hierzu sollen „Vorrang- und Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft“ ausgewiesen werden. Zur Ausweisung dieser Vorranggebiete sollen insbesondere Flächen in folgenden Gebieten berücksichtigt werden:

- Nationalparke, Naturschutzgebiete, Flächennaturdenkmale
- besonders wertvolle Bereiche von Biosphärenreservaten, Naturparken bzw. großflächigen Landschaftsschutzgebieten
- Gebiete geplanter oder bereits realisierter Naturschutzgroßprojekte
- Biotopkomplexe regionaler Bedeutung oder landesweit besonders geschützte Biotope
- mindestens regional bedeutsame Gebiete für den Erhalt und die Entwicklung von Lebensräumen stark gefährdeter oder vom Aussterben bedrohter Arten
- natürliche Überschwemmungsbereiche und naturnahe Abschnitte von Fließgewässern
- neu entstandene oder sich entwickelnde seltene Lebensräume in degradierten Landschaften
- Schutzgebiete des europäischen Schutzgebietssystems „Natura 2000“

Für die Ausweisung von „Vorbehaltsgebieten Natur und Landschaft“ kommen besonders folgende Gebiete in Frage:

- Bereiche von Biosphärenreservaten, Naturparken und Landschaftsschutzgebieten, die nicht als Vorranggebiet ausgewiesen wurden
- Pufferzonen von „Vorranggebieten Natur und Landschaft“
- für den Artenschutz regional bedeutsame Gebiete
- unzerschnittene störungsarme Räume
- neu entstandene oder sich entwickelnde Lebensräume in degradierten Landschaften

### 4.2.11 Sachsen-Anhalt

**Planungsstand**

Eine landesweite Planung mit maßstabsgerechten Darstellungen des überörtlichen-landesweiten Biotopverbundes liegt vor („Biotopverbundflächen“ bzw. „Verbundeinheiten“, s.u.).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

landesweite Ebene/ regionale Ebene:

Sachsen-Anhalt verfügt über eine landesweit flächendeckende Biotopverbundplanung (eigenständige Fachplanung des Naturschutzes) auf der regionalen Ebene der Landkreise (Maßstab 1:50.000, 21 Landkreise, 3 kreisfreie Städte) und auf der Landesebene (1:300.000), die unter Anwendung des „Gegenstromprinzips“ aufgestellt wurden. Die Planung erfolgte im Rahmen der Entwicklung des „Ökologischen Verbundsystems des Landes Sachsen-Anhalt“, dem ein Landtagsbeschluss und ein Landesprogramm zugrunde liegen (MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1997).

Der Begriff „ökologisches Verbundsystem“, der aus der Raumordnung übernommen wurde, bezeichnet im Sinne des Landtagsbeschlusses die Zielstellung und den gesellschaftlichen Rahmen

aus Landessicht und beinhaltet die Aufstellung eines Programms, die Planung von Biotopverbundsystemen sowie die Umsetzung des ÖVS in Sachsen-Anhalt. Die Naturschutzverwaltung schafft durch die Planung von Biotopverbundsystemen (BVS) auf unterschiedlichen Planungsebenen die Grundlage für die Entwicklung des ökologischen Verbundsystems. Die Umsetzung des ökologischen Verbundsystems ist eine gesamtgesellschaftliche und ressortübergreifende Aufgabe.

Mit der Koordinierung und fachlichen Begleitung der Biotopverbundplanung wurde das Landesamt für Umweltschutz beauftragt. Die Planung besteht aus Teilplanungen, die nach Landkreisen unter Vorgabe einheitlicher Kriterien (Ziele, Methodik, Darstellung – Allgemeiner Teil I einer jeden Landkreisplanung) durch Planungsbüros im Zeitraum 1997-2006 erarbeitet wurden. Dies geschah in enger Zusammenarbeit mit den Unteren Naturschutzbehörden.

Das Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt (Maßstab 1:300.000, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1994a, b) enthält bereits Zielstellungen zum landesweiten Biotopverbund, die bei der Aufstellung der Pläne berücksichtigt wurden (s. fachlicher Planungsansatz - Landschaftsprogramm). Da die Aufstellung des Landschaftsprogramms bereits 1994 abgeschlossen war, ist im Gegenzug beabsichtigt, durch die Biotopverbundplanung auf Landesebene einen Beitrag zur Fortschreibung und Präzisierung des Landschaftsprogramms zu leisten. Die Biotopverbundplanung auf regionaler Ebene ergänzt die Landschaftsrahmenplanung inhaltlich. Gleichzeitig bildet die regionale Biotopverbundplanung den fachinhaltlichen Rahmen für die Biotopverbundplanung bzw. -maßnahmen auf der örtlichen Planungsebene (1:10.000).

**Fachlicher Planungsansatz - Biotopverbundplanung**

Grundlage für die nachfolgenden Darstellungen sind die ausführlichen Erläuterungen zur „Planung von überörtlichen Biotopverbundsystemen zum Aufbau des ökologischen Verbundsystems in Sachsen-Anhalt“ (SZEKELY 2006) sowie ein Planungsbeispiel für einen Landkreis (Anhalt-Zerbst, MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN ANHALT 2001).

Mit der Planung werden insbesondere folgende „unmittelbare Ziele“ verfolgt:

- Formulierung und Begründung von Flächenvorschlägen für die Entwicklung überörtlicher Biotopverbundsysteme verschiedener Planungsebenen,
- fundierter Fachbeitrag für die verbindliche Landes- und Regionalplanung (Landesentwicklungsplan im Maßstab 1:300.000, Regionale Entwicklungspläne im Maßstab 1:100.000),
- frühzeitige Erkennung, Vermeidung und Verminderung von Konflikten zwischen den Erfordernissen des Biotopverbunds und Raum beanspruchenden Vorhaben wie Verkehrstraßen, Bergbau, Siedlungen etc.,
- bessere Koordination von Flächenschutz- und Pflegemaßnahmen,
- effizienter Einsatz von Fördermitteln und von Flächen im öffentlichen Eigentum für Naturschutzmaßnahmen

Die einzelnen landkreisweiten Planungen enthalten auf **regionaler Planungsebene** im Maßstab 1:50.000 den „Bestand an besonders wertvollen Lebensräumen“ (Grundlagenkarte/ Bestandskarte) und „Vorschläge für die Entwicklung eines überörtlichen Biotopverbundsystems“ (Planungskarte). Die Biotopverbundflächen (Planungskarte) werden in zwei Kategorien, die wiederum nach unterschiedlichem Handlungsbedarf unterteilt sind, differenziert:

- „Kernflächen“
  -Gewährleistung einer ungestörten natürlichen Entwicklung
  -Fortführung der Nutzung/ Pflege im bisherigen Umfang
  -Aufnahme von Pflegemaßnahmen/ Verbesserung des ökologischen Zustandes

- „Entwicklungsflächen“ (potenzielle Kernflächen, Verbindungs- und Pufferflächen)
  -Entwicklungsmaßnahmen im Rahmen der gegenwärtigen Nutzungsart
  -Umwandlung der gegenwärtigen Nutzungsart

Die Flächenauswahl erfolgte i.d.R. biotoptypenbezogen. Sie basierte insbesondere bei den Entwicklungsflächen auf fachlichen Einzelfallentscheidungen, in die regionale Kenntnisse der Unteren Naturschutzbehörden und auftragnehmenden Büros einflossen. Jeder Flächenvorschlag (Biotopverbundflächen, Biotopverbundeinheiten) wurde ausführlich beschrieben und begründet.
Entsprechend § 3 NatSchG LSA sind Nationalpark, gesetzlich geschützte Biotope, Naturschutzgebiete, Europäisches ökologisches Netz „Natura 2000“ Bestandteile des Biotopverbundsystems und werden ebenfalls als Kern- oder Entwicklungsflächen eingestuft und in den Karten dargestellt.

Als Planungsgrundlagen wurden insbesondere einbezogen:

- selektive Biotopkartierung: Die Flächenkomplexe der selektiven Biotopkartierung gelten im Regelfall als Kernflächen.
- luftbildgestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierung: Wenn aus den Daten im Vergleich zur selektiven Biotopkartierung weitere „wertvolle Flächen“ hervorgingen, wurden auch diese als Kernflächen ausgewählt.
- Landschaftsprogramm, Landschaftsrahmenplanung und Landschaftsplanung: Bestandserfassung und -bewertung, Ziel- und Handlungskonzept
- Arten- und Biotopschutzprogramme, Unterlagen und Kenntnisse über bedeutsame Lebensräume: ABSP lagen nur für weniger als 20% der Landesfläche vor.

Außerdem wurden weitere Fachgrundlagen und -planungen berücksichtigt, z.B.:

- Waldbiotopkartierung
- Fließgewässerprogramm
- Überschwemmungsgebiete und Planungen von Deichrückverlegungen
- Potenziell natürliche Vegetation: Die als Entwicklungsziel vorgeschlagenen Biotoptypen orientieren sich u.a. an der potenziell natürlichen Vegetation bzw. ihren Ersatzgesellschaften.
- Unterlagen, einschl. Kartenwerke zu den abiotischen Standortverhältnissen (Geologie, Boden, hydrolog. Verhältnisse, Klima, Topographie, …)
- Totalreservatskonzeption: Die Biotopverbundplanung integriert die Vorschläge für ein System der Totalreservate in Sachsen-Anhalt.
- Beiträge des Forschungsverbunds Braunkohlentagebaulandschaften Mitteldeutschlands
- Agrarstrukturelle Entwicklungsplanungen
- Forstliche Rahmenplanungen
- Ergebnisse der Eingriffsregelung, UVP
- historische Karten

Die Planung von Biotopverbundsystemen erfolgt gleichzeitig auf der regionalen Ebene und Landesebene im Gegenstromprinzip. Auf der **Landesebene** werden im Maßstab 1:300.000 abgeleitet und dargestellt:

- überregional bedeutsame Biotopverbundeinheiten: Schwerpunktbereiche und Hauptverbundachsen von europäischer oder landesweiter Bedeutung, z.B. Flussläufe, Feuchtgebiete, ausgedehnte naturnahe Waldgebiete, Heide-, Gipskarst- oder Porphyrlandschaften; dort meist Häufung von FFH- und Naturschutzgebieten sowie von § 30-Biotopen
- regional bedeutsame Biotopverbundeinheiten: besitzen Verbindungsfunktionen zwischen den überregional bedeutsamen Biotopverbundeinheiten und sind auf Landkreisebene von

erheblicher Bedeutung, Beispiele: kleinere Fließgewässer, isolierte Feuchtgebiete, wertvolle Biotoptypen

- ausgewählte örtlich bedeutsame Biotopverbundeinheiten: Ergänzungsfunktion, örtlicher Biotopverbund kann bei der überörtlichen Planung nur in begrenztem Umfang berücksichtigt und muss im Rahmen der kommunalen Landschaftsplanung weiter ausgeführt werden, Elemente sind z.B. Hecken, Feldgehölze, Streuobstwiesen, Dorfteiche insb. in ausgeräumten Agrarlandschaften

Eine wesentliche Rolle für die Zuordnung spielen die Biotoptypen- und Artenausstattung sowie die Seltenheit, die Repräsentativität und die Schutz- und Entwicklungsbedürftigkeit der Biotoptypen und Arten im europäischen und landesweiten Rahmen und innerhalb der jeweiligen Landschaftseinheit.

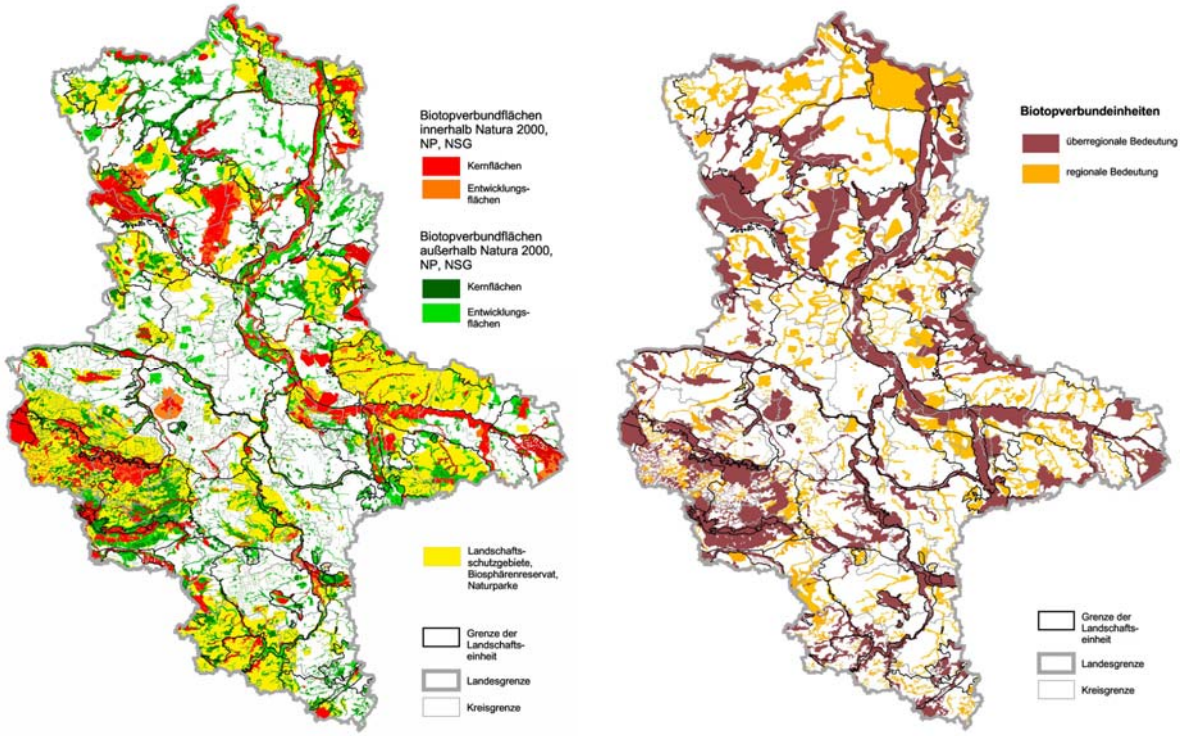



Abb. 47: Biotopverbundsystem Sachsen-Anhalts (SZEKELY 2006)
links: Biotopverbund und Schutzgebietssystem
rechts: Überregionale und regionale Biotopverbundeinheiten (s. Text)

**Fachlicher Planungsansatz – Landschaftsprogramm**

Aus dem Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt (Maßstab 1:300.000, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN ANHALT 1994a, b) ergeben sich fachliche Vorgaben für die Entwicklung des Biotopverbundsystems (Teil 1: Grundsätze, allgemeine und spezielle Zielstellungen; Teil 2: Beschreibungen und Leitbilder für die Landschaftseinheiten, schutz- und entwicklungsbedürftige Ökosysteme). Im Landschaftsprogramm wird die Entwicklung des Biotopverbunds in engem Zusammenhang mit dem Schutzgebietssystem betrachtet. Danach muss das Schutzgebietssystem Sachsen-Anhalts so geplant und realisiert werden, dass es insgesamt einem großflächigen Biotopverbund entspricht. Der anzustrebende Verbund ökologisch bedeutsamer Gebiete soll etwa 15 % der nicht für Siedlungszwecke genutzten Fläche umfassen. Neben Unterschutzstellung und der Durchführung von Maßnahmen wird auch eine raumordnerische Sicherung der Flächen des „ökologischen Verbundsystems“ als notwendig erachtet.

Das Landschaftsprogramm (Faltkarte 4) weist „streng geschützte Gebiete und potenzielle Flächen für den Naturschutz“ aus. „Streng geschützte Gebiete“ sind bestehende, sichergestellte und geplante Naturschutzgebiete, ein Nationalpark und Naturdenkmale (letztere nicht dargestellt). „Potenzielle Flächen für den Naturschutz“ sind die Flächen, die zum Zeitpunkt der Erarbeitung des Landschaftsprogramms auf Grundlage diverser Erfassungen (z.B. Liste naturschutzwürdiger Gebiete mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung, selektive Biotopkartierung, Truppenübungsplätze) als wertvoll eingeschätzt wurden. Die „potenziellen Flächen für den Naturschutz“ haben nach Landschaftsprogramm (Stand 1994) einen Anteil von ca. 30 % der Landesfläche und sollen nach einer durchzuführenden genaueren naturschutzfachlichen Erfassung und Bewertung der Gebiete zur Weiterentwicklung des Schutzgebietssystems dienen. Außerdem galten sie als eine Grundlage für die heute abgeschlossene Biotopverbundplanung, die diese Kulisse präzisiert und ergänzt hat und nun wiederum als Grundlage für die Fortschreibung des Landschaftsprogramms herangezogen wird (s.o.).

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
(und Regionalplanung)
Nach dem Landesentwicklungsplan für das Land Sachsen-Anhalt (Maßstab: 1:300.000, MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1999) soll zur Vermeidung von Isolationseffekten ein „ökologisches Verbundsystem“ aufgebaut werden. Es besteht aus großräumigen Landschaften, die einen hohen Anteil an naturnahen Bereichen aufweisen und typisch für den Naturraum sind, sowie aus Verbundachsen. Diese Flächen werden zu „Vorbehaltsgebieten zum Aufbau eines ökologischen Verbundsystems“ zusammengefasst und im Plan dargestellt. Zum ökologischen Verbundsystem gehören „in der Regel“ auch die „Vorranggebiete für Hochwasserschutz“ und ein Teil der „Vorranggebiete für Wassergewinnung“. Allerdings lässt sich aus den Darstellungen nicht entnehmen, welche Teile das genau sind, was zur Folge hat, dass die Gesamtstruktur des ökologischen Verbundsystems im Plan nur schwer erkennbar wird.

Ausgewiesen sind außerdem „Vorranggebiete für Natur und Landschaft“, die sich aus naturschutzrechtlich oder forstrechtlich geschützten Gebieten, „Flächen von herausragender Bedeutung für ein landesweites ökologisches Verbundsystem“ und „besonders wertvollen Flächen für den langfristigen Schutz von Natur und Landschaft“ Flächen zusammensetzen. Sie können als Kernflächen des ökologischen Verbundsystems aufgefasst werden, was aus den Begründung-/ Erläuterungsteil des Landesentwicklungsplanes hervorgeht.

Die Neuaufstellung des Landesentwicklungsplanes mit Berücksichtigung des ökologischen Verbunds auf Grundlage der überörtlichen Biotopverbundplanungen ist ab 2007 vorgesehen.

Nach dem Landesplanungsgesetz Sachsen-Anhalts (LPlG) sind die Festlegungen des Landesentwicklungsplans zu Natur und Landschaft in den Regionalen Entwicklungsplänen unter Berücksichtigung des „Ökologischen Verbundsystems“ räumlich zu konkretisieren und zu ergänzen (§ 6 Abs. 3 LPlG). Der Landesentwicklungsplan gibt vor, dass die „Vorbehaltsgebiete zum Aufbau eines ökologischen Verbundsystems“ auf Grundlage der Landschaftsrahmenpläne räumlich differenziert und ergänzt werden sollen. Hierbei können kleinflächig auch Vorranggebiete festgelegt werden (nach JEßBERGER 2005).

## 4.2.12 Schleswig-Holstein

**Planungsstand**
Eine landesweite Planung mit maßstabsgerechter Darstellung der überregional-landesweit bedeutsamen Bestandteile des Biotopverbunds (Schwerpunkt- und Achsenräume) liegt vor.

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**

Für Schleswig-Holstein wurde durch das Landesamt für Natur und Umwelt das ebenenübergreifende „Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein“ erarbeitet (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN 2004, ZELTNER 2005).

Seine landesweiten Kategorien und Inhalte sind in das Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein (Maßstab 1:250.000, MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1999) integriert.

Auf der regionalen Ebene liegen seit 1995 für alle Landkreise entsprechende Planungen, die ständig fortgeschrieben werden, in Form eines Erläuterungstextes und eines Kartenteils vor. Sie werden bei der Aufstellung der Landschaftsrahmenpläne bzw. der Regionalpläne berücksichtigt (s.u.).

**Fachlicher Planungsansatz**

Wichtiger Grundsatz des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN 2004, ZELTNER 2005) ist die strikte Trennung der Kategorien in *naturbetonte* Biotope („Biotopverbund i.S. des § 3 BNatSchG“) und *kulturgeprägte* Landschaftsausschnitte („Biotopverbund i.w.S.“), die auf allen Planungsebenen pragmatisch vollzogen wird.

Auf der landesweiten Ebene werden „Räume u. Gebiete von überregionaler Bedeutung für den Arten- u. Biotopschutz“ ausgewiesen. Es ist die Entwicklung eines repräsentativen, räumlich verbundenen Systems aus folgenden Flächenkategorien vorgesehen:

a) großräumige, umweltschonend genutzte, landestypische Kulturlandschaftsausschnitte

(Zieltypen: großräumige Heide-Moorlandschaften, Binnendünengebiete, Grünlandniederungen, Waldgebiete, Seenlandschaften, markante Endmoränengebiete, Knicklandschaften, Grünlandmarschen, Talräume der größeren Fließgewässer, Küstenlandschaften u.a.; oft Komplexe o.g. Typen)

= Räume mit besonderer Eignung für die Erhaltung und Entwicklung von Natur und Landschaft differenziert in Schwerpunkt- und Verbundachsenräume

*Darstellung im Landschaftsprogramm: Gebiete mit besonderer Bedeutung für den Arten- u. Biotopschutz in der Kulturlandschaft, differenziert in Schwerpunkt- und Achsenräume*

b) großflächige naturbetonte Biotope (Zieltypen s. regionale Ebene unter a)

= Gebiete mit besonderer Eignung für die Erhaltung und Entwicklung großflächiger, naturbetonter Lebensräume (Selektion der landesweit bedeutsamen Gebiete liegt noch nicht vor)

*Darstellung im Landschaftsprogramm: Gebiete mit besonderer Bedeutung für den Arten- u. Biotopschutz, differenziert Nationalpark, NSG, FFH-Gebiete, Ramsar-Feuchtgebiet, Helcom-Prüfgebiete*

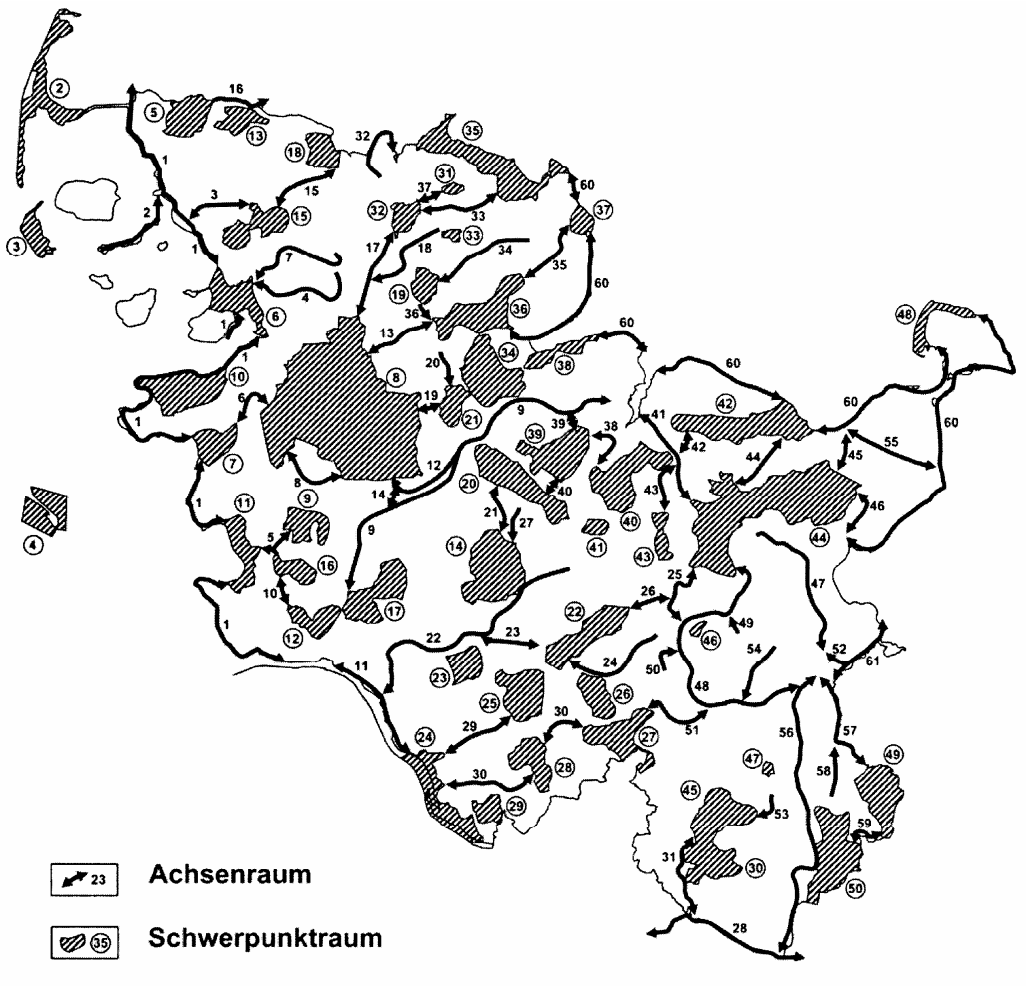



Abb. 48: Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein, landesweite Ebene
(MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1999)

Auf der regionalen Ebene werden Gebiete von überörtlicher Bedeutung für den Arten- u. Biotopschutz ausgewiesen. Hier wird die Entwicklung eines repräsentativen, räumlich verbundenen Systems aus folgenden Flächen vorgesehen:

a) großflächigen naturbetonten Biotopen (Zieltypen: großflächige Moore, Sümpfe, Brüche, Sumpf- und Auwälder, naturnahe Fließgewässer, Heiden, Dünen, Trockenrasen und andere großflächige besonders geschützte Biotope sowie ungenutzte Naturwälder)
= Gebiete mit besonderer Eignung für die Erhaltung und Entwicklung großflächiger, naturbetonter Lebensräume differenziert in Schwerpunktbereiche, Haupt- und Nebenverbundachsen
*Darstellung in den Landschaftsrahmenplänen: Gebiete mit besonderer Eignung zum Aufbau eines Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems*

b) umweltschonend genutzten naturraumtypischen Kulturlandschaftsausschnitten (Zieltypen: naturnah bewirtschaftete Wälder, strukturreiche Agrarlandschaftsteile z.B. mit hoher Knickdichte und/ oder umweltschonender Grünlandnutzung u.a.)
= Gebiete mit besonderer Eignung für die Erhaltung und Entwicklung strukturreicher, umweltschonend genutzter Kulturlandschaftsausschnitte
*Darstellung in den Landschaftsrahmenplänen: strukturreiche Kulturlandschaftsausschnitte*

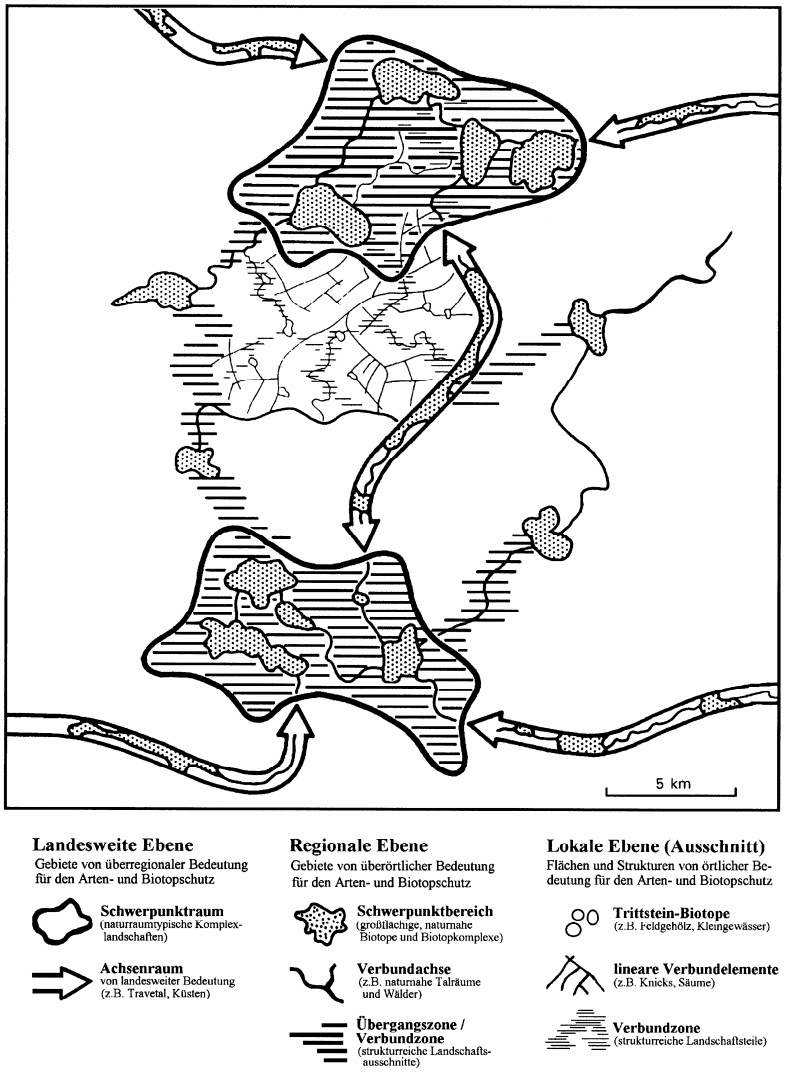



Abb. 49: Modellhafte Darstellung des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems S.-H.
(MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1999)

Die örtliche/ lokale Ebene des „Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems“ soll die regionale Ebene durch „Trittsteinbiotope“ wie Feldgehölze oder kleine Gewässer und „lineare Biotoptypen“ wie Uferränder, Knicks oder Wegränder ergänzen.

Im Wesentlichen wurden folgende Flächen und Gebiete als Erhaltungsgebiete (heute als Kerngebiete im Sinne § 3 BNatSchG aufzufassen) in das Gesamtsystem integriert:

- Die Mehrzahl der gesetzlich geschützten Biotope und sonstiger Biotope der landesweiten Biotopkartierung
- festgesetzte und geplante Naturschutzgebiete
- NATURA 2000-Gebiete (nur Gebiete zur Erhaltung u. Entwicklung naturbetonter Biotope)
- Gebiete verschiedener Biotopschutzprogramme
- überörtlich bedeutsame Projektgebiete des Arten- und Biotopschutzes
- Vorranggewässer des integrierten Fließgewässerschutzprogramms

Hauptinhalt der Planung war die Ermittlung und Darstellung zusätzlich erforderlicher und besonders geeigneter Entwicklungsgebiete bzw. Biotopverbundflächen nach folgenden Grundsätzen (ZELTNER & GEMPERLEIN 1993):

„Biotopverbund muß im umfassenden Sinne verstanden werden und darf nicht nur und in erster Linie den räumlichen Verbund der letzten naturnahen Restflächen beinhalten. Der Begriff "Biotopverbund" steht im Rahmen der vorliegenden Konzeption vielmehr als Synonym für die Wiederherstellung komplexer ökologischer Beziehungsgefüge in der Gesamtlandschaft und damit für die Wiederherstellung der Systemeigenschaften von Natur und Landschaft.
Soll der Aufbau von Schutzgebiets und Biotopverbundsystemen den Hauptursachen des Artensterbens und des Rückganges von Tier- und Pflanzenarten entgegenwirken, muss er vor allem
- die Sicherung aller für den Arten- und Biotopschutz bedeutsamen Lebensräume,
- die Verbesserung der ökologischen Qualität,
- die Vergrößerung des Flächenanteils durch Erweiterung bzw. Wiederherstellung und
- die Verringerung der heutigen Isolation dieser Lebensräume umfassen.

Nach den heutigen wissenschaftlichen Erkenntnissen (z.B. BLAB 1992) sind beim Aufbau von Schutzgebiets- und Biotopverbundsystemen zum Zwecke des Arten und Biotopschutzes vorrangig folgende Maßnahmen zu ergreifen (nach ZELTNER & GEMPERLEIN 1993):

1. Der Bestand aller noch ökologisch bedeutsamen Lebensräume ist zu erhalten

Alle noch natürlich, naturnah oder halbnatürlich verbliebenen Lebensräume und sonstige für den Arten und Biotopschutz bedeutsamen Lebensräume sind Fixpunkte des Systems. Sie sind in ihrer Fläche zu sichern und in ihrer Qualität zu erhalten bzw. zu verbessern. Wegen der langen Entwicklungszeiten von Ökosystemen könnten Biotopneuanlagen ‚reife" Biotopbestände erst nach Jahrzehnten teils sogar erst nach Jahrhunderten ersetzen.

2. Die Biotopbestände sind in der Regel zu erweitern

Zur dauerhaften Sicherung des jeweiligen Artenbestandes ökologisch bedeutsamer Lebensräume reicht die Erhaltung der heute noch schutzwürdigen bzw. gesetzlich geschützten Biotopfläche meist nicht aus. Erhaltungs- bzw. Regenerationsmaßnahmen erfordern häufig die Einbeziehung umfangreicher Umgebungsfläche, z.B. zur Wiederherstellung des ehemaligen Wasserregimes, zur Bereitstellung erforderlicher Minimalareale oder als Puffer gegenüber biotopschädigenden Randeinflüssen.

3. Die Biotope sind zu naturraumtypischen Biotopkomplexen bzw. komplexen Landschaftsausschnitten zu ergänzen

Wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung und Wiederansiedlung von Arten, die in ihrem Lebenszyklus Bindungen an unterschiedliche Lebensraumtypen aufweisen ist der Verbund verschiedener Biotoptypen bzw. verschiedenerer Landschaftselemente zu Biotopkomplexen bzw. komplexen Landschaftsausschnitten. Dies kann auch die Einbeziehung von Kulturbiotopen erfordern.

4. Beseitigte Biotope sind in repräsentativer, naturraumtypischer Anzahl, Verteilung, Größe und Qualität wieder herzustellen

Nur in einem repräsentativen, alle naturraumtypischen Lebensräume umfassenden System sind die Tier und Pflanzenarten einer Region in ihrer Gesamtheit dauerhaft zu schützen.
Darüber hinaus ist die Wiederherstellung einer möglichst großen Zahl beseitigter, ehemals naturraumtypischer Lebensräume in ausreichender Größe eine Möglichkeit, die derzeit sehr isoliert bleibenden Restpopulationen von Tier- und Pflanzenarten durch Verminderung der Biotopdistanzen wieder zu überlebensfähigen Gesamtpopulationen (Metapopulationen) zu vereinen.

5. Die Biotope sind in naturraumtypischer Weise räumlich zu verbinden

Der räumliche Verbund großflächiger Schwerpunktbereiche dient der Bildung von Metapopulationen bzw. der Ausbreitung von Tier und Pflanzenarten und damit auch der Wiederbesiedlung bereits verarmter Lebensräume.

Die Bildung von sog. Metapopulationen ist von zumindest gelegentlichem Individuenaustausch zwischen Einzelpopulationen abhängig. Dieser Austausch ist in optimaler Weise nur bei lückenlosem räumlichen Verbund gegeben.
Entsprechendes gilt für die Ausbreitung von Tier und Pflanzenarten, insbesondere für Arten, die keine besonderen Ausbreitungsstrategien entwickelt haben, die sie dazu befähigen, lebensfeindliche Areale zu überwinden.

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
Im Landesraumordnungsplan Schleswig-Holstein (Maßstab: 1:250.000, INNENMINISTERIUM DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1998) sind „Räume mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft“, die in großflächige „Schwerpunkträume“ und linienförmige „Verbundachsenräume“ differenziert sind, dargestellt. Grundlage zur Festsetzung dieser Räume waren die „Schwerpunkt- und Achsenräume“ der landesweiten Ebene des „Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems“ (s.o.), die im Entwurf des Landschaftsprogramms Schleswig-Holstein 1997 dargestellt waren. Die „Räume mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft“ stellen „Vorbehaltsräume“ dar, Vorranggebiete für den Naturschutz werden nicht ausgewiesen (die Kategorie Vorranggebiete existiert generell nicht).

Die Räume des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems sollen in den Regionalplänen auf Grundlage der Landschaftsrahmenpläne weiter konkretisiert und als „Gebiete mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft“ (Vorbehaltsgebiete) oder als „Vorranggebiete für den Naturschutz“ festgesetzt werden. In den Regionalplänen werden aktuell als Vorranggebiete für den Naturschutz nur die bestehenden NSG in Gänze sowie teilweise geplante NSG und Natura-2000-Gebiete ausgewiesen. Von den Teilen des Biotopverbundsystems werden nur die Schwerpunktbereiche und Hauptverbundachsen (Verbundachsen von überregionaler Bedeutung) als Vorbehaltsgebiete ausgewiesen. Bezüglich der Nebenverbundachsen (Verbund von regionaler Bedeutung) wird zumindest in einigen Regionalplänen auf die Landschaftsrahmenplanung verwiesen (INNENMINISTERIUM DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2007).

### 4.2.13 Thüringen

**Planungsstand**
Eine landesweite Planung und Darstellung liegt nicht vor. Zu nennen sind jedoch die „Wissenschaftlichen Beiträge zum Landschaftsprogramm Thüringens“ (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT 1994) mit skizzenhaften kartografischen Darstellungen zu einem landesweiten Biotopverbund, die in das erste Landesentwicklungsprogramm Thüringens (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG 1993, gültig bis 2004) übernommen wurden (ausführlich s.u.).

**Planungsebenen, Planungsträger und Planungsausrichtung**
Landesweite Ebene:
Das Thüringer Gesetz für Natur und Landschaft (ThürNatG, letzte Änderung 13.04.06) enthält in § 1a Regelungen zum Biotopverbund. Seit 2006 ist auch die Aufstellung eines Landschaftsprogramms gesetzlich vorgesehen, dessen raumbedeutsame Inhalte unter Abwägung mit den anderen Belangen in den Landesentwicklungsplan aufgenommen werden sollen (Sekundärintegration).

Vor der Novellierung des Thüringer Gesetzes für Natur und Landschaft, d.h. zur Aufstellung des Landesentwicklungsprogramms 1993 (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG 1993) und des Landesentwicklungsplans 2004 (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR BAU UND VERKEHR 2004a, b) gab es kein eigenständiges Landschaftsprogramm (Primärintegration von fachlichen

Beiträgen). Die „Wissenschaftlichen Beiträge zum Landschaftsprogramm Thüringens“ (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT 1994) enthalten in den Anlagen die Themenkarte „Landschafts- und Naturschutz“ (Maßstab 1:1.000.000), in der „Landschaftsteile für den landesweiten Biotopverbund“, „Landschaftsteile mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz“ und „Unzerschnittene Bereiche/ großflächig wenig gestörte Gebiete (> 50 km²)“ dargestellt sind (Abb. 50). Die „Landschaftsteile für den landesweiten Biotopverbund“ beinhalten hauptsächlich verschiedene Fließgewässer und deren Auen. Weitere Bestandteile des landesweiten Biotopverbunds sind die „Muschelkalkumrandung des Thüringer Beckens“ und das „Thüringer Gebirge“ sowie der (kartografisch nicht dargestellte) Grenzstreifen zu Bayern, Hessen und Niedersachsen.

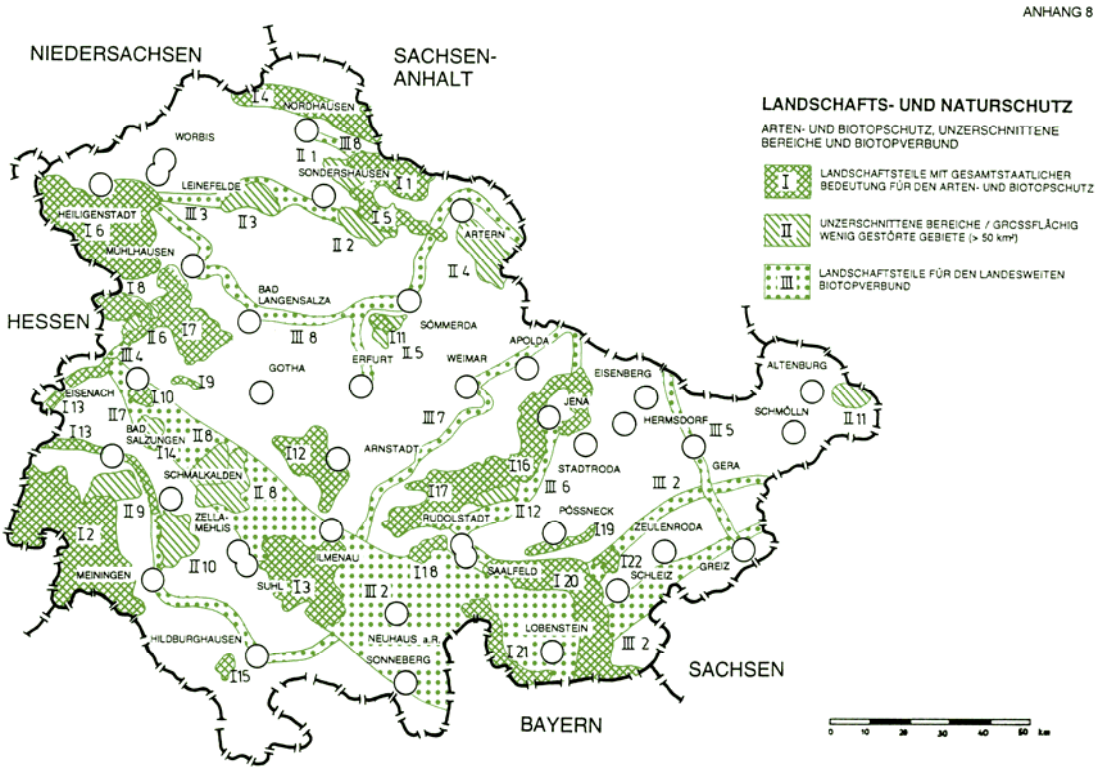



Abb. 50: Skizze mit „Landschaftsteilen für den landesweiten Biotopverbund“ in Thüringen (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG 1993)

Regionale Ebene:

In Thüringen liegen für alle vier Regionen Landschaftsrahmenpläne-Fachgutachten aus dem Jahre 1994 vor (zuständig: Thüringer Landverwaltungsamt). Wichtige Grundlage hierfür war das Thüringer Arten- und Biotopschutzprogramm (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG in Zusammenarbeit mit der THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT 1993), in dem für die vier Planungsregionen des Landes im Maßstab 1:100.000 Vorschläge für den Biotopverbund dargestellt wurden. Derzeit gibt es eine Teil-Überarbeitung der Landschaftsrahmenpläne-Fachgutachten durch die Obere Naturschutzbehörde Weimar.

In den o.g. „Wissenschaftlichen Beiträgen“ wird darauf verwiesen, dass in den Landschaftsrahmenplänen Landschaftsteile, die aufgrund des Vorkommens „ökologisch wertvoller Flächen“ (im Sinne naturschutzfachlich wertvoller Flächen) oder ihrer abwechslungsreichen landschaftstypischen Naturausstattung zu erhalten oder weiterzuentwickeln sind (Biotopverbund), als „Vorbehaltsgebiete des Naturschutzes und der Landschaftspflege“ auszuweisen sind.

Die für den landesweiten Biotopverbund fachlich zuständige Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) erarbeitete im Jahr 2004 eine bisher unveröffentlichte Raumkulisse für den

landesweiten und regionalen Biotopverbund („Biotopverbund des Landes und der Regionen") einschließlich der grenzüberschreitenden Verbindungen (Maßstab 1:100.000). Damit wurde die Grundlage für die nächste Planungsstufe, insbesondere der artenbezogenen Darstellung verbundener Lebensräume, geschaffen (nach TLUG 2005). Mit Hilfe dieser Materialien sollen dann auf der Ebene der Landschaftsrahmenpläne bzw. Regionalpläne Verbundsysteme ausgewiesen werden. Inwieweit diese Materialien für landesweite Planungen bzw. Darstellungen z.B. im jetzt vorgeschriebenen Landschaftsprogramm verwendet werden sollen, steht gegenwärtig nicht fest.

Pilotstudie: Entschneidungskonzepte und Verbesserung von Wildtierkorridoren in ausgewählten Schwerpunkträumen in Thüringen (MODER et al. 2004, s. auch MODER & REISINGER 2005)
In dieser Studie wurden für die Zielarten Wildkatze, Luchs, Rothirsch, Biber und Fischotter neun Schwerpunktgebiete herausgearbeitet, in denen der Bau von Querungshilfen und/ oder die Verbesserung der Korridorfunktionen prioritär erforderlich ist. Die Schwerpunktbereiche (Abb. 51) sind: 1: Bleicherode-Breitenworbis (B 80 – Wildkatze, Rothirsch), 2: Hörselberge (B7, ICE-Trasse, BAB 4 - Wildkatze, Rothirsch), 3: Ellrich-Limningerode (Leitstrukturen - Wildkatze, Rothirsch, Luchs), 4: Heiligenstadt-Büttstedt (Leitstrukturen - Wildkatze, Rothirsch), 5: Creuzburg-Eisenach (Leitstrukturen - Wildkatze, Rothirsch, Luchs), 6: Heldrungen (B 85, B 86, Bahntrasse/ Leitstrukturen - Wildkatze), 7: Unterpörlitz-Illmenau (BAB 71 - Rothirsch, Grünbrücke bereits errichtet), 8: Triptis-Schleiz (BAB 9 / Leitstrukturen – Fischotter, Biber) und 9: Dornburg-Eckhartsberga (Leitstrukturen - Wildkatze, Rothirsch, ‚Ringschluss' um das Thüringer Becken).

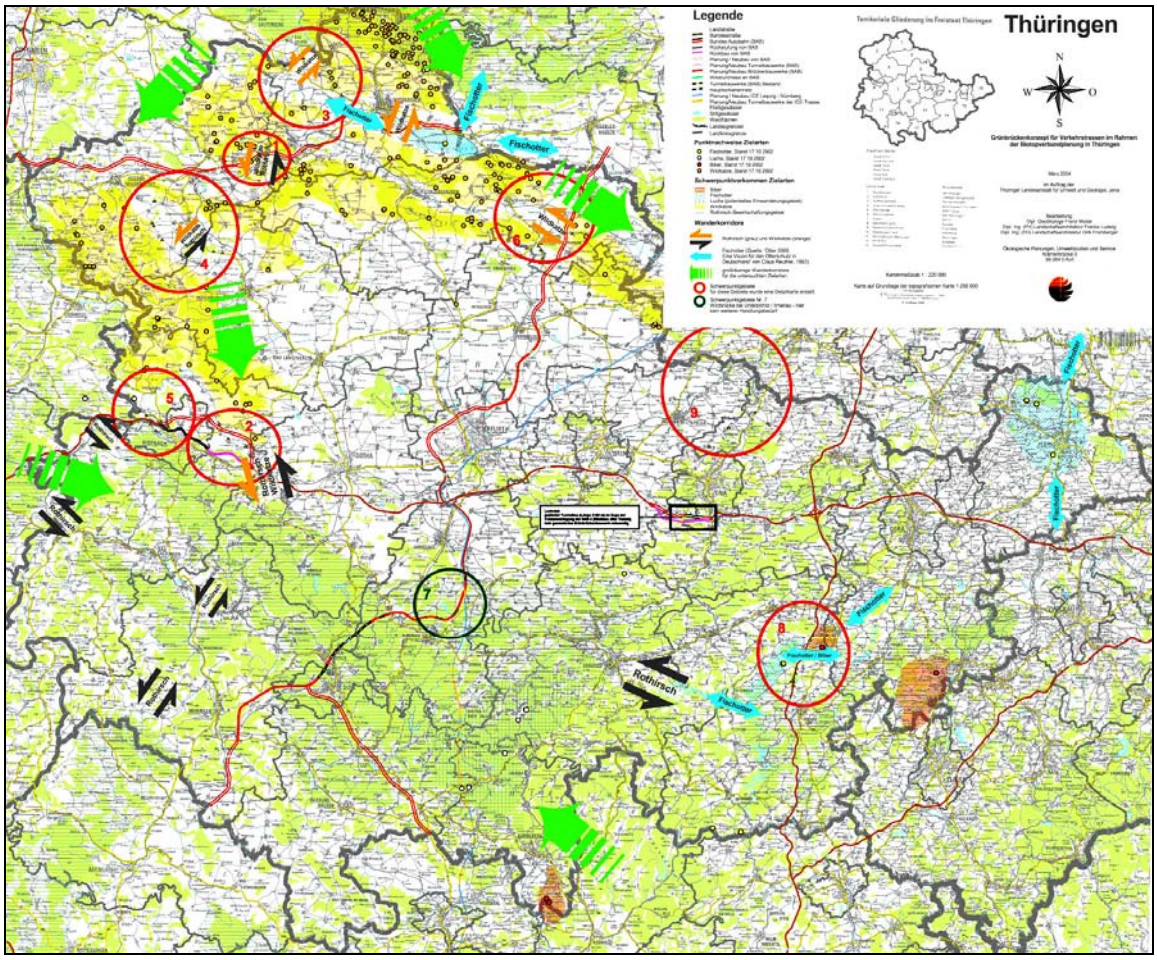



Abb. 51: Schwerpunktbereiche der Pilotstudie für Thüringen (MODER et al. 2004)

**Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung**
Nach dem Landesentwicklungsplan (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR BAU UND VERKEHR 2004a, b) sollen Landschaftsräume mit besonderer ökologischer Bedeutung einen Beitrag zur Entwicklung „ökologischer Verbundsysteme im europäischen Maßstab“ leisten (vgl. Karte 2: Freiraumstruktur, Maßstab 1:1.000.000). In diesen Räumen ist die Sicherung der Schutzgüter Boden, Wasser, Luft, Arten und deren Habitate sowie des Landschaftsbildes vorgesehen. Die „Räume mit ökologisch besonders bedeutsamen Landschaften“ (Grundsatz) können in der Kartendarstellung als Kategorie eines zu entwickelnden Biotopverbunds aufgefasst werden.

Diese Räume setzten sich hauptsächlich aus folgenden Gebieten und Flächen zusammen:

- Naturschutzgebiete
- Nationalpark „Hainich“
- Biosphärenreservate
- Schutzgebiete des europäischen Schutzgebietssystems „Natura 2000“
- „Ramsar“-Gebiet „Helme-Stausee Berga-Kelbra“
- Naturwaldparzellen und -reservate
- unzerschnittene Räume > 50 km²

Auch Landschaftsschutzgebiete und Naturparks können zur Ergänzung des Verbundsystems herangezogen werden. Als weitere Bestandteile werden im Landesentwicklungsplan Fließgewässer, Auen und Gebiete des „Grünen Bandes“ (ehemaliger Grenzstreifen zu Hessen, Bayern und Niedersachsen) genannt. Ferner wird das Erfordernis der Entwicklung der besonders bedeutsamen Landschaftsräume sowie deren Vernetzung durch Trittsteinbiotope zum Schutz bzw. zum genetischen Austausch von Arten formuliert.

Im Landesentwicklungsplan erfolgt noch keine Ausweisung von Vorranggebieten. Erst durch die Ausweisung von „Vorrang- und Vorbehaltsgebieten Freiraumsicherung“ im Rahmen der Regionalplanung soll ein weiterer Beitrag zum Aufbau des Biotopverbunds geleistet werden.

Die Inhalte der Karte „Landschafts- und Naturschutz“ der „Wissenschaftlichen Beiträge zum Landschaftsprogramm Thüringens“ (s.o.) wurde 1993 noch vollständig in das damalige Landesentwicklungsprogramm (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG 1993) übernommen (Text Seite 111, Textkarte 1:1.000.000 und Karte im Anhang 1:200.000, s. ). Bezüglich des aktuellen Landesentwicklungsplanes ist festzustellen, dass die Flächen der Kategorie „Landschaftsteile für den landesweiten Biotopverbund“ der „Wissenschaftlichen Beiträge zum Landschaftsprogramm“ nicht mehr integriert wurden, die im Landesentwicklungsplan ausgewiesenen „Räume mit ökologisch besonders bedeutsamen Landschaften“ (s.o.) sich jedoch in weiten Teilen mit den in den „Wissenschaftlichen Beiträgen zum Landschaftsprogramm“ ausgewiesenen „Landschaftsteilen mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz“ bzw. „Unzerschnittenen Bereichen / großflächig wenig gestörten Gebieten (> 50 km²)“ decken (nach JEßBERGER 2005).

### 4.2.14 Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg

Die Planungen der Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg werden nicht detailliert in die Übersicht einbezogen, da das Themenfeld der Freiraum- bzw. Biotopverbundsysteme in Großstädten und Ballungsräumen nicht Thema der Arbeit ist und einen besonderen methodischen Rahmen erhalten müsste.
**Berlin** verfügt seit 1994 über ein Landschaftsprogramm einschließlich Artenschutzprogramm (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN 1994, 2004). Im Programmplan Biotop- und Artenschutz sind „Biotopentwicklungsräume“ (Hauptnutzungs- und Biotoptypen) ausgewiesen, für die

Ziele angegeben werden. Weiterhin werden neben den Schutzgebieten Bereiche für die „Pflege und Entwicklung von sonstigen Prioritätsflächen für Biotopschutz und Biotopverbund“ sowie für die „Umwandlung, Neuschaffung, Renaturierung von sonstigen Prioritätsflächen für Biotopschutz und Biotopverbund“ ausgewiesen. Außerdem sind sogenannte „Artenreservoire/ Verbindungsbiotope“ für eine vorrangige Entwicklung bezogen auf verschiedene Lebensraumgruppen vorgesehen und lineare Strukturen mit „Verbindungsfunktion“ (Gewässer, Grasböschungen) gekennzeichnet. In vielen Bereichen soll die „Aufhebung/ Verhinderung von Barrieren“ erfolgen. Als einer der nächsten Schritte ist die die „Umsetzung eines Biotopverbunds gemäß § 3 Bundesnaturschutzgesetz in das Landschaftsprogramm einschließlich Artenschutzprogramm“ vorgesehen (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN 2007). In diesem Zusammenhang wird aktuell auch ein Zielartenkonzept ausgearbeitet (s. HEINK & KOWARIK 2004).
Das Landschaftsprogramm für **Bremen** (und Bremerhafen) stammt aus dem Jahr 1991. Im Plan sind für „Entwicklungsräume“ (unbebaute Watt-, Marsch-, Geest und Niederungslandschaften) Ziele festgelegt. In wichtigen Bereichen sind zu erhaltende und zu entwickelnde Verbundfunktionen in das niedersächsische Umland dargestellt. Im bebauten Bereich werden „Flächen mit Trittstein- und Verbundfunktion“ ausgewiesen, die ergänzt, entwickelt und verknüpft werden sollen (DER SENATOR FÜR UMWELT, BAU, VERKEHR UND EUROPA BREMEN 2007).
In **Hamburg** existiert seit 1997 ein **Landschaftsprogramm** einschließlich **Artenschutzprogramm**. Im Landschaftsprogramm sind „Landschaftsachsen“ ausgewiesen, die das städtische Freiraumverbundsystem aufbauen. Das Artenschutzprogramm stellt in einer eigenen Karte Biotopentwicklungsräume und Biotopverbindungen für verschiedene Gruppen von Lebensräumen flächendeckend für die ganze Stadt dar (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1997a, b).

## 4.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

### 4.3.1 Tabellarische Zusammenfassungen

Die Erarbeitung einer verständlichen, möglichst einfach aufgebauten Zusammenfassung zum Stand und zur Charakteristik der Biotopverbundplanungen der Länder gestaltet sich aufgrund der differenzierten Planungsmethoden und der Vielschichtigkeit der Zuständigkeiten (Planungsebenen und -träger) problematisch. Die zusammenfassende Tabelle ist daher immer nur im Kontext mit der vorstehenden detaillierten Übersicht zu interpretieren, in der sich die entsprechenden Vergleichsparameter jeweils wiederfinden.

Im oberen Teil der zusammenfassenden Tabelle wird aufgeführt, welche Planungsträger (Landschaftsplanung, Naturschutz) auf welchen Ebenen (landesweit, regional, lokal/ örtlich) die Biotopverbundplanung erarbeiten. Versucht wird, sich bei der Angabe auf den durchführenden bzw. organisierenden Planungsträger zu beschränken. Es kann aber z.B. eine enge Verknüpfung zwischen Biotopverbundplanung als Naturschutzfachplanung und Landschaftsplanung auftreten oder die Konstellationen aufgrund z.B. von primär integrierten Fachbeiträgen erläuterungsbedürftig sein (gekennzeichnet mit *, Verweis auf Text.) Zusätzlich wird hier durch verschiedene Pfeile die ‚Planungsausrichtung‘ angegeben. Es bestehen z.B. die Möglichkeiten, dass landesweit bedeutsame Bestandteile des Verbundsystems aus (mglw. flächendeckenden) Planungen auf regionaler Ebene abgeleitet werden (↑) oder dass landesweite Vorstellungen erst auf den nachgeordneten Ebenen stärker konkretisiert werden sollen (↓). Mitunter werden „Gegenstromprinzipien“ (↕) verwirklicht.

Im Weiteren orientiert sich der Aufbau der Tabelle an den eingangs erläuterten Vergleichsparametern. Die nachfolgende Abstufung soll anhand von drei Symbolen einen einfachen Vergleich des Standes der Planungen und des methodischen Vorgehens ermöglichen. Innerhalb der drei Kategorien kann es immer noch beträchtliche inhaltliche Unterschiede geben. Die Kategorien sind zunächst nicht als Bewertungsstufen aufzufassen.

Tab. 2: Parameter für den Vergleich landesweiter Biotopverbundplanungen

| **Vergleichsparameter** (Landesmaßstab) **Ausprägung:** | ● **stark** | ◉ **mittel** | ○ **gering** |
|---|---|---|---|
| Planungsstand - landesweite maßstabsgerechte Planung und Darstellung | landesweite Planung und Darstellung liegt vor, landesweit bedeutsame Bestandteile sind ausgewiesen (insb. auch Verbindungen) | landesweite Planung und Darstellung liegt vor, landesweit bedeutsame Bestandteile (insb. Verbindungen) sind teilweise ausgewiesen | landesweite Planung und Darstellung liegt vor, aber landesweit bedeutsame Bestandteile sind noch nicht ausgewiesen |
| Planungsansatz schutzkategoriebezogen (hier im Wesentlichen gerichtet auf die Auswahl von Kerngebieten) | Auswahl und Abgrenzung von Flächen und Räumen stark an Schutzkategorien orientiert (insb. NSG, NATURA 2000-Gebiete, gesetzl. geschützt. Biotope), oft als erstes Auswahlkriterium genannt, Gebiete werden ohne nähere Prüfung der Eignung übernommen | Auswahl und Abgrenzung von Flächen und Räumen erst in zweiter Linie an Schutzkategorien orientiert, Prüfung der Eignung für den Biotopverbund (in Verbindung mit den alternativen Planungsansätzen) | Auswahl und Abgrenzung von Flächen und Räumen nicht an Schutzkategorien orientiert; aber informelle Darstellung oder Prüfung Repräsentanz erkennbar |
| Planungsansatz lebensraumbezogen | Verbundplanung für alle groben, repräsentativen Biotoptypengruppen bzw. Ökosystemtypen, Zusammenführung der Teilsysteme | Verbundplanung nur für einzelne Biotoptypengruppen bzw. Ökosystemtypen (z.B. Feuchtgebiets- oder Fließgewässerverbundsystem | Biotoptypen (insbesondere gefährdete) liegen der Auswahl und Abgrenzung von Flächen und Räumen generell zugrunde, aber keine Verbundplanung bezogen auf ökologische Gruppen |
| Planungsansatz artenbezogen | Einbeziehung von begründeten Ziel- oder Leitarten aller oder der meisten repräsentativen Anspruchstypen / landesweites Zielartenkonzept | Einbeziehung begründeter Ziel- oder Leitarten, gefährdeter Arten einiger Anspruchstypen | Berücksichtigung von Arten (z.B. gesetzlich geschützter) ohne nähere Erläuterung |
| Zielkonzept | abgestufte Zielfindung mit Begründungen, Qualitätsmerkmalen, z.B. für naturraumtypischen Arten und deren Lebensräume | Zielfindung methodisch erkennbar | allgemeine Ziele der Biotopverbundplanung werden im Wesentlichen lediglich aufgeführt |
| Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung | „ökologisches Verbundsystem“ als räumlich zusammenhängendes System ausgewiesen, neben Vorranggebieten (meist Schutzgebiete / Kerne) sind Verbindungs- und Entwicklungsräume überwiegend als Vorbehaltsgebiete gesichert | „ökologisches Verbundsystem“ ansatzweise ausgewiesen, d.h. neben Vorranggebieten (meist Schutzgebiete / Kerne) sind nur z.T. Verbindungs- und Entwicklungsräume gesichert<br>oder es werden nur grobe Gebietskulissen eines Verbundsystems mit Grundsatzcharakter ausgewiesen | Ausweisung von Bestandteilen, die einem „ökologischen Verbundsystem“ zugeordnet werden können, beschränkt sich auf die Schutzgebiete (meist Vorranggebiete)<br>im Einzelfall „ökologisches Verbundsystem“ nur textlich als Ziel formuliert, keine Kartendarstellung (Bayern) |

Tab. 3: Tabellarische Zusammenfassung der Länderübersicht

| Vergleichsparameter \ Bundesland | | BW | BY | BB | HE | MV | NI | NW | RP | SL | SN | ST | SH | TH |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Planungs- | lw | N* | N | L | L | L | L | N* | N | L | L | N* | N* | N* |
| träger | ↕ | ↕ | ↑ | ↓ | ↓ | ↓ | ↑ | ↑ | ↑ | ↓ | ↓ | ↑ | ↑ | ↑ |
| und | re | L | N | L | L | L | L* | N* | N | L | L | N | N* | N* |
| Planungs- | ↕ | ↓ | ↕ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↓ | ↕ | ↕ | ↕ | ↓ | ↓ |
| ausrichtung | lo | L | N | L | L | L | L | L* | N | L | L | N | L* | L* |
| Planungsstand - landesweite maßstabsgerechte Planung und Darstellung | | – | ● | ◉ | – | ● | – | ○ | ◉ | ● | ● | ● | ● | – |
| Planungsansatz schutzkategoriebezogen | | – | ○ | ○ | – | ○ | – | ◉ | ○ | ○ | ○ | ◉ | ○ | – |
| Planungsansatz lebensraumbezogen | | – | ○ | ◉ | – | ● | – | ○ | ● | ◉ | ● | ◉ | ◉ | – |
| Planungsansatz artenbezogen | | – | ○ | ○ | – | ◉ | – | ○ | ◉ | ○ | ◉ | ○ | ○ | – |
| Zielkonzept | | – | ○ | ○ | – | ● | – | ○ | ◉ | ○ | ◉ | ○ | ◉ | – |
| Berücksichtigung des Biotopverbunds in der Landesraumordnungsplanung | | ◉ | ○ | ◉ | ◉ | ● | ○ | ○ | ○ | ● | ○ | ◉ | ◉ | ○ |

**Abkürzungen für die Bundesländer:**

BW – Baden-Württemberg
BY – Bayern
BB – Brandenburg
HE – Hessen
MV – Mecklenburg-Vorpommern
NI – Niedersachsen
NW – Nordrhein-Westfalen
RP – Rheinland-Pfalz
SL – Saarland
SN – Sachsen
ST – Sachsen-Anhalt
SH – Schleswig-Holstein
TH – Thüringen

Berlin, Bremen und Hamburg hier nicht berücksichtigt (s. Text)

**Planungsmaßstab:**

lw – landesweit (kleinmaßstäblich, z.B. 1:200.000, 1:600.000)
re – regional (mittelmaßstäblich, z.B. 1:25.000, 1:50.000)
lo – lokal (großmaßstäblich, z.B. 1:10.000)

**Planungsträger:**

N – Naturschutz (separate Fachplanung des Naturschutzes)
L – Landschaftsplanung (Bestandteil der Landschaftsplanung)
* – Konstellation erläuterungsbedürftig, s. Text

## Flächen- und Raumkategorien der Biotopverbundplanungen

Obwohl sie nicht direkter Ausdruck der inhaltlichen Vorgehensweise sind, verkörpern die von den Ländern eingeführten Flächen- bzw. Raumkategorien gut den jeweiligen planerischen Ansatz und weisen z.T. auch auf Verknüpfungen zur Raumordnungsplanung hin. Ein separater Vergleich dieser Kategorien unterstreicht die Vielfalt deutscher Planungskonzepte. In Tab. 4 sind die in den Länderplanungen verwendeten Flächen- und Raumkategorien zusammengestellt, wobei versucht wurde, Kategorien, die eher die Sicherung des Bestandes (Erhaltung/ Kernflächen) implementieren, von Kategorien, die stark den Entwicklungs- bzw. Verbindungsgedanken tragen, zu unterscheiden. Dies ist jedoch nicht bei allen Ländern gut durchführbar (vgl. Ländertexte zu Besonderheiten/ zusätzlichen Kategorien).

Die Kategorie „Kernflächen“ wird in mehreren Bundesländern gebraucht. Auch „Entwicklung“ tritt in den Begriffsbildungen oft auf. ‚Klassische‘ Kategoriepaare wurden in Bayern (Sicherung und Entwicklung), Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz (Erhalt und Entwicklung) und Sachsen (Kern- und Verbindungsflächen) aufgestellt. In Brandenburg und Sachsen-Anhalt wurden „Kernflächen“ und Entwicklungskategorien kombiniert. Vom Saarland wird der Begriff „Vorrang“ aus der Raumordnung in die Landschaftsplanung getragen.

Der Begriff „Verbindungsfläche“ als fachlich-logisches Pendant zu den Kernflächen wird derzeit nur in Sachsen verwendet. Hingegen sind „Verbund- bzw. Vernetzungsachsen“ in Schleswig-Holstein und im Saarland etabliert. Der außerhalb Deutschlands oft benutze Korridorbegriff wird kaum gebraucht (Ausnahmen: Mecklenburg-Vorpommern, Baden-Württemberg); weil vermutlich unter „Korridoren“ meist lokale lineare Verbundelemente und nicht „Landschaftskorridore“ (vgl. KLIJN et al. 2003) oder „Lebensraumkorridore“ (RECK et al. 2005a) verstanden werden.

Tab. 4: Drei mögliche Dimensionen bei der Begriffsbildung für Biotopverbundflächen/ -räume

<table>
<tr><td rowspan="2">Fachliche Dimensionen:<br><br>Erhalt/ Entwicklung<br>und<br>Kern/ Verbindung</td><td>Erhaltung (Flächen/ Räume)<br>überwiegend Sicherung des Zustandes<br>nicht ausgeschlossen sind:<br>1. ergänzende Entwicklungsziele<br>2. Entwicklungsgebote für Teilflächen<br><br>Kernflächen/ -räume<br>(source-Populationen)<br>Kern = Erhaltung, aber:<br>1. Kernflächen/ -räume können dann als Entwicklungsflächen/-räume aufgefasst werden, wenn sie nach Verbesserung ihres Zustandes zukünftig die Rolle eines (hochwertigen) Kerns übernehmen sollen<br>2. Eine Kernfläche z.B. mit regionaler Bedeutung kann Entwicklungsfläche der landesweiten Ebene sein.</td><td>Entwicklung (Flächen/ Räume)<br>überwiegend Verbesserung des Zustandes<br>Ziel der Entwicklung ist entscheidend:<br>1. Entwicklung zur Kernfläche (s. links 1.)<br>2. Entwicklung einer Verbindungsfläche/ eines -raumes bzw. eines Korridors (s.u.)<br><br>Verbindungsflächen/ -räume/ Korridore<br>(Austausch, Ausbreitung, Wanderung)<br>1. Für Verbindungen kann auch ‚nur‘ das Ziel „Erhaltung“ gelten, wenn die Durchgängigkeit/ die für den Verbund gut geeignete Landschaftsstruktur gesichert werden soll<br>2. Regelmäßig müssen Verbindungsflächen/ -räume als Entwicklungsflächen/ -räume aufgefasst werden, wenn unter 1. genannte Zustände nicht mehr vorherrschen</td></tr>
<tr><td>Räumliche Dimension:<br>Planungsebenen</td><td colspan="2">Flächen/ Räume mit landesweiter Bedeutung (überregional/ national/ europaweit)<br>Flächen/ Räume mit regionaler Bedeutung<br>Flächen/ Räume mit lokaler Bedeutung (örtlich)<br>‚Ansatz Gesamtlandschaft‘</td></tr>
</table>

Tab. 5: Kategorien des Biotopverbunds auf Länder- und Bundesebene

| Bundesland | Kerne / Erhaltung < < | > > Verbindungen / Entwicklung |
|---|---|---|
| **Bayern**<br>Landesweiter Biotopverbund, abgeleitet aus ABSP | Schwerpunkt Sicherung und Optimierung | - Schwerpunkt Entwicklung und Optimierung<br>- Schwerpunkt Entwicklung |
| **Brandenburg**<br>Landschaftsprogramm | Kernflächen des Naturschutzes | - Entwicklung großräumiger Niedermoorgebiete und Auen<br>- Entwicklung der Ergänzungsräume für einen Feuchtbiotopverbund |
| **Mecklenburg-Vorpommern**<br>Gutachtliches Landschaftsprogramm | Erhalt natürlicher u. naturnaher Lebensräume sowie von Artenvorkommen | Entwicklung von Bereichen mit hohem Regenerationspotenzial für die Wiederausbreitung von Arten bzw. für das Entstehen von Lebensräumen |
| | Biotopverbund durch zusammenfassende Rahmung der o.g. Kategorien gekennzeichnet:<br>- europäischer Biotopverbund -<br>- Biotopverbund landesweiter Bedeutung - | |
| **Nordrhein-Westfalen**<br>Fachbeitrag Naturschutz und Landschaftspflege | Flächen mit herausragender Bedeutung für das Biotopverbundsystem | Flächen mit besonderer Bedeutung für das Biotopverbundsystem |
| **Rheinland-Pfalz**<br>Planung Vernetzter Biotopsysteme | - Erhalt | - Entwicklung<br>- biotopverträgliche Nutzung |
| **Saarland**<br>Landschaftsrahmenplan | Gebiete mit Vorrang für Schutz und Sicherung von Arten und Biotopen | - Vernetzungsachsen<br>- Pufferzonen |
| **Sachsen**<br>Gebietskulisse für die Ausweisung eines ökologischen Verbundsystems | Kernflächen (überwiegend Erhaltung) | Verbindungsflächen (überw. Entwicklung) |
| **Sachsen-Anhalt**<br>Ökologisches Verbundsystem | Kernflächen | Entwicklungsflächen |
| | Kern- bzw. Entwicklungsflächen sind auf jeder Ebene als Bestandteile von:<br>- überregional bedeutsamen Biotopverbundeinheiten -<br>- regional bedeutsamen Biotopverbundeinheiten -<br>- örtlich bedeutsamen Biotopverbundeinheiten - | |
| **Schleswig-Holstein**<br>landesweite Ebene des Schutzgebiets- u. Biotopverbundsystems | Schwerpunkträume | Verbundachsenräume |
| | als Bestandteile von:<br>Räumen mit besonderer Eignung für die *Erhaltung u. Entwicklung* von Natur u. Landschaft (großräumige, umweltschonend genutzte, landestypische Kulturlandschaftsausschnitte) | |
| | großflächige naturbetonte Biotope<br>= Gebiete mit besonderer Eignung für die *Erhaltung und Entwicklung* großflächiger, naturbetonter Lebensräume | |
| **§ 3 BNatSchG**<br>Arbeitskreis (AK) „Länderübergreifender Biotopverbund“<br>Umsetzung auf regionaler bis länderübergreifender Ebene | § 3: Kernflächen<br>AK: Erhaltungsgebiete und -Flächen (derzeitiger Biotopbestand) | § 3: Verbindungsflächen / -elemente<br>AK: Entwicklungsgebiete und -flächen |
| | Ebenen:<br>- Flächen mit nationaler/länderübergreifender Bedeutung -<br>- Flächen mit landesweiter/überregionaler Bedeutung -<br>- Flächen mit regionaler Bedeutung - | |

### 4.3.2 Ökologische Verbundsysteme in Landesraumordnungsplänen

In allen Landesraumordnungsplanungen der Bundesländer gibt es heute textliche Ausführungen zu „Ökologischen Verbundsystemen“ (vgl. MKRO 1992), auch wenn der Begriff häufig nicht gebraucht wird (Tab. 6). Kartografische Darstellungen von Kategorien, die (auch) den „Ökologischen Verbundsystemen“ zugeordnet werden können, sind bis auf Bayern in allen Plänen zu finden. Allerdings gibt es große Unterschiede hinsichtlich der Ausformung und im Sicherungsgrad der Ver-

bundsysteme. Auf Landesebene werden die Gesamtkulissen der durch die Landschaftsplanung bzw. durch Naturschutzfachplanungen erarbeitenden Biotopverbundsysteme bisher nicht umfangreich, d.h. durch entsprechend verknüpfte Systeme von Vorrang- und Vorbehaltsgebieten gesichert und z.B. zusammenhängende Suchraumkulissen für die Regionalplanung vorbereitet. Im Regelfall erfolgt der Verweis auf die Regionalplanung, die die ‚Vorgaben' der Landesebene konkretisieren soll. Vorranggebiete werden auf Landesebene zur Sicherung der „Ökologischen Verbundsysteme" bzw. überhaupt von wertvollen Teilen von Natur und Landschaft nur teilweise verwendet. Festzustellen ist, dass noch nicht einmal die (größeren) Schutzgebiete in allen Ländern als Vorranggebiete ausgewiesen sind.

Positiv hervorzuheben sind das Landesraumentwicklungsprogramm von Mecklenburg-Vorpommern und der Landesentwicklungsplan des Saarlandes. In Mecklenburg-Vorpommern wurden zwar nur die im Gutachtlichen Landschaftsprogramm vorgeschlagenen Vorranggebiete zum Großteil als „Vorbehaltsgebiete Naturschutz und Landschaftspflege" übernommen (Vorranggebiete beschränken sich weitgehend auf die Schutzgebiete), im Vergleich zu fast allen anderen Bundesländern ist aber hier noch am ehesten von einem gesicherten „Ökologischen Verbundsystem" in der Raumordnung zu sprechen (s. Abb. 52). Im Saarland wurden zwei Kategorien von Vorranggebieten (Naturschutz, Freiraumschutz) aufgestellt, um den Biotopverbund zu sichern. Allerdings sind die „Vorranggebiete für Freiraumschutz" nicht immer als verbindende Flächen zu erkennen, weil sie inselartig in der Landschaft liegen. In Schleswig-Holstein sind die zumindest die Hauptverbundachsen zwischen den „Räumen mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft" (Vorbehaltsräume) in die Karten aufgenommen.

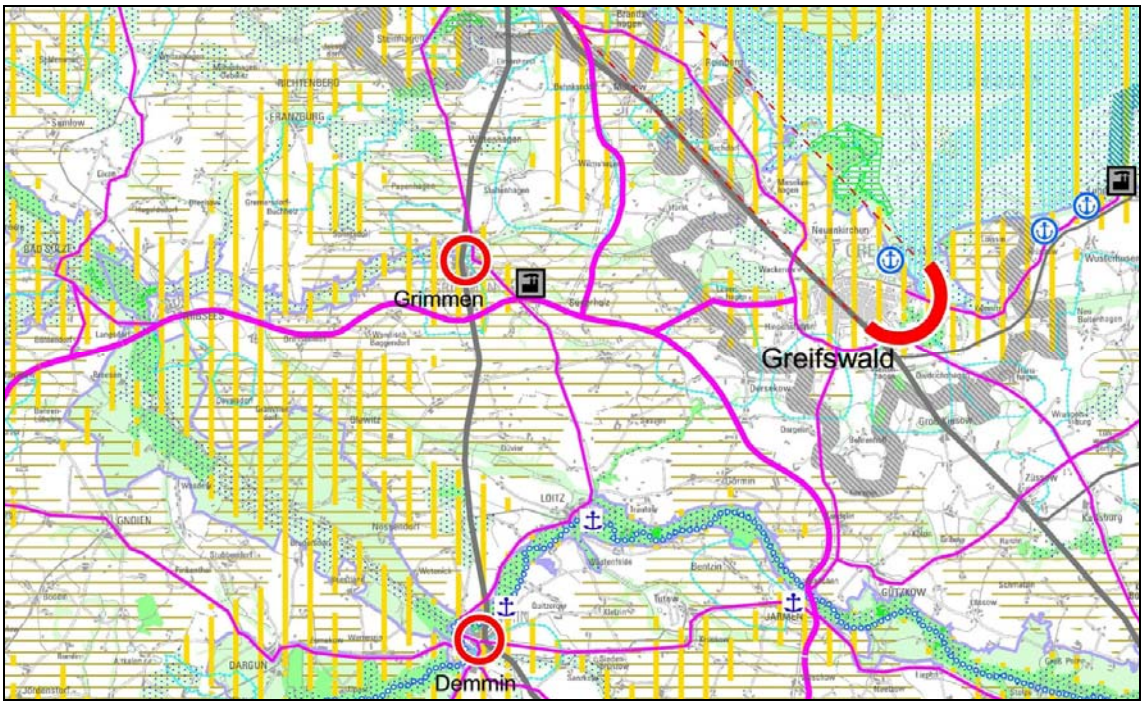



Abb. 52: Landesraumentwicklungsprogramm Mecklenburg-Vorpommerns (Auszug)
(MINISTERIUM FÜR ARBEIT, BAU UND LANDESENTWICKLUNG MECKLENBURG-VORPOMMERN 2005)
Darstellungen (nicht vollständig erläutert):
dunkelgrün: Vorranggebiete Naturschutz und Landschaftspflege
hellgrün: Vorbehaltsgebiete Naturschutz und Landschaftspflege
graue Punktschraffur: FFH-Gebiete
gelb schraffiert: Vorbehaltsgebiete Tourismus

Insgesamt ist einzuschätzen, dass zwar das Thema der „Ökologischen Verbundsysteme“ gemäß den Vorgaben der MKRO heute in allen Planungen eine Rolle spielt, eine ausreichende raumordnerische Sicherung der landesweit bedeutsamen räumlich-funktionalen Beziehungen des Biotopverbunds aber noch nicht erreicht bzw. vorbereitet wurde, selbst wenn die Landschaftsplanung bzw. die Naturschutzfachplanungen entsprechende Vorgaben lieferte (vgl. JEßBERGER 2005). Da auch der Regionalplanung eine maßgebliche Rolle bei der Ausweisung der „Ökologischen Verbundsysteme“ zukommt, lässt sich der Stand der Sicherung durch die hier angestellten Betrachtungen nicht abschließend bewerten. In den Regionalplänen kann der Sicherungsgrad der Verbundsysteme durchaus hoch sein (s. Angaben für Nordrhein-Westfalen, Kapitel 4.2.7). Für eine wirksame Sicherung der Entwicklung des überörtlichen Biotopverbunds ist jedoch zu fordern, dass auch und gerade auf Landesebene der Raumordnung gut vorbereitete, d.h. zugleich räumlich hinterlegte Zielvorstellungen entwickelt werden (ergänzend s. auch Kapitel 7.5.4).

Tab. 6: Kategorien zum ‚ökologischen‘ Verbund in den Landesraumordnungsplänen

| Bundesland | Vorranggebiete (Ziele, kartografisch dargestellt) | Vorbehaltsgebiete / Grundsätze oder (nicht kartografisch dargestellte) Ziele |
|---|---|---|
| **Baden-Württemberg** Landesentwicklungsplan 2002 | „überregional bedeutsame naturnahe Landschaftsräume“ (z.B. FFH-Gebiete, Gebiete mit hohen Biotopdichten o. bedeutenden Arten, UZVR > 100 km², Gewässer mit besonderer Bedeutung) | - „überregional bedeutsame naturnahe Landschaftsräume“ sollen in den Regionalplänen konkretisiert werden („Regionale Grünzüge“, „Grünzäsuren“, „Schutzbedürftige Bereiche“) |
| **Bayern** Landesentwicklungsprogramm 2003 und 2006 | - | - gesamte Gebietskulisse des landesweiten Biotopverbunds soll durch die Ausweisung von „landschaftlichen Vorbehaltsgebieten“ in der Regionalplanung gesichert werden |
| **Brandenburg** Landesentwicklungsplan für den Gesamtraum Berlin-Brandenburg 2004 | - „ökologisch wirksames Freiraumverbundsystem“ z.T. mit konkreten Festsetzungen hinterlegt | „ökologisch wirksames Freiraumverbundsystem“ (Schutzgebiete, Gewässer des „Fließgewässerschutzsystems“, landes- und regionaltypische Landschaftselemente, hist. Kulturlandschaften), soll in der Regionalplanung konkretisiert werden |
| **Hessen** Landesentwicklungsplan 2000 | - | „Ökologische Vorzugsräume, Schwerpunkträume, Verbundräume“, v.a. die „Ökologischen Verbundräume“ sollen in den Regionalplänen durch die Ausweisung von „Bereichen für Schutz und Entwicklung von Landschaft“ konkretisiert werden |
| **Mecklenburg-Vorpommern** Landesraumentwicklungsprogramm 2005 | „Vorranggebiete Naturschutz und Landschaftspflege“ (nur die im Gutachtlichen Landschaftsprogramm vorgeschlagenen Vorranggebiete, aber nicht vollständig, im Wesentlichen Schutzgebiete) | „Vorbehaltsgebiete Naturschutz und Landschaftspflege“ (Teile der im Gutachtlichen Landschaftsprogramm vorgeschlagenen Vorranggebiete, keine Übernahme der im Gutachtlichen Landschaftsprogramm vorgeschlagenen Vorbehaltsgebiete als wichtige Teile des Biotopverbundsystems), in der Regionalplanung sollen die Vorbehaltsgebiete konkretisiert werden |
| **Niedersachsen** Landes-Raumordnungsprogramm 1994 | „Vorranggebiete für Natur und Landschaft“ (im Wesentlichen Schutzgebiete), sollen von der Regionalplanung konkretisiert und ergänzt werden | „aus Landessicht wertvolle Landschaftsteile“, die für eine Festsetzung als „Vorsorgegebiete für Natur und Landschaft“ in den Regionalen Raumordnungsprogrammen in Frage kommen |
| **Nordrhein-Westfalen** Landesentwicklungsplan 1995 | - | „Gebiete für den Schutz der Natur“ (Gebiete > 75 ha; NSG und weitere geeignete Gebiete) und „Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung“, in den Regionalplänen werden „Bereiche für den Schutz der Natur“ (Vorranggebiete) und „Bereiche für den Schutz der Landschaft u. landschaftsorientierter Erholung“ (Vorbehaltsgebiete) ausgewiesen |
| **Rheinland-Pfalz** Landesentwicklungsprogramm III 1995 | - | „landesweit bedeutsame Kernräume“ und „landesweit bedeutsamen Vernetzungsachsen“, Flächen für die Neuschaffung von funktionsfähigen Biotopsystemen; Ausweisung von „Vorrangbereichen für Arten- und Biotopschutz“ erfolgt erst in den Regionalplänen |

| Bundesland | Vorranggebiete (Ziele, kartografisch dargestellt) | Vorbehaltsgebiete / Grundsätze oder (nicht kartografisch dargestellte) Ziele |
|---|---|---|
| **Saarland** Landesentwicklungsplan 2004 | „Vorranggebiete für Naturschutz“ (im Wesentlichen Schutzgebiete) „Vorranggebiete für Freiraumschutz“ (Verbindungs- und Entwicklungsflächen des Biotopverbundsystems) | - |
| **Sachsen** Landesentwicklungsplan 2003 | - | „Gebietskulisse zur Ausweisung des ökologischen Verbundsystems“, Ausweisung von „Vorrang- und Vorbehaltsgebiete Natur und Landschaft“ erfolgt erst in den Regionalplänen |
| **Sachsen-Anhalt** Landesentwicklungsplan 1999 | „Vorranggebiete für Natur und Landschaft“ (27 großflächige Gebiete) | „Vorbehaltsgebiete zum Aufbau eines ökologischen Verbundsystems“ (großräumige Landschaften mit hohem Anteil an naturnahen Bereichen sowie Verbundachsen) |
| **Schleswig-Holstein** Landesraumordnungsplan 1998 | - | „Räume mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft“ als „Vorbehaltsräume“, „Gebiete mit besonderer Bedeutung für Natur und Landschaft“ (Schwerpunktbereiche und Hauptverbundachsen als Vorbehaltsgebiete) und „Vorranggebiete für den Naturschutz“ (Schutzgebiete) werden erst in Regionalplänen ausgewiesen |
| **Thüringen** Landesentwicklungsplan 2004 | - | „Räume mit ökologisch besonders bedeutsamen Landschaften“ (Schutzgebiete und UZVR > 50 km²) „Vorrang- und Vorbehaltsgebiete Freiraumsicherung“ erst in Regionalplanung vorgesehen |

### 4.3.3 Vielfalt und Inkompatibilität der Planungsergebnisse

Aus den Zusammenfassungen geht hervor, dass aktuell 9 von 13 Flächenbundesländern über landesweite Planungen zum Biotopverbund verfügen. Planungen fehlen in Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen und Thüringen, wobei in Baden-Württemberg eine Fachkarte mit groben Gebietsabgrenzungen existiert und ein Pilotprojekt zum landesweiten Biotopverbund lief. Die Landschaftsplanung ist in vier Ländern primärer Träger der vorliegenden Biotopverbundplanungen. In fünf Ländern besteht eine eigenständige Fachplanung des Naturschutzes, die aber eng mit der Landschaftsplanung der Landesebene verknüpft sein kann (z.B. Schleswig-Holstein).

Zwischen den einzelnen Biotopverbundplanungen sind beträchtliche methodische und darstellerische Unterschiede festzustellen (Übersicht: Abb. 53). Während beispielsweise die landesweiten Pläne der meisten Länder für den kleinmaßstäblichen Bereich (1:250.000 - 1:500.000) vorliegen, wurden die Planungen in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:25.000 durchgeführt. Auch die kleinmaßstäblichen Planungen differieren untereinander. Relativ flächige landesweite Kulissen weist z.B. Bayern aus; die Konkretisierungen finden hier auf der regionalen Ebene statt. In zwei Ländern sind die Planungen bereits im Konzept ebenenübergreifend vorgesehen. Die Planung in Sachsen-Anhalt erfolgte im Maßstab 1:50.000, für die überregional-landesweite Ebene wurden jedoch Generalisierungen zu „Biotopverbundeinheiten“ durchgeführt, die das System für diese Ebene maßstabsgerecht abbilden. Schleswig-Holstein, dem die Rolle als ‚Pionier‘ der landesweiten Biotopverbundplanungen zugesprochen wird, führte „Schwerpunkträume“ und „Verbundachsen“ ein, die sowohl auf der Landesebene als auch für die regionale Ebene (mit angepasster Bezeichnung) ausgewiesen werden.

Schon allein die Unterschiede im Maßstab und bei den Flächenkategorien (abgesehen von fehlenden Planungen) machen es aktuell unmöglich, aus den Ergebnissen der landesweiten Verbundplanungen ein in seinen Teilen kompatibles, länderübergreifendes, bundesweites Konzept zusammenzustellen (vgl. Kapitel 3.3.5), welches für Fachbeiträge zur nationalen bzw. europäischen Ebe-

ne des Biotopverbunds, wie z.B. zum Aufbau eines gesamteuropäischen ökologischen Netzwerkes (PEEN) benötigt wird.

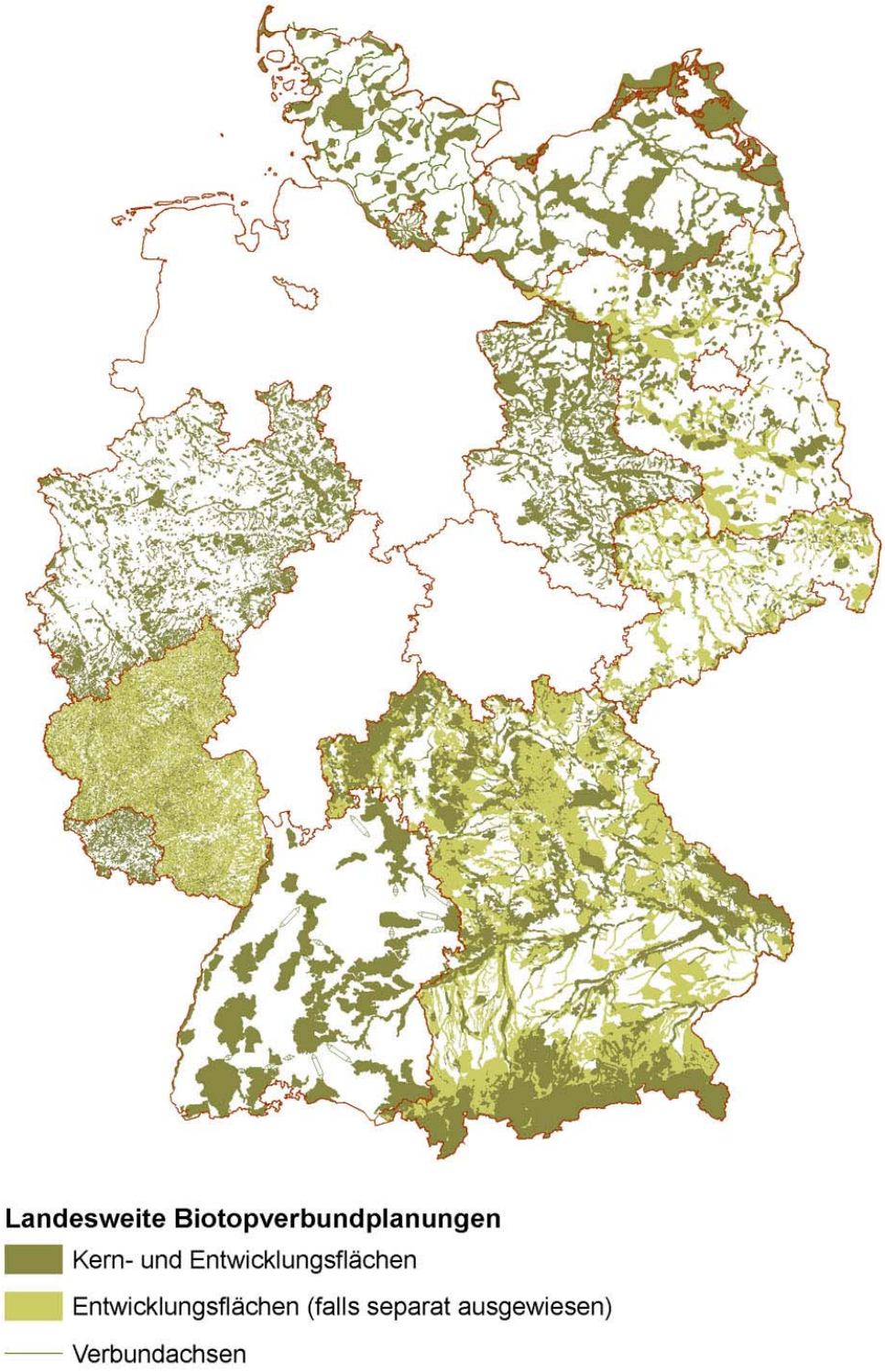



Abb. 53: Zusammenstellung landesweiter Biotopverbundplanungen (Stand Mitte 2006) (aus FUCHS et al. 2007a, nähere methodische Erläuterungen s. dort)

### 4.3.4 Fachliche Planungsansätze und ökologische Inhalte

Zentraler Punkt aller Biotopverbundplanungen ist die Art und Weise der Flächenauswahl und die damit verknüpften Vorgehensweisen bei der Ermittlung der für den Verbund zu sichernden und zu entwickelnden Raumzusammenhänge. Die drei vorab aufgeführten Vorgehensweisen (Bezug auf Schutzkategorien, Lebensräume, Arten) werden im Regelfall miteinander kombiniert, wobei am häufigsten die Schutzgebiete und geschützten Biotope ausdrücklich (z.B. in Sachsen-Anhalt) oder im Zusammenhang mit weiteren länderspezifischen Flächentypen ‚aufgelistet' werden, um darzustellen, welche Flächen und Gebiete ‚Bestandteile' des Biotopverbunds geworden sind. Der Bezug auf verschiedene Haupttypen von Lebensräumen ist ebenfalls regelmäßig festzustellen und kann sogar zentraler Ansatz sein (z.B. Rheinland-Pfalz, Sachsen, Mecklenburg-Vorpommern, in Baden-Württemberg in Arbeit). Nur einige Länder gehen (zusätzlich) stärker auf ökologische Inhalte des Biotopverbunds ein und versuchen, die (Kern-)Flächen hinsichtlich ihrer spezifischen Lebensraumfunktionen einzuordnen und darauf aufbauend auch spezifische Verbund- und Entwicklungsempfehlungen abzuleiten, womit auch Begründungen für die Notwendigkeit z.B. zusätzlicher verbindender Räume geliefert werden (z.B. Mecklenburg-Vorpommern, z.T. Sachsen-Anhalt, Sachsen).

Das Vorkommen z.B. gefährdeter Arten wird durchaus als Kriterium für die Flächenauswahl (oft pauschal) angeführt; eine offen gelegte, systematische und landesspezifische Auswahl repräsentativer Leit- bzw. Zielarten, die dann auch verwendet wird, um Verbunderfordernisse abzuleiten und explizit räumlich darzustellen, gibt es aber nur ansatzweise. Beispielsweise arbeitet Rheinland-Pfalz mit „Leitarten" für Biotoptypen, die den biotoptypenbezogenen Ansatz mit bestimmten Zielgrößen (z.B. minimale Größen oder Längen für Biotope/ ‚Minimalareale', Entfernungen zwischen gleichartigen Biotopen) ergänzen. In Mecklenburg-Vorpommern erfolgte eine umfangreiche Auswahl von Zielarten, die konzeptionell mit landesweit bedeutsamen Ziellebensräumen verknüpft wurden. In Sachsen spielten Arten eine bedeutende Rolle bei der Ermittlung „sachlicher Schwerpunkte" und „sachlich-räumlicher Schwerpunkte" der Biotopverbundplanung. Auch Nordrhein-Westfalen zieht verstärkt Informationen zu den Arten heran, ihre Rolle in der Planung kann aber im Detail nicht erläutert werden, weil es aufgrund der Planungsstruktur kein umfassendes, mit Karten ausgestattetes, landesweites, veröffentlichtes Planwerk gibt.

Die durchschnittlich wenig ausgeprägte Berücksichtigung der ‚Gegenstände' des Biotopverbunds, der heimischen Arten und deren Populationen, liegt zweifellos in den meist mangelhaften, d.h. nicht repräsentativen Informationen zu den Arten auf dieser Planungsebene begründet (vgl. Kapitel 5.2.4, s. auch SZEKELY 2006: 20). Was fehlt, ist eine systematische Inventur der schutzbedürftigen Arten-Biodiversität durch landesweite (ergänzt durch bundesweite) fundortgenaue Erfassungen der wichtigsten Artengruppen bzw. entsprechender Indikator- bzw. Zielarten aus diesen Gruppen sowie eine Zusammenführung der (dann) vorhandenen Informationen des Artenschutzes und des Biotopschutzes in den Landesämtern (Details und weitere Erfordernisse s. Kapitel 5.2.6). Hinzu kommen fehlende methodische Ansätze zum Umgang mit der Vielzahl von Arten und Anspruchstypen auf den vorbereitenden Planungsebenen (Zielartenkonzepte) oder es fehlt einfach an Kapazitäten für fachlich besser abgesicherte Planungen.

Aus diesen Gründen haben sich offenbar überwiegend ‚pragmatische' Herangehensweisen etabliert. Mitunter scheint es aber auch so, dass Biotopverbund (etwas provokant formuliert) immer noch als ein Verbund für Biotope aufgefasst wird und dass eine Verbundplanung vollendet ist, wenn kartografisch ein zusammenhängendes System abgebildet wurde, ohne dass nachvollzogen werden kann, warum auf welchen Flächen für welche Arten (-gruppen) entsprechende Kerne und Verbindungen ausgewiesen sind. Die Ergebnisse der ‚pragmatischen' Herangehensweisen sind sicherlich nicht als ‚falsch' zu bezeichnen; insbesondere weil der Erhalt und die Erweiterung von

Biotopen sowie die Vervollständigung von Biotopkomplexen (so abgestuft ausgeführt in Schleswig-Holstein) in den Planungen meist zunächst als dringlichste Aufgaben formuliert werden und damit ein Aufgabenumfang aufgezeigt wird, der mit den gegenwärtigen Kapazitäten schon schwer genug bewältigt werden kann. Den Biotopverbundplanungen fehlt damit aber eine Ausrichtung an den Ansprüchen und der Leistungsfähigkeit der Organismen, für die die Planung eigentlich gelten soll. Die Konzepte könnten durchaus mehr leisten, als eine planvolle Erhaltung, Erweiterung und Mehrung von ‚Biotopen' zu unterstützen. Sicher kann angeführt werden, dass die Landesebene noch nicht geeignet ist, räumlich spezifisch für viele (Ziel-) Arten Verbundkonzepte zu entwickeln. Dem kann aber entgegen gehalten werden, dass gerade die Landesebenen prädestiniert dafür sind, entsprechende methodische Rahmen zu entwickeln, um mit Hilfe landesweiter Daten überörtliche Schwerpunkte, Schutzverantwortungen und Verbunderfordernisse räumlich zu ermitteln.

Dafür ist die Weiterentwicklung bestehender Ansätze der Verknüpfung von Informationen zu Lebensräumen und Arten erforderlich, wie sie in z.B. Mecklenburg-Vorpommern oder Sachsen bestehen. Entsprechend systematische, fachliche Zielkonzepte (Zielartenkonzepte integriert) sind dabei essenziell; sie müssen inhaltlich begründet und basierend auf quantitativen und qualitativen Merkmalen (Lebensraumtypen, Flächengrößen, -dichten und -abständen, Artenausstattungen, Populationsgrößen) im Planungsablauf vor der (‚Kern'-) Flächenauswahl und dem Aufzeigen von Verbindungen erarbeitet werden. Zielgerichtete Defizit- bzw. Konflikt- und Bedarfsanalysen können nur gelingen, wenn auch Ziele definiert wurden. Dass in den untersuchten Planungen diese Schritte meist keine größeren Umfang einnehmen, deutet auf eine Ausbaufähigkeit der Zielkonzepte hin. Beispielsweise gibt es nur sehr vereinzelt Analysen zur Zerschneidung von Lebensraumzusammenhängen durch die Verkehrsinfrastruktur (z.B. in Mecklenburg-Vorpommern); z.T. sind diese nicht einmal in die landesweite Verbundplanung integriert und gelten nur für einzelne Arten (z.B. Thüringen, Bayern). ‚Reife' Pläne zur ‚Entschneidung' gibt es zudem nur in Ansätzen.

In dieser Arbeit soll eine Planungshilfe insbesondere für die räumliche Zuordnung von ‚sachlichen' Zielen entwickelt werden, die sich auf ökologischen Inhalten begründet, nicht aber ein gebietsbezogenes Zielkonzept selbst (vgl. Kapitel 1.2). Versucht wird, diese Planungshilfe für die räumliche Verortung regelbasiert vorzubereiten, d.h. mit Hilfe von Geo-Verarbeitungschritten Netzwerke so aufzuzeigen, dass ein Bezug auf die enthaltenen Lebensräume und Arten (sofern sie über vorliegende Daten integriert werden konnten) immer erhalten bleibt. Landesweite Biotopverbundplanungen sollen nicht durch einen GIS-Algorithmus ersetzt werden, es sollen aber Möglichkeiten aufgezeigt werden, wie GIS-Anwendungen auch die landesweiten Biotopverbundplanungen durch das Ermitteln räumlicher Bezüge unterstützen können. Bisher bedienen sich die Biotopverbundplanungen zwar des Werkzeuges GIS, dieses wird aber nicht im Sinne einer Modellierung eingesetzt, sondern es werden damit planerische Überlegungen zeichnerisch in Karten umgesetzt. Die meisten Verbundkulissen werden damit zu fachlichen Unikaten, bei denen die Funktionen der einzelnen Bestandteile zur Beantwortung spezieller Fragestellungen (Netzwerk als Informationsgrundlage) und zur Berücksichtigung in anderen Fachplanungen nachträglich nur schwer nachvollzogen werden können (s. auch Diskussion in Kapitel 7).

# 5 Methodenentwicklung - Grundlagen

## 5.1 Anforderungen an ein ‚Ökologisches Netzwerk'

Abgeleitet aus den Kapiteln 3 und 4 sollen zusammenfassende Anforderungen an eine Planungshilfe für ‚Ökologische Netzwerke' aufgeführt werden, die als Grundlage für die zielgerichtete Entwicklung der nachfolgend zu erarbeitenden Bausteine eines GIS-Algorithmus dienen. Die Anforderungen stehen bei der zweckorientierten Prüfung vorhandener Geodaten, der Eignungsbeurteilung vorhandener GIS-Methoden und der Erarbeitung von Anforderungsprofilen mitteleuropäischer Tierartengruppen immer als ‚Referenz' im Hintergrund. Sie werden nicht nur im Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit eines überörtlichen Verbundsystems formuliert (Punkte 1.-6.), sondern müssen auch Erfordernisse aus der Sicht der Planungspraxis berücksichtigen (Punkte 7.-8.).

Eine Planungshilfe für ‚Ökologische Netzwerke' muss, um die nachhaltige Sicherung der Populationen der heimischen Arten einschließlich ihrer Lebensräume sowie die Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen zu gewährleisten:

1. Kerngebiete (= verbliebene, große Habitate und damit Quellen für Ausbreitungen) in ausreichender Flächengröße sowie Entwicklungsgebiete identifizieren,
2. Trittsteine zur Interaktion zwischen den Kerngebieten aufzeigen (funktionale Differenzierung bzw. überörtliche Definierbarkeit ist zu klären),
3. Korridore zwischen den Kerngebieten evtl. unter Einschluss der Trittsteine und Entwicklungsgebiete ausweisen, um besonders dort Ausbreitung, Migration und Individuenaustausch zu ermöglichen,
4. die Lage von Pufferzonen und Räumen mit anzupassender Landnutzung aufzeigen,
5. die o.g. Elemente mindestens für alle gefährdeten Arten identifizieren; es sollten dabei Arten (-gruppen) verschiedener ökologischer Anspruchstypen und mit verschiedenen Mobilitätsleistungen berücksichtigt werden (Zielartensysteme),
6. Möglichkeiten zur Unterstützung der Reaktion der Arten auf Umweltänderungen (*global change*) aufzeigen, d.h. den Verlauf von Korridoren vorschlagen, die über größere Distanzen eine im Vergleich zur umgebenden Landschaft noch hohe Dichte an verschiedenen Mangelhabitaten in noch unverbauten, entwicklungsfähigen Räumen aufweisen.

Zudem muss eine Planungshilfe, im Hinblick auf die Vermittlung und Umsetzung des Netzwerkes:

7. das Netzwerk als ‚Vorrangflächen-Verbundsystem' ausbilden, d.h. die o.g. Ziele (insbesondere Punkt 5) müssten in einem System ausgewählter funktional verbundener Flächen erreicht werden,
8. den gegenwärtigen ökologischen Zustand (Sicherung) abbilden, aber gleichzeitig auch Defizite und Konflikte (flächenhafte und lineare Barrieren, Engstellen) sowie Konfliktlösung- und weitere Entwicklungsmöglichkeiten (‚Entschneidung', Landschafts- bzw. Habitatentwicklung in Korridoren) aufzeigen,
9. möglichst nach einem Verfahren aufgebaut sein, welches eine schrittweise Verbesserung des Zustandes nach fachlichen Prioritäten unterstützt, d.h. es müssen Umsetzungsvorschläge ableitbar sein, die den effizienten Einsatz von Naturschutzmitteln fördern; Effekte durchgeführter Maßnahmen müssten vereinfacht überprüfbar sein (Monitoringansatz),
10. zum Zweck der Kommunizierbarkeit und Übernahme in Planungen gewährleisten, dass das Netzwerk als ‚Gesamtsystem' in Karten dargestellt werden kann; jedoch müssen die ökologischen Inhalte immer hinterlegt bleiben, um konkrete Fragestellungen zur Bedeutung einzelner Bestandteile für bestimmte Arten (-gruppen) beantworten zu können.

## 5.2 Zur Verfügung stehende Geodaten

### 5.2.1 Überblick

Die für das hier behandelte Arbeitsfeld in Deutschland zur Verfügung stehenden Geodaten lassen sich im Wesentlichen in folgende Gruppen einteilen:

- flächendeckende Daten aus Landnutzungs- und Biotoptypenkartierungen
- nicht flächendeckende Daten aus selektiven Biotopkartierungen
- Daten zum Vorkommen und zu den Beständen von Arten
- Daten zu abiotischen Standortfaktoren (Lebensraum-Entwicklungspotenziale)

Diese Informationen können als ‚Grundlagendaten' für den hier fokussierten Zweck angesehen werden. Außerdem stehen räumliche Informationen zur Verfügung, die als ‚abgeleitete Daten' zu bezeichnen wären. Das sind in erster Linie die Abgrenzungen von Schutzgebieten (z.B. Naturschutzgebiete, FFH-Gebiete) oder die Kulissen der (landesweiten) Biotopverbundsysteme der Bundesländer, die bereits Ergebnis fachlicher Bewertungen bzw. Planungen sind. Ergänzend sind Konzepte für einzelne Arten bzw. Artengruppen (z.B. Großsäuger) zu nennen. Während den Grundlagendaten eine primäre Bedeutung für eine GIS-basierte Ableitung räumlich-funktionaler Beziehungsmuster zukommt, sind abgeleitete Daten dazu geeignet, die entstandenen Ergebnisse mit den vorliegenden Schutzgebiets- und Verbundsystemen zu vergleichen. Abweichungen zwischen den Systemen liefern dann Hinweise auf Unterschiede in der Herangehensweise bzw. bei der Verwendung der Grundlagendaten, die es schließlich vor dem Hintergrund gegebener naturschutzfachlicher Ziele zu beurteilen gilt. Auf die abgeleiteten Daten wird in diesem Kapitel nicht eingegangen, weil sie als Eingangsinformationen zur Arbeit im GIS nicht in Frage kommen und daher z.T. an anderen Stellen der Arbeit behandelt werden (Biotopverbundplanungen s. Kapitel 4, Konzepte für Großsäuger s. Kapitel 3.3.3 und 3.3.4, Schutzgebiete s. Diskussion in Kapitel 7.5.10).

Mit diesem Kapitel wird weder der Anspruch erhoben, eine vollständige Übersicht über alle für das Thema relevanten digitalen Daten in den einzelnen Ländern (und in Teilgebieten) zu erarbeiten, noch umfangreiche systematische Überlegungen zur Verbesserung mangelhafter Situationen vorzulegen. Zu letzterem gibt es zahlreiche fachliche Analysen und Vorschläge sowie technische Lösungsansätze (s. angegebene Literatur). Vielmehr geht es darum, die aktuell bestehenden grundsätzlichen Möglichkeiten aufzuzeigen und allgemeine Schlussfolgerungen, die natürlich auch Hinweise zur Verbesserung der Datenlage enthalten, zu ziehen. Anders als bei lokalen Planungen können auf den überörtlichen Ebenen im Planungsfall nicht erst Daten erhoben werden, sondern es muss auf vorhandene Informationen zurückgegriffen werden. Diese müssen allerdings über den entsprechenden Informationsgehalt verfügen, damit die inhaltlichen Anforderungen tatsächlich erfüllt werden können.

### 5.2.2 Flächendeckende Landnutzungs- und Biotoptypendaten

Als flächendeckende Daten aus Landnutzungs- und Biotoptypenkartierungen sind zu nennen:

- CORINE Land Cover 2000 (CLC 2000)
- Digitales Landschaftsmodell 1:250.000 (DLM 250)
- Digitales Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM)
- Colorinfrarot-Luftbild-gestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (CIR-BNTK)
- Sonstige klassifizierte Fernerkundungsdaten

Nachfolgend werden wichtige Merkmale der unterschiedlichen Datengrundlagen vorgestellt. Dabei wird beispielhaft auf die unterschiedliche Differenzierung der vegetationsgeprägten Kartiereinhei-

ten, Kategorien bzw. Biotoptypen (und hier insbesondere die Grünlandtypen) eingegangen, weil diese im Kontext des hier bearbeiteten Themas die entscheidende Rolle spielen.

## CLC 2000

Das Programm CORINE (Coordinated Information on the European Environment) Land Cover (CLC) hat die Bereitstellung von einheitlichen und damit vergleichbaren Daten der Bodenbedeckung für ganz Europa mit dem Anwendungsschwerpunkt Umwelt zum Ziel. Die Kartierung bzw. Bearbeitung erfolgt in den einzelnen Staaten im Maßstab 1:100.000 mit insgesamt 44 Bodenbedeckungskategorien auf der Grundlage von Satellitenbilddaten. Die europaweite Ersterfassung fand in den Jahren 1986 bis 1995 statt und ist im Datensatz CLC 1990 abgelegt. Es folgte eine zweite Erfassung mit dem Bezugsjahr 2000, dessen Ergebnis der aktuelle CLC 2000-Datensatz ist (KEIL et al. 2002). Nähere Informationen zum CLC sind u.a. zu finden bei DEGGAU (1997), KEIL et al. (2002), EEA (1997, 2000), MOHAUPT-JAHR et al. (2004), KEIL et al. (2005), EIONET (2006); die Informationen aus diesen Arbeiten bzw. Dokumenten bilden auch eine Grundlage für die nachfolgenden Kurzerläuterungen.

Ein markantes Charakteristikum des CLC sind die festgelegten Erfassungsuntergrenzen. Sie wurden für kompakte Flächen auf 25 ha Größe und für Elemente mit linienförmiger Ausprägung (z.B. Gewässerläufe) auf eine Breite von 100 m festgelegt. Damit sind die Anwendungsmöglichkeiten des CLC-Datensatzes als Grundlage für regionale bis bundeslandweite Analysen und Planungen stark eingeschränkt (vgl. EINIG et al. 1997, PRECHTEL 1997). Dies gilt auch bzw. ganz besonders für den naturschutzfachlichen Bereich, weil die Mehrzahl der in der Landschaft verbliebenen besonders bedeutsamen Biotope wie z.B. Sümpfe oder Heideflächen die Erfassungsgrenze von 25 ha nicht mehr erreicht und damit nicht im CLC-Datensatz enthalten ist. Sie wurden bei der Erarbeitung des CLC den benachbarten bzw. umgebenden größeren Flächen zugeordnet.

Des Weiteren lassen sich aus den CLC-Daten keine kleineren Siedlungen und v.a. keine schmalen, aber lang gestreckten Straßendörfer erkennen (KRUSE 2004). Sie gehen meist in den umgebenden landwirtschaftlichen Flächen (z.B. Ackerflächen) auf, wären aber z.B. bei Analysen zur Durchlässigkeit der Landschaft hinsichtlich der Ausbreitung und Wanderung von Tieren benötigte Informationen. Verkehrswege sind aufgrund der Erfassungsuntergrenze von 100 m Breite für die linearen Landschaftselemente generell nicht abgebildet.

Neben der Problematik der Erfassungsgrenzen ist die relativ geringe inhaltliche Auflösung der Bodenbedeckungskategorien hervorzuheben. Von den 44 Kategorien (die für Deutschland zutreffenden s. Abb. 54) sind einige Typen zu nennen, die für spezifische Auswertungen bezüglich schutzbedürftiger Biotope hilfreich sein könnten, wenn sich der Inhalt des Datensatzes nicht nur auf die sehr großen Flächen beschränken würde (vgl. auch VOIGT 2004):

- 321 - Natürliches Grünland, ca. 1300 Flächen
- 322 - Heiden und Moorheiden, ca. 700 Flächen
- 324 - Wald-Strauch-Übergangsstadien, ca. 2700 Flächen
- 331 - Strände, Dünen und Sandflächen, ca. 150 Flächen
- 332 - Felsflächen ohne Vegetation, ca. 70 Flächen
- 333 - Flächen mit spärlicher Vegetation, ca. 450 Flächen
- 411 - Sümpfe, ca. 600 Flächen
- 412 - Torfmoore, ca. 610 Flächen
- 421 - Salzwiesen, ca. 100 Flächen

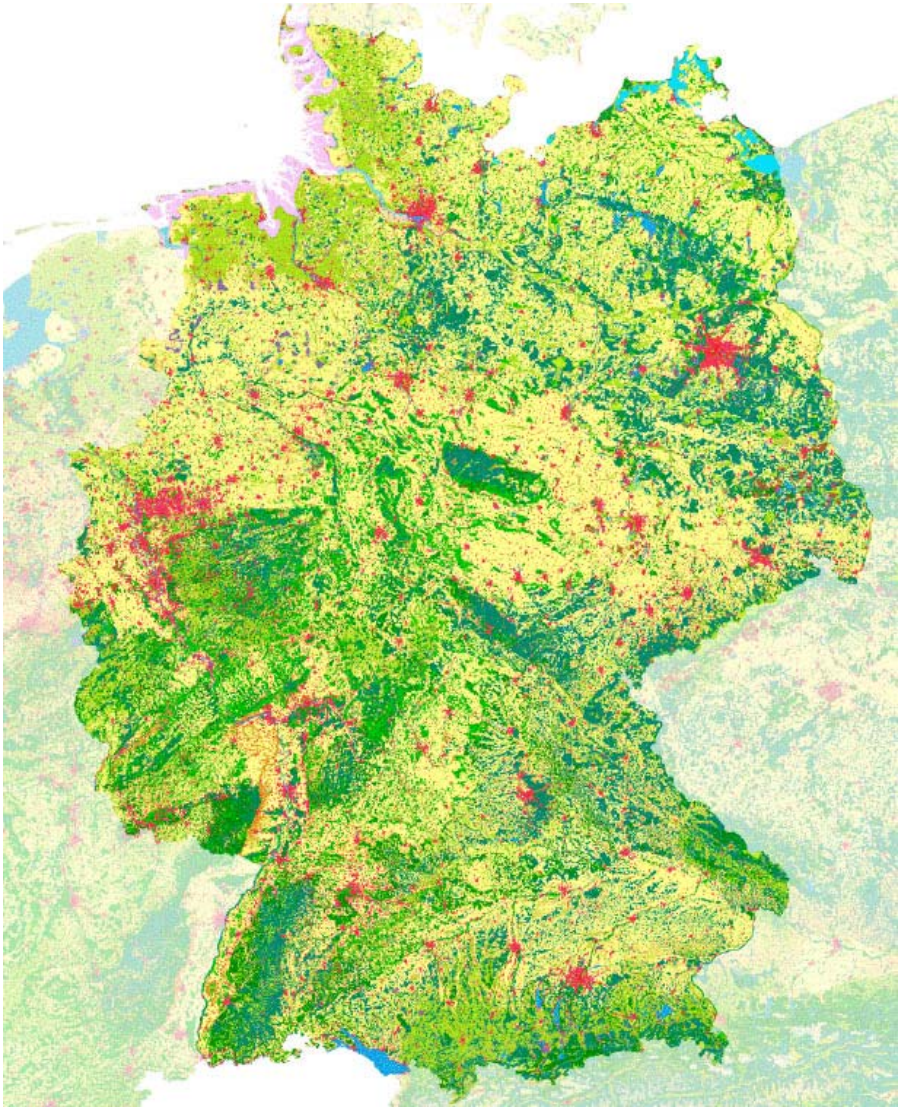



Abb. 54: CLC 2000 für Deutschland (aus: KEIL et al. 2005)

Das Wirtschaftsgrünland (Code 231, „Wiesen und Weiden“) ist nicht näher differenziert und enthält demnach auch die Flächen der zahlreichen schutzbedürftige Typen (z.B. gemähte oder beweidete Halbtrockenrasen, magere Frisch- und Bergwiesen, Almwiesen und -weiden, Borstgrasrasen, Feuchtwiesen, Stromtalwiesen). Die Kategorie „Natürliches Grünland“, unter der man die genannten schutzbedürftigen Typen auch vermuten könnte, ist eher eine Zusammenfassung für alle von Gräsern und Kräutern dominierten großen Sukzessionsflächen auf Truppenübungsplätzen, in der Bergbaufolgelandschaft und in offenen Bereichen der Waldgebiete (Schlagfluren, Windwurf, Waldsterben) mit engen Beziehungen zur Kategorie „Wald-Strauch-Übergangsstadien“, die auf ähnlichen, aber bereits weiter entwickelten Flächen kartiert wurde. Das naturschutzfachlich bedeutsame Grünland ist also überwiegend nicht (!) in der Kategorie „Natürliches Grünland“ subsummiert, sondern wird meist in das Wirtschaftsgrünland (s.o.) integriert sein. Es kann deshalb aus dem CLC-Datensatz generell nicht zielgerichtet selektiert werden (selbst die großen Flächen nur eingeschränkt). Bei oberflächlichen Auswertungen kann das schnell zu Interpretationsschwierigkeiten bzw. -fehlern führen (so z.B. bei VOIGT 2004).

Bei den Wäldern (Codes 311-313) ist zu bemerken, dass zwischen Laub-, Nadel- und Mischwald unterschieden wird, was z.B. im DLM 250 (s.u.) nicht erfolgt. Mischwald, bei dem es sich in Deutschland im Wesentlichen um forstliche Mischbestände auf Laubwaldstandorten handelt, wurde dann kartiert, wenn ein Bestand entsprechender Größe (> 25 ha) jeweils weniger als 75 % Laub- bzw. Nadelbäume aufwies. Hinsichtlich der Erfassungsuntergrenze ist anzumerken, dass (wertvolle) Laubwaldbestände unter 25 ha Größe, wenn sie einzeln auftreten, dem angrenzenden Nadelwald zugeordnet oder zu Mischwald zusammengefasst werden, wenn sie in entsprechenden Gruppen vorzufinden sind. Dies führt in Gebieten mit überwiegend Nadelwald(-forst) zu einer beträchtlichen Unterrepräsentation (fast 10 %) des Laubwaldanteiles im CLC-Datensatz (z.B. Sachsen, s. HÄUSLER et al. 2004).

## Digitales Landschaftsmodell 250

Die Digitalen Landschaftsmodelle (DLM) des Amtlichen Topografisch-Kartografischen Informationssystems ATKIS sind neben dem CLC bisher die einzigen Flächennutzungsdaten, die für Deutschland flächendeckend vorliegen und regelmäßig aktualisiert werden.

Das DLM 250 basiert auf dem militärischen Kartenwerk der NATO und ist in seinem empfohlenen Anwendungsmaßstab 1:250.000 etwa mit dem CLC (Anwendungsmaßstab 1:100.000 und kleiner) zu vergleichen. Im DLM 250 werden nur wenige (potenziell) naturschutzfachlich besonders relevante Typen vorgehalten, die im Wesentlichen in der Objektgruppe 4100 „Vegetationsflächen“ des Objektbereiches „Vegetation“ (4000) zu finden sind (vgl. AdV 2004, BKG 2006):

- 4104 Heide
- 4105 Moor, Moos
- 4106 Sumpf, Ried (z.B.: ca. 1900 Flächen in Deutschland)
- 4107 Wald, Forst
- 4109 Sonderkultur
- 4111 Nasser Boden (z.B.: ca. 1000 Flächen in Deutschland)
- 4120 Vegetationslose Fläche (z.B.: ca. 3300 Flächen in Deutschland)

Die Wald- bzw. Forstflächen sind nicht in Laub-, Nadel- und Mischbestände differenziert. Alle landwirtschaftlich genutzten Räume (inkl. Grünlandbestände) sind nicht als Flächengeometrien enthalten; sie sind im DLM 250 sozusagen der nicht dargestellte ‚Hintergrund‘. Die Erfassungsuntergren-

ze für flächenhafte Typen liegt bei 40 ha. Damit ist das DLM 250 durchschnittlich weniger gut räumlich aufgelöst als das CLC.

Im Gegensatz zum CLC enthält das DLM 250 die Verkehrsinfrastruktur, und zwar in Form von Linien (Objektbereich 3000 - Verkehr). Es handelt sich um eine „vollzählige Erfassung der für den öffentlichen Verkehr zugelassenen überörtlichen Straßen sowie Erfassung von sonstigen Straßen, die der Erschließung von Siedlungs- oder Betriebsflächen dienen“ (AdV 2004). Dabei werden auf der Ebene der Objektgruppe unterschieden:

- 3100 Straßenverkehr
- 3200 Schienenverkehr
- 3300 Flugverkehr
- 3400 Schiffsverkehr
- 3500 Anlagen und Bauwerke für Verkehr, Transport und Kommunikation

Hinsichtlich der für die Analyse von Landschafts- und Habitatzerschneidung besonders wichtigen Objektgruppe „Straßenverkehr“ lassen sich u.a. Angaben zur Straßenwidmung (WDM, als Attribute) entnehmen:

- 1301 Bundesautobahn
- 1303 Bundesstraße
- 1305 Landesstraße, Staatsstraße
- 1306 Kreisstraße
- 1307 Gemeindestraße

## Digitales Basis-Landschaftsmodell

Das Digitale Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM; Bezugsmaßstab 1:25.000), entstanden auf Grundlage der topografischen Landesaufnahmen der Länder, ist entsprechend genauer als das DLM 250. Die Erfassung und Datenhaltung obliegt den einzelnen Bundesländern und es gibt im Detail Unterschiede in der Abbildung verschiedener Objektarten. Der Gesamtdatenbestand ist z.B. für nationale Bearbeitungen schwer zu handhaben, wenn keine leistungsfähige technische Ausstattung vorhanden ist (erheblicher Datenumfang!).

Naturschutzfachlich besonders relevant ist auch hier die Objektgruppe 4100 „Vegetationsflächen“ innerhalb des Objektbereiches 4000 „Vegetation“ (vgl. AdV 2003). Sie enthält bis zu 13 meist vegetationsgeprägte Objektarten, denen außerdem noch „Vegetationsmerkmale“ als Attribute zugeordnet sein können, die die Art des Bewuchses bzw. den zusätzlichen Bewuchs beschreiben (s. Tab. 7). Als weitere Attribute können die Kulturart (z.B. KLT 3000 – Weingarten) oder das Oberflächenmaterial (z.B. OFM 2500 – Sand) verschlüsselt sein. In der Objektgruppe 4200 „Bäume und Büsche“ sind zudem noch Bäume (Einzelbäume), Baumreihen und Hecken bzw. Knicks/ Wallhecken erfasst (beide vollzählig ab einer Länge von 200 m, wenn ‚landschaftsprägend‘).

Die Erfassungsuntergrenze der flächenhaften Objekte beträgt 1 ha. Dadurch sind zwar mehr naturschutzfachlich besonders relevante Flächen (z.B. Heiden, Sümpfe) als z.B. im DLM 250 oder CLC 2000 enthalten, das Basis-DLM kann aber trotzdem kein repräsentatives Bild z.B. der Obergruppen der besonders geschützten Biotope abzeichnen, weil die Mehrzahl dieser Flächen noch kleiner ist als 1 ha (Beispiele für Anzahlen für Hessen in Tab. 7, nach STEMMER 2007).

Die Inhalte zur Verkehrsinfrastruktur sind in ihrem Grundbestand mit denen des DLM 250 vergleichbar, aber aufgrund des größeren Maßstabs natürlich lagegenauer und detailreicher. Auch hier handelt es um eine „vollzählige Erfassung der für den öffentlichen Verkehr zugelassenen Straßen sowie Erfassung von militärischen Straßen und Privatstraßen, die der Erschließung von Sied-

lungs- oder Betriebsflächen dienen“ (AdV 2003). Zudem sind mehr Attribute als im DLM 250 verfügbar, die aber länderweise und je nach realisierter Ausbaustufe unterschiedlich detailliert sein können (s.o.).

Tab. 7: Objektarten und Vegetationsmerkmale des Basis-DLM

In Klammern sind als Beispiele einige Flächenanzahlen von naturschutzfachlich besonders relevanten Typen angegeben, die im Basis-DLM von Hessen (Ausbaustufe 3) enthalten sind (nach STEMMER 2007).

| **Objektgruppe 4100 - Vegetationsflächen** | | | **mögliche Vegetationsmerkmale** | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Objektarten** | | | (verschiedenen Objektarten zuordenbar) | | |
| 4101 | Ackerland | | 1000 | Laubholz | |
| 4102 | Grünland | | 2000 | Nadelholz | |
| 4103 | Gartenland | | 3000 | Laub- und Nadelholz | |
| 4104 | Heide | (261) | 4000 | Röhricht, Schilf | (50) |
| 4105 | Moor, Moos | (26) | 5000 | Büsche, Sträucher | |
| 4106 | Sumpf, Ried | (65) | 6000 | Gras | |
| 4107 | Wald, Forst | | 8000 | Streuobst | |
| 4108 | Gehölz | | | | |
| 4109 | Sonderkultur | | | | |
| 4110 | Brachland | | | | |
| 4111 | Nasser Boden | (359) | | | |
| 4120 | Vegetationslose Fläche | | | | |
| 4198 | Schneise | | | | |

## Colorinfrarot-Luftbild-gestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (CIR-BNTK)

Colorinfrarot-Luftbild-gestützte Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (CIR-BNTK) liegen flächendeckend für alle östlichen Bundesländer (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen) vor, da nach der Wiedervereinigung landesweite Befliegungen und Auswertungen stattfanden und heute z.T. wiederholt werden (z.B. Sachsen, Sachsen-Anhalt). Zudem verfügen Schleswig-Holstein und die z.T. die Stadtstaaten über CIR-BNTK; ansonsten erfolgten Interpretationen von Luftbildern nur für (kleinere) Teilbereiche von Bundesländern (Übersichten, z.T. unvollständig, s. BFN 1996, 1999, 2002a, 2004). Es gibt einen bundesweit einheitlichen Schlüssel für die Klassifizierung der Typen (BFN 1995, 2002b), der mit den zusätzlich vorhandenen Kartierschlüsseln der Länder weitgehend kompatibel ist.

Die Geometrien der digitalen Daten der CIR-BNTK stimmen weder mit denen des CLC, der DLM noch mit denen der selektiven Biotopkartierungen überein, da es sich jeweils um eigenständige Digitalisierungen handelt. Sie basieren auf einer visuellen Interpretation der Luftbilder, die mit relativ hohen Kosten verbunden ist. Die ersten Kartierungen wurden zudem auf Basis nicht orthorektifizierter Luftbilder durchgeführt, was die Lageungenauigkeiten verstärkte (weitere Fehlerquellen s. SEILER et al. 2004).

Die Ergebnisse der CIR-BNTK weisen innerhalb der in Deutschland für größere Gebiete derzeit verfügbaren Landnutzungskartierungen (CLC, DLM) die höchste Klassendifferenzierung auf und sind vergleichsweise hoch aufgelöst (Bezugsmaßstab 1:10.000). Als Beispiel wird in Tab. 8 die Gliederung der „Krautigen Vegetation“ im Biotoptypenkatalog des Landes Sachsen-Anhalt aufgeführt (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1992).

Aus der Auflistung wird deutlich, dass im Bereich des Grünlandes angestrebt wird, z.B. das feuchte bis mesophile Grünland von den Magerrasen zu unterscheiden und möglichst auch die Magerrasen zu differenzieren bzw. das mesophile Grünland letztlich gegen das Feuchtgrünland abzugrenzen. Obwohl viele Grünlandflächen korrekt angesprochen werden können, zeigen sich jedoch gerade bei dieser Gruppe die Grenzen der Interpretierbarkeit von Luftbildern bzw. die Fehlerhaftigkeit der Ergebnisse (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999).

Tab. 8: Übersicht zur Kartiereinheit „Krautige Vegetation“ der CIR-BNTK Sachsen-Anhalts

Die weitere Untergliederung ist nur beispielhaft für zwei Typen (KG, KM) aufgeführt (nach LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1992).

| **Kartiereinheit: Krautige Vegetation** | |
|---|---|
| KG | Grünland |
| | KG m mesophiles Grünland |
| | KG i artenarmes Intensivgrünland |
| | KG f Feucht-/Nassgrünland |
| | KG u Flutrasen |
| | KG t Tritt-/ Park-/ Zierrasen |
| KS | Staudenflur |
| KM | Magerrasen |
| | KM a Sandmagerrasen |
| | KM i Silikatmagerrasen auf Silikatgesteinsböden |
| | KM k Kalkmagerrasen/ Gipsmagerrasen |
| | KM s Steppenrasen |
| | KM w Schwermetallmagerrasen |
| | (zu kartieren, nur wenn eindeutig differenzierbar) |
| KC | Wildgrasflur/ Calamagrostis |
| KH | Heide |
| KW | Wachholdertrift |
| KO | Hoch-/ Übergangsmoor |
| KF | Flachmoor/ Sumpf |
| KB | Binnensalzstelle/ Salzsumpf |

Bei den Grünlandtypen ist die inhaltliche Genauigkeit bzw. Erkennbarkeit als generell geringer einzuschätzen als z.B. in Wäldern bzw. Forsten (vgl. BIERHALS 1988, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994, KENNEWEG et al. 2000). Außerdem sind die dahingehend in den Daten enthaltenen Informationen meist nicht allein auf die Erkennbarkeit im Luftbild zurückzuführen, sondern es sind wissensbasierte Zusatzinformationen durch die jeweiligen Interpreten eingeflossen (HORNFLECK 2000, SEILER et al. 2004). Der Einsatz mehrerer Interpreten mit ganz unterschiedlichen Interpretations- und Landschaftskenntnissen wird generell als eine bedeutende Quelle für Inhomogenitäten und Fehler betrachtet (SEILER et al. 2004).

Bei den Wäldern können die meisten Hauptbaumarten (z.B. Fichte, Kiefer, Lärche, Buche, Eiche, Erle, Ahorn) gut identifiziert werden, womit insbesondere die größeren Forstbestände in ihrer Zusammensetzung sicher zu klassifizieren sind. Bei den ‚selteneren‘ Laubbaumarten (Linden, Ulmen, Esche), die bestandsbildend in der Regel kleinflächiger vorkommen, ist die Interpretierbarkeit von Luftbildern schon stark eingeschränkt, sodass z.B. naturschutzfachlich besonders bedeutsame Typen wie Schluchtwälder nicht immer erkannt werden (nach eigenen Erfahrungen mit den Daten). Als Vorteil der CIR-BNTK ist das zusätzliche Ausscheiden von Alterklassenstufen zu nennen, das sonst in keinem anderen Datensatz vorgenommen wird, Daten der Forsteinrichtung, die dahingehend Angaben enthalten, sind meist noch nicht flächendeckend digital aufgearbeitet bzw. für Naturschutzzwecke nicht zentral verfügbar.

Während die Siedlungsflächen hinreichend genau und vollständig kartiert wurden, sind die Verkehrswege in den Daten vieler CIR-BNTK sehr uneinheitlich, d.h. z.T. als Flächen/ Polygone, z.T. als Linien oder gar nicht ausgewiesen (nach eigenen Erfahrungen mit den Daten).

Zusammenfassend wird eingeschätzt, dass aus den CIR-BNTK naturschutzfachlich besonders relevante Flächen z.T. auch geringerer Ausdehnung (z.B. Trocken- oder Feuchtbiotope) relativ zielgerichtet extrahiert werden können, dabei aber die Qualität des Ergebnisses aufgrund zahlreicher Fehlerquellen nur schwer einzuschätzen ist. Sicher ist die CIR-BNTK aber mehr als eine nur die „Orientierung" erlaubende Datenquelle (SEILER et al. 2004 für Sachsen), da aus ihr die bisher vergleichsweise genauesten flächendeckenden Aussagen zu den Biotoptypen abgeleitet werden können (s. z.B. MEYER et al. 2003).

## Sonstige klassifizierte Fernerkundungsdaten

Unter der Rubrik „Sonstige klassifizierte Fernerkundungsdaten" sollen Informationen angesprochen werden, die mittels automatischer (oder halbautomatischer) Klassifikationen aus digitalen Satelliten- bzw. Luftbilddaten gewonnen werden.

Abgesehen vom CLC liegt zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur für ein größeres Gebiet in Deutschland eine Satellitenbildauswertung zur Landnutzung vor. Baden-Württemberg verfügt über eine flächendeckende Pixel-basierte Klassifikation der Daten des LANDSAT TM-Satelliten mit einer Auflösung von 30 x 30m (letzte Aktualisierung 2000, im Internet verfügbar in den Umwelt-Datenbanken und -Karten online: LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2007). Als Anwendungsbereich werden Maßstäbe ab 1:100.000 angegeben. Unterschieden sind 16 Landnutzungsklassen (dichte Siedlung, Industrie, lockere Siedlung, Ackerbau, Wein/ Obstplantage, Streuobst, Brachland, vegetationslos, Intensivgrünland, Extensivgrünland, Nadelwald, Laubwald, Mischwald, Windwurf, Wasserflächen, Feuchtflächen). Im Grünland wird demnach nur zwischen Intensiv- und Extensivgrünland unterschieden. Nach Stichproben der im Internet verfügbaren Daten (s.o.) wird deutlich, dass z.B. die Kategorie „Extensivgrünland" offensichtlich alle nicht extrem intensiv genutzten (stark gedüngten) Flächen des mesophilen Grünlandes, aber auch sämtliche naturschutzfachlich besonders wertvollen Typen (Trocken- und Halbtrockenrasen, artenreiches mesophiles Grünland, Feuchtgrünland) beinhaltet. Als Feuchtflächen sind meist nur Flächen ausgewiesen, die größere Moore oder Rieder mit vom Wirtschaftsgrünland stark abweichender Vegetationsstruktur darstellen, nicht aber nasses oder feuchtes Wirtschaftsgrünland mit z.B. 0,5 ha (was bei 30 x 30m Auflösung zumindest theoretisch denkbar wäre). Damit handelt es sich um einen recht groben Datensatz, der zwar mehr Informationen als das CLC enthält (z.B. Waldverteilung), für genauere naturschutzfachliche Anwendungen aber nicht in Frage kommt.

Die Qualität der Daten des LANDSAT-Satelliten ist jedoch längst nicht mehr repräsentativ für den heutigen Stand der Technik. Mit der Verbesserung der Satellitentechnik, speziell der Sensorkonstruktion (beginnend mit den Satelliten IKONOS, QuickBird, weitere folgten und folgen), und der Entwicklung der hoch auflösenden digitalen (Stereo-)Luftbildkameras (z.B. HRSC - High Resolution Stereo Camera) wurden auch im naturschutzfachlichen Bereich große Hoffnungen hinsichtlich genauerer und aktuellerer Informationen zur Landnutzung bzw. zu den Biotoptypen geweckt. Insbesondere bestechen die mittlerweile hohen Bodenauflösungen der neuen Daten von teilweise unter einem Quadratmeter (s. z.B. BLASCHKE 2001, Übersicht bei NEUBERT 2006). Die fachspezifische Literatur für den Bereich der Fernerkundung ist mittlerweile sehr umfangreich und behandelt viele umweltbezogene Bereiche. Analysiert man diese Literatur hinsichtlich des Themas „Erkennung naturschutzfachlich besonders bedeutsamer Biotoptypen", so schränkt sich die Anzahl über-

haupt relevanter Arbeiten schnell ein (z.B. HORNFECK 2000, JACOBSEN 2001, LESER 2003, GÄHLER et al. 2002, SEILER et al. 2004, FRICK et al. 2005, GÄHLER 2006, NEUBERT 2006, FRICK 2006). Zunächst ging es von Seiten der Technikentwickler darum, hier etwas pauschalisiert formuliert, den ‚Vorsprung' der analogen Luftbilder wett zu machen, was mit den aktuellen Auflösungen der Daten gelungen ist. Da jedoch nur die automatische Klassifizierung der hoch aufgelösten Fernerkundungsdaten wirklich Fortschritte erzielen würde, gehen heute die Forschungsbestrebungen überwiegend in diese Richtung. Schwierigkeiten, die das hoch aufgelöste digitale Bildmaterial insbesondere dann hervorruft, wenn große Gebiete bearbeitet werden müssen, sind nicht einfach zu bewältigen. Beispielsweise bringen die Geländemorphologie und die daraus resultierenden beschatteten und nicht beschatteten Bereiche, Schatten von Objekten sowie atmosphärische Einflüsse (Wolken und deren Schatten, Nebel, Dunst) und phänologische Aspekte nicht unerhebliche Probleme bei der automatisierten Ansprache von Biotoptypen mit sich. Gleichartige Flächen in unterschiedlichen Landschaftsteilen können sich dann in ihren Spektralwerten unterscheiden und sind nicht korrekt zu klassifizieren. Je höher die Auflösung, desto höher ist grundsätzlich auch die Varianz der Spektralwerte, was selbst für ein und dasselbe Objekt gilt (z.B. ein Haus, s. GÄHLER 2006). Es scheint auch offenbar noch keine Einigkeit darüber zu bestehen, ob die objektbezogene Klassifikation, bei der die einzelnen Pixel vor der eigentlichen Klassifikation zu Segmenten gruppiert werden (Segmentierung), oder die pixelbezogene Clusterung und Klassifikation (für Biotoptypenkartierungen) am besten geeignet ist; Vor- und Nachteile zeigen sich bei beiden Methoden (vgl. MEINEL et al. 2001, KIRSTEIN & LINDE 2004, FRICK 2006, GÄHLER 2006, NEUBERT 2006), je nachdem, in welchem Maßstabsbereich mit welchen Methoden und Daten gearbeitet wird.

Es gibt hoffnungsvolle Beispiele, bei denen bereits für etwas größere Bereiche eine gute Qualität in der Klassifikation naturschutzfachlich relevanter Typen erzielt wurde. Beispielsweise gelang dies für mehrere (ehemalige) Truppenübungsplätze in Brandenburg (Einzelgrößen bis 240 km²), wo schwerpunktmäßig die FFH-Lebensraumtypen der Heiden und Sandmagerrasen in einer die CIR-BNTK übertreffenden Klassifizierungsgüte semi-automatisch (unter Zuhilfenahme von Zusatzdaten) klassifiziert wurden (FRICK et al. 2005, FRICK 2006, s. Abb. 55).

Nach dem Umgriff der hier angestellten Recherchen steht die Fernerkundungsforschung offenbar gerade an der Schwelle, mit (halb-)automatischen Klassifikationen für große Gebiete wie z.B. einem Bundesland (oder sogar Deutschland) bald auch aus naturschutzfachlicher Sicht befriedigende Ergebnisse zu erzielen, d.h. die Klassifizierungsgüte der CIR-BTNK zu ereichen oder sogar zu verbessern (vgl. GÄHLER 2006: 160). Noch gibt es die o.g., nur teilweise gelösten Schwierigkeiten (z.B. bei den Grünlandtypen), aber aufgrund der vergleichsweise intensiven Forschungsaktivitäten ist ihre Bewältigung zu vermuten. Durch z.B. multitemporale Analysen (Vergleiche zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Vegetationswachstums) und den bald möglichen Einsatz hyperspektraler Satellitendaten sind weitere Verbesserungen der Klassifikationsgüte zu erwarten (s. bereits JACOBSEN 2001). Generell scheinen jedoch nur Ansätze zum Erfolg zu führen, bei denen die hochaufgelösten Fernerkundungsdaten mit wissensbasierten Methoden klassifiziert werden. Das bedeutet, dass für die Gebiete entsprechende Erstaufnahmen (z.B. terrestrische Kartierungen, überprüfte CIR-BNTK) vorliegen müssen, die dann mit den Fernerkundungsdaten kombiniert und fortgeschrieben werden. In der geometrisch genauen Aktualisierungsmöglichkeit vorhandener Daten und in relativ kurzen Aktualisierungsintervallen liegen auch die entscheidenden Vorteile der Verwendung der Fernerkundungsdaten. Es kommt hinzu, dass die detaillierte Darstellung von ausgedehnten Vegetationsmosaiken eigentlich nur auf Basis automatisierter Auswertungen möglich ist, da visuelle Interpretationen und anschließende ‚manuelle' Digitalisierungen einen extremen Zeit- und damit Kostenaufwand bedeuten würden (einen Eindruck vermittelt Abb. 55).

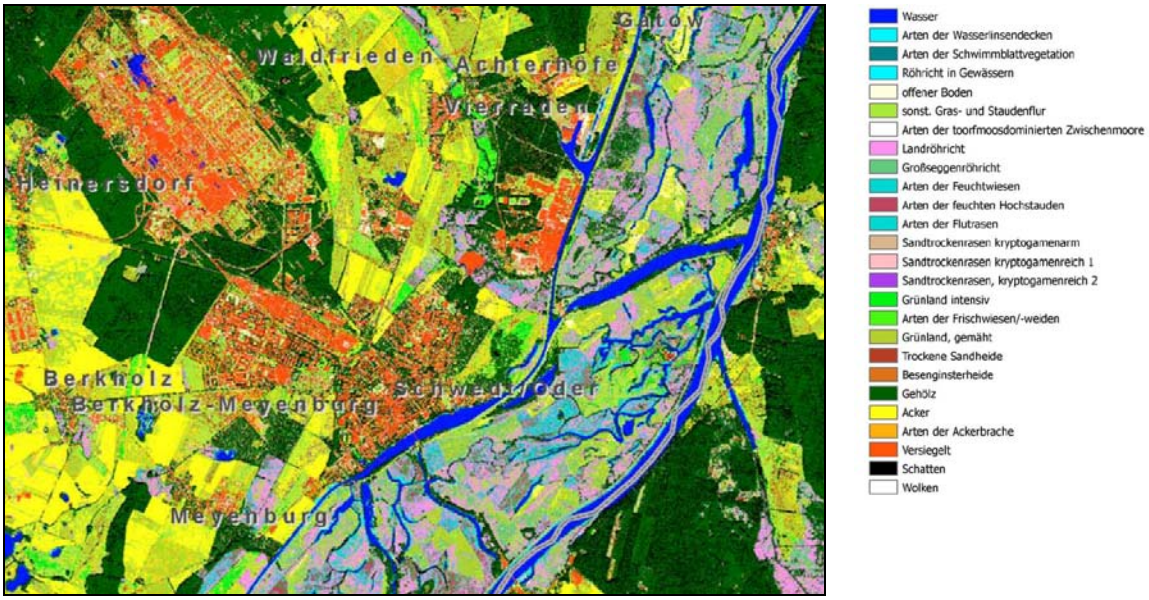



Abb. 55: Ausschnitt aus einem semi-automatisch klassifizierten Satellitenbild (FRICK 2006)

In der Legende sind so genannte Indikatoren (Artengruppen und Typen) aufgeführt, die für die von FRICK (2006) bearbeitete Aufgabe (FFH-Monitoring) relevant waren.

Das in Planung befindliche Projekt namens „DeCover“ (DeutschlandCover) soll auf der Basis hoch auflösender Satellitenfotos und ergänzender Daten die Landnutzung bzw. Bodenbedeckung für ganz Deutschland in regelmäßigen Abständen vorhalten. „DeCover“ wird vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie finanziell gefördert, von Institutionen wie dem Umweltbundesamt und dem Bundesamt für Naturschutz unterstützt und von einem größeren Konsortium konzipiert. Dieses besteht aus ca. 10 Institutionen wie z.B. der EFTAS Fernerkundung Technologietransfer GmbH, der Infoterra GmbH, der Remote Sensing Solutions GmbH (zuständig für Bereich Natur- und Landschaftsschutz/ Offenland naturnah) und dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V.. Für die Kartierung ist eine Erfassungsuntergrenze von 1 ha (analog ATKIS Basis-DLM) vorgesehen. Die Daten sollen in Form von zwei Hauptstufen (Ausgangsdienst, Ergänzungsdienste) angeboten werden (Näheres s. EFTAS 2007).

Gegenwärtig können noch keine genauen Aussagen zu den in der Zukunft durch „DeCover“ angebotenen Daten gemacht werden. Nach dem Stand Anfang 2007 besteht nur für den „Ausgangsdienst“ eine konkretisierte Vorstellung zum Inhalt der Daten (s. EFTAS 2006 und Abb. 56). Demnach werden sich die Daten des „Ausgangsdienstes“ hinsichtlich der Klassifizierungstiefe nicht wesentlich vom CLC unterscheiden; nur die räumliche Auflösung von 1 ha ist hervorzuheben. Es wird anhand dieser Daten wahrscheinlich nicht möglich sein, beispielsweise Grünland zu differenzieren (z.B. Feuchtwiesen, Magerrasen). Ob diese Informationen eines Tages für die „Ergänzungsdienste“ erarbeitet werden könnten, lässt sich außen stehend momentan nur schwer beurteilen. Dies scheint u.a. davon abhängig zu sein, ob sich die Nutzeranforderungen (in diesem Bereich im Wesentlichen der Naturschutz) vor dem Hintergrund der Kosten durchsetzen können.

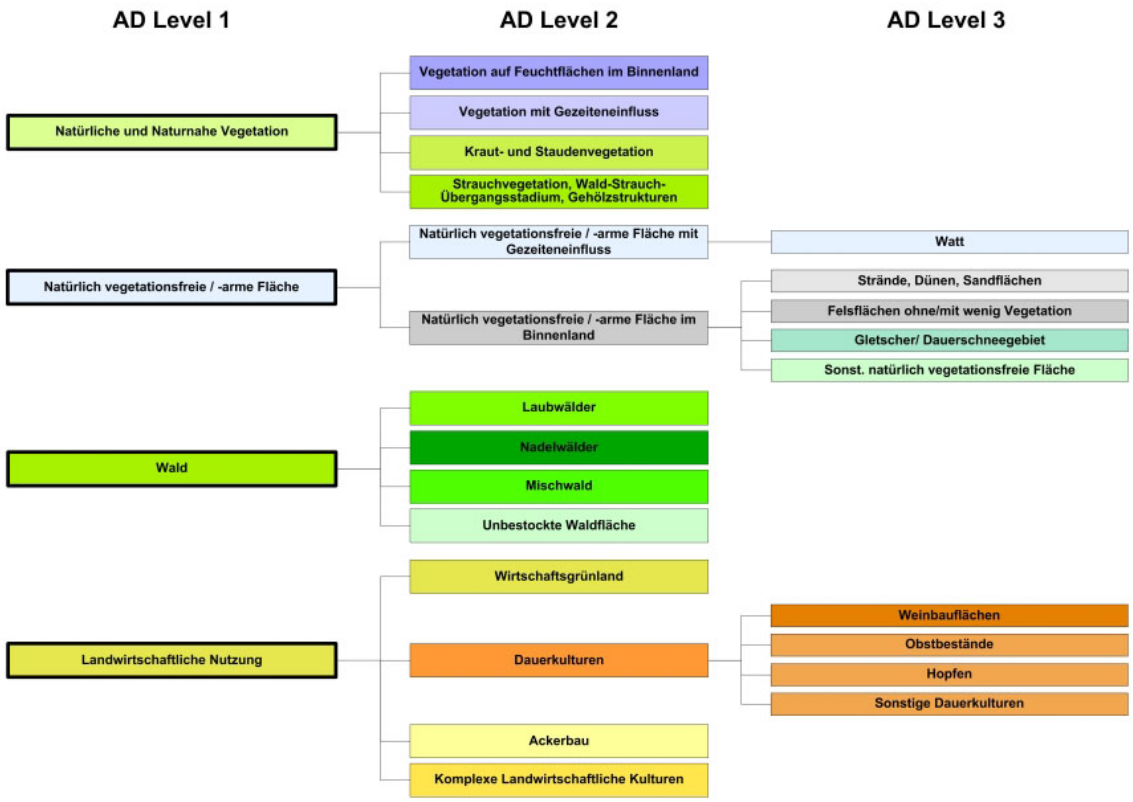



Abb. 56: Vorläufige Typen des DeCover Ausgangsdienstes (AD) / Auszug (EFTAS 2007)

Dabei spielen die nationalen Interessen der o.g. Umweltinstitutionen, aber auch die der Länder, die wahrscheinlich gerade in den „Ergänzungsdiensten“ finanzierend herangezogen werden sollen, eine Rolle. Aktuell ist, u.a. weil der „Ausgangsdienst“ die für den Naturschutz erforderlichen Daten nur sehr eingeschränkt liefern soll, ein gewisses Akzeptanzdefizit hinsichtlich des „DeCover“-Projektes bei den Bundesländern zu spüren, die auch zukünftig über Luftbild-basierte Interpretationen verfügen werden, zumal sich auch deren Qualität zunehmend verbessert. Das UMWELTBUNDESAMT (2004) hat bereits in einer umfassenden Anforderungsanalyse der Nutzung von satellitenbasierten Erdbeobachtungssystemen für die Umweltpolitik darauf hingewiesen, dass hinsichtlich des Naturschutzes und der Landschaftsplanung die höchsten Anforderungen bestehen, wenn die anstehenden Aufgaben damit tatsächlich bewältigt werden sollen.

### 5.2.3 Selektive Biotopkartierungen der Bundesländer

In der Bundesrepublik Deutschland werden seit über 30 Jahren als wertvoll bzw. schutzwürdig eingestufte Lebensräume in selektiven Biotopkartierungen erfasst. Vorreiter der Kartierungen war Bayern, wo bereits in den Jahren 1974 bis 1977 eine Biotopkartierung durchgeführt wurde (KAULE 1974, SCHALLER 1978, KAULE et al. 1979, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 2004). Darauf folgten rasch weitere Bundesländer (z.B. BAUER 1975, WILMANNS et al. 1978, WILMANNS & KRATOCHWIL 1983, SUKOPP et al. 1979a, POHL 1979, BROCKSIEPER 1981, HOPPE et al. 1981, LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NORDRHEIN-WESTFALEN 1982) und seit 1990 finden selektive Biotopkartierungen auch in Ostdeutschland statt (z.B. BUDER 1997, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2002 u.v.a.m.). In der DDR gab es vorher ähnliche Aktivitäten (WESTHUS 1991).

Heute verfügt jedes Bundesland über eigene Kartieranleitungen bzw. Biotoptypenlisten (s.Tab. 9), die in unregelmäßigen Abständen fortgeschrieben und geändert werden. Insgesamt hat dies zu einer enormen Vielfalt klassifizierter Typen geführt und die Ergebnisse der Kartierungen sind nur schwer miteinander vergleichbar. Zwar wurden schon frühzeitig grundsätzliche Anforderungen an bundesweite Vergleichbarkeit formuliert (SUKOPP et al. 1979b), doch zeigten zwischenzeitliche Übersichten und Auswertungen zum Stand der Kartierungen (z.B. HAMMER 1991, WALDENSPUHL 1991, BFN 1996, 1997, 1999, 2002a, 2004, RÜCKRIEM & ROSCHER 1999), dass dieses Problem zwar erkannt, aber dennoch bis heute nicht gelöst ist. Welche Aussagekraft die Daten (dennoch) besitzen, wenn man sie bundesweit ‚auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner' in einem GIS zusammenführt, zeigen FUCHS et al. (2006).

Die selektive Biotopkartierung steht oft im engen Zusammenhang mit der Erfassung der „gesetzlich geschützten Biotope" nach dem jeweiligen Landesgesetz (auf Basis des § 30 BNatSchG/ ehemals § 20 c BNatSchG). Die Listen bzw. Anleitungen zur selektiven Biotopkartierung integrieren deshalb regelmäßig die Listen oder Beschreibungen zu den gesetzlich pauschal geschützten Biotopen. In mehreren Bundesländern gibt es keine separaten Listen für die selektiven Biotopkartierung bzw. die Kartierung der gesetzlich geschützten Biotope, sondern sie sind (heute) Teil der Schlüssel für die flächendeckende Biotoptypenkartierung (z.B. Niedersachsen, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern).

Tab. 9: Biotopkartierung - aktuelle Kartieranleitungen der Bundesländer

| Bundesland | Bezeichnungen der aktuellen Kartieranleitungen bzw. Kartierschlüssel |
|---|---|
| **Baden-Württemberg** | LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG / Hrsg. (2001): Arten, Biotope, Landschaft. Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten. 3. Auflage, Karlsruhe, 321 S. |
| **Bayern** | BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2004): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung Flachland und Städte. Stand 4/2004, Augsburg, 37 S.<br>BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2005a): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung Alpen. Stand 3/2005, Augsburg, 36 S.<br>BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2005b): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung. Beschreibung der Biotoptypen. Stand 4/2005, Augsburg, 119 S.<br>BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT / Hrsg. (2006): Kartieranleitung. Biotopkartierung Bayern (inkl. Kartierung der Offenland-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie). (Flachland/Städte), Teil1 - Arbeitsmethodik (Flachland/Städte), 41 S., Teil 2 - Biotoptypen (Flachland/Städte), 182 S., Stand: Entwurfsfassung; 03/2006 |
| **Berlin** | SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND DER LANDESBEAUFTRAGTE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE / Hrsg. (2005): Biotopkartierung Berlin Grundlagen - Standards - Bewertung. CD. |
| **Brandenburg** | LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG / Hrsg. (2007): Biotopkartierung Brandenburg. Liste der Biotoptypen. unter besonderer Berücksichtigung der nach § 32 BbgNatSchG geschützten Biotope und der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie sowie Angaben zur Gefährdung (vorläufige Rote Liste der Biotoptypen), Bearb.: Zimmermann, F., Düvel, M., Herrmann, A., Stand 11.01.2007, 23 S. |
| **Bremen** | DER SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND VERKEHR - OBERSTE NATURSCHUTZBEHÖRDE / Hrsg. (2005): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Bremen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 22a BremNatSchG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand April 2005, Bearbeitung: Andreas Nagler auf der Grundlage des Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen (v. DRACHENFELS 2004, s.u.) |
| **Hamburg** | BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT HAMBURG - NATURSCHUTZAMT (1999): Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung in Hamburg einschließlich der Definitionen besonders geschützter Biotope nach § 28 HmbNatSchG-Novelle und unter Berücksichtigung der Lebensraumtypen gemäß FFH-Richtlinie der EG. Vorläufige Fassung. Stand: 23. August 1999. |
| **Hessen** | HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, WOHNEN, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ / Hrsg. (1995): Hessische Biotopkartierung (HB). Kartieranleitung. 3. Fassung, Stand März 1995, Wiesbaden,197 S. |
| **Mecklenburg-Vorpommern** | LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN /Hrsg. (1998): Anleitung für Biotopkartierungen im Gelände in Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur 1998 / Heft 1 |

| Bundesland | Bezeichnungen der aktuellen Kartieranleitungen bzw. Kartierschlüssel |
|---|---|
| **Niedersachsen** | DRACHENFELS, O. V. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2004. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft A/4, S.1 - 240, Hildesheim |
| **Nordrhein-Westfalen** | LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN / Hrsg. (2002):Gesetzlich geschützte Biotope in NRW (§ 62 LG). Kartieranleitung. Stand: 05.2001, überarbeitete Fassung, aktualisiert am 15.11.2002<br>LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN / Hrsg. (2005): Kartieranleitung Schutzwürdige Biotope in NRW. http://www.loebf.nrw.de/static/infosysteme/hsn2kdv/default.htm [Zugriff 13.11.06] |
| **Rheinland-Pfalz** | LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ / Hrsg. (2005a): Biotopkartierung Rheinland-Pfalz - inkl. der Erfassung der nach § 24 LPflG geschützten Flächen - Erläuterungen zur Aktualisierung für Nutzer und Kartierer - Aktualisierungsphase 1992 bis 1997, 3. Auflage, Oppenheim, 240 S. |
| **Saarland** | MINISTER FÜR UMWELT DES SAARLANDES / Hrsg. (2000): Biotopkartierung Saarland III, Phase 1, Kartieranleitung. Entwurfsfassung, Bearbeitung: Dr. Maas - Büro für Ökologie und Planung, 29 S. + Anhänge |
| **Sachsen** | SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (1994): Biotoptypenliste Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2/1994<br>SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (2003): Biotopkartierung in Sachsen. Kartieranleitung. Stand: Oktober 2003, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden, 51 S. |
| **Sachsen-Anhalt** | LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1991): Biotopkartierung Sachsen-Anhalt. Stand Juni 1991, auf der Grundlage von v. DRACHENFELS & MEY (1991): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. 3. Fassung, Stand 1991 + zusätzliche Typen für Sachsen-Anhalt |
| **Schleswig-Holstein** | LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN / Hrsg. (1991): Anleitung zur Biotopkartierung Schleswig-Holstein. 2. ergänzte Auflage. 93 S. |
| **Thüringen** | THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT (2001): Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung im Freistaat Thüringen. Jena |

Vereinfachend lässt sich sagen, dass mit den selektiven Biotopkartierungen das Ziel verbunden wird, insbesondere die heute selten gewordenen Biotope der ‚Mangelstandorte' zu erfassen. Bei den Feuchtlebensräumen können beispielsweise folgende Gruppen genannt werden:

- naturnahe Gewässer und Gewässerabschnitte
- Hoch- und Übergangsmoore sowie deren Degradationsstadien
- Röhrichte, Seggenrieder, Niedermoore
- Feucht- und Nasswiesen, feuchte Hochstaudenfluren
- Feuchtbiotope der Küsten (z.B. Salzwiesen)
- Gebüsche und Wälder feuchter bis nasser Standorte

Bei den Lebensräumen trockener bzw. magerer Standorte wären hervorzuheben:

- Trocken- und Halbtrockenrasen basenreicher Standorte
- Sandtrockenrasen und verwandte Pionierfluren / Dünen
- Heiden und Borstgrasrasen
- Säume und Ruderalfluren trockenwarmer Standorte
- Gebüsche und Wälder trockenwarmer Standorte
- Felsfluren und natürliche Schutthalden

Bei den wertvollen Lebensräumen der mittleren Standorte kann der Erfassungsgrad sehr unterschiedlich sein. Da beispielsweise das mesophile Grünland artenreicher Ausprägungen nur in wenigen Ländern unter den Pauschalschutz fällt, sind diese Lebensräume regelmäßig nicht kartiert (FUCHS et al. 2007a). Ähnliches trifft für die ‚Waldbiotope' zu (s. bereits SUKOPP et al. 1979b). Forstliche Altbestände mesophiler Eichen- und Buchenwälder als vergleichsweise naturnahe Lebensräume, die typisch gerade für Mitteleuropa sind, gehören oft nicht zu den zu kartierenden Biotopen, insofern sie keine besonderen Ausstattungsmerkmale (z.B. Totholzreichtum) aufweisen. Bei

allen (gut ausgeprägten) Biotopen der mittleren Standorte schlägt offenbar zu Buche, dass diese nicht als besonders wertvoll oder schutzwürdig eingeschätzt wurden bzw. werden, weil sie weit verbreitet bzw. nicht selten sind (oder waren).

Zudem sind der Ansatz und die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen in Fachdiskussionen bzw. in der Literatur immer wieder folgenden grundsätzlichen Kritikpunkten ausgesetzt:

**Mangelnde Aktualität**
Da die Landschaft einem ständigen Wandel z.B. durch anthropogene Tätigkeit und Sukzession unterliegt, sind die Ergebnisse selektiver Biotopkartierungen oft veraltet; viele Biotope sind zwischenzeitlich beeinträchtigt oder längst nicht mehr vorhanden (BRECHTEL & HACKENBERG 1989, EDER 1989). Teilweise sind auch neue schutzwürdige Flächen entstanden; im großen Ausmaß fand bzw. findet dies z.B. in den Bergbaufolgelandschaften statt. Unter den gegenwärtigen gesellschaftlichen Bedingungen werden die als notwendig erachteten regelmäßigen Fortschreibungen (alle 5 bis 10 Jahre, vgl. DORDA 1991, RIECKEN 1992) immer schwerer zu bewerkstelligen.

**‚Vegetationskundliche' Prägung**
Die Abgrenzung von Biotopen wird überwiegend nach vegetationskundlichen Gesichtspunkten durchgeführt, wodurch die Berücksichtigung zoologischer Aspekte in den meisten Kartierungen mangelhaft ist (SUKOPP et al. 1979b, SCHLUMPRECHT & VÖLKL 1992, HONDONG 2002). Erst in einigen neueren Kartieranleitungen wurden Versuche unternommen, durch die Klassifizierung spezieller Typen (z.B. vegetationslose und vegetationsarme Biotope) die Erfassung von Tierlebensräumen besser vorzubereiten. Insgesamt können die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen dem Anspruch der Erfassung von ‚Biotopen' (Lebensräume von spezifischen Lebensgemeinschaften bestehend aus Pflanzen und *Tieren*) hinsichtlich der tierökologischen Anforderungen aber nur teilweise oder gar nicht entsprechen (vgl. HONDONG 2002).

**Unzureichende Erfassung (Qualität, Quantität)**
Biotoptypen können falsch zugeordnet (Biotopschlüssel), die Biotope falsch bewertet (Erfassungsschwellen) oder die Flächen ungenau abgegrenzt (Kartenunterlagen) sein (WEISE 2001).
Teilweise kommt es vor, dass Biotopflächen in bestimmten besonderen Gebieten (z.B. Truppenübungsplätze, große Schutzgebiete) nicht erfasst oder nicht in die Gesamtergebnisse der selektiven Biotopkartierung integriert sind (FUCHS et al. 2007a).
In einigen Gebieten liegen die Erfassungsmaßstäbe auch heute noch im Maßstabsbereich 1:25.000. Dies ist im Regelfall auch mit relativ hoch angesetzten Grenzen für die Mindesterfassungsgrößen verbunden (z.B. 0,5 ha in Schleswig Holstein / MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 2006), was wiederum dazu führt, dass viele relativ kleinflächige Biotope, die aber in vielen Landschaftsteilen typisch und wichtig sind, nicht erfasst werden.

Eine Eigenart der selektiven Biotopkartierungen ist die Kartierung von Biotop(typen)komplexen. Ein Biotopkomplex ist eine aus Maßstabs- und Aufwandsgründen durchgeführte kartografische Zusammenfassung mehrerer Biotopflächen bzw. -typen in eine kartierte Fläche, die in der Kartendarstellung bzw. in den digitalen Daten (Polygone im GIS) keine ‚inneren' Grenzen aufweist. Für die Kartierung von Biotopkomplexen gibt es in den Kartierschlüsseln der Länder meist spezielle Anweisungen (z.B. in Hessen). Das Verhältnis der kartierten Komplexe zu kartierten Einzelbiotopflächen ist von Bundesland zu Bundesland sehr unterschiedlich. Zwar ist in jüngeren Kartieranleitungen die Tendenz zu beobachten, dass primär Einzelflächen zu kartieren sind und die Einzelflächen

erst nachträglich einem Komplex zuzuordnen sind (z.B. Rheinland-Pfalz), betrachtet man jedoch die bisher vorliegenden Kartierungsergebnisse zusammenfassend, so liegen die kartierten Einheiten überwiegend als Biotopkomplexe vor (FUCHS et al. 2007a).

Wenn versucht werden soll, für verschiedene ökologische Anspruchstypen räumlich-funktionale Beziehungen aufzuzeigen, so ist es als Grundlage für diese Analysen erforderlich, die spezifischen Lebensräume aus dem entsprechenden Gesamtdatenpool zu ermitteln. Die Abgrenzung von Komplexen bringt aber mit sich, dass es nachträglich in den digitalen Daten der selektiven Biotopkartierungen nicht möglich ist, lagegenau nach einem bestimmten Biotop(typ) zu suchen. Bei Abfragen wird man immer die gesamte Komplexgeometrie selektieren. Je großflächiger die Komplexe abgegrenzt bzw. je mehr verschiedene Biotoptypen in die Komplexe integriert wurden, umso ‚unschärfer' wird das Ergebnis einer Abfrage.

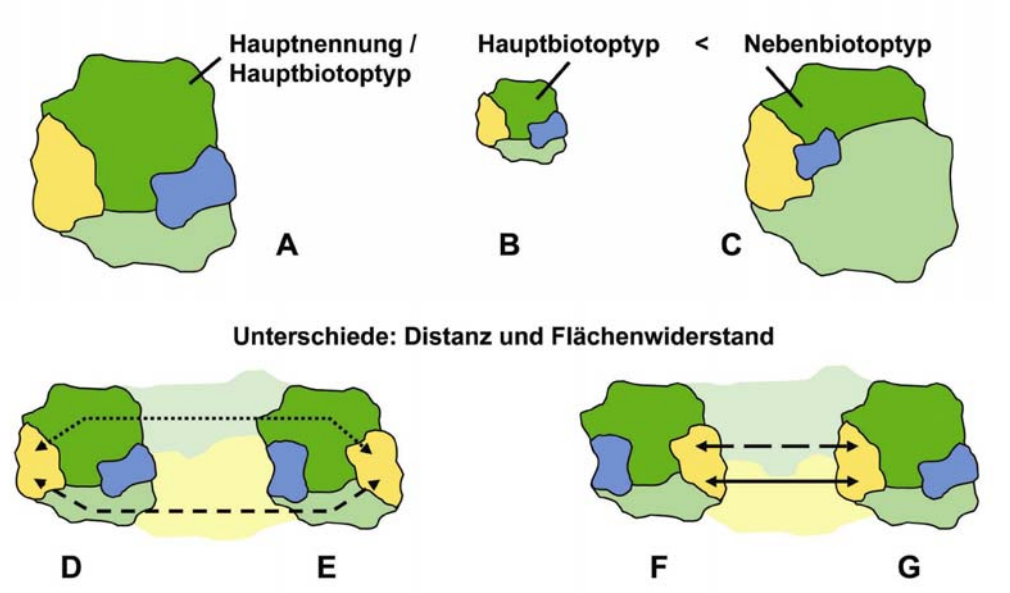



Abb. 57: Die Abgrenzung als Biotopkomplexe und die Folgen bei der Nutzung der Daten

Dargestellt sind die Komplexe A - G mit ihren ‚realen' Biotopanteilen (4 Typen), deren räumliche Lage aus den Datenbeständen so nicht hervorgeht. Bekannt ist nur die äußere Abgrenzung des Komplexes. Die obere Reihe verdeutlicht eine nicht von der räumlichen Lage abhängige Problematik, die bei der zielgerichteten Auswahl von Flächen anhand der Biotoptypen und/ oder der Flächengrößen/-anteile (sofern vorhanden) auftritt. Abfragen generell nach den Hauptnennungen (Biotoptyp mit dem größten Flächenanteil) sind wenig sinnvoll, weil auch ein Nebenbiotoptyp absolut größer sein kann als ein Hauptbiotoptyp in einem kleinen Komplex (vgl. A - C). Theoretisch wäre die Abfrage mit einer Kombination aus Biotoptyp und Flächengröße am zweckmäßigsten, jedoch ist das Ergebnis auch unbefriedigend, weil es immer zur Auswahl der gesamten Komplexgeometrie kommt.
Werden auf dieser Grundlage dann Aussagen zu den räumlich-funktionalen Beziehungen (vgl. D - G) zwischen den Biotopen aufgezeigt, so müssen Abstriche in der Aussageschärfe hingenommen werden. Diese sind umso größer, je mehr verschiedene Typen in die Komplexe integriert wurden bzw. je größer die Komplexe gefasst wurden und es treten damit je nach Lage der fokussierten Flächen bzw. Typen in den untereinander in Beziehung stehenden Komplexen unterschiedliche ‚reale' Distanzen zwischen den Flächen sowie verschiedene Flächenwiderstände der dazwischen liegenden Flächen (im Komplex) auf.

### 5.2.4 Daten zum Vorkommen von Arten

Da Biotope als solche keinen ‚Verbund' brauchen, sondern der Verbund nur für Organismen von Bedeutung ist, wären umfassende repräsentative Informationen zu den Vorkommen der (gefährdeten) Arten und ihren Beständen die fachlich am besten geeignete Basis für die Planung. In Deutschland liegen die Artenerfassungen wie auch die meisten anderen Kartierungen in der Zuständigkeit der Länder, wobei im unterschiedlichen Maße je nach Land und Artengruppe auch

nichtstaatliche Organisationen (z.B. Naturschutzverbände und ehrenamtlich arbeitende Privatpersonen) über umfangreiche Informationen verfügen können, die der Naturschutzverwaltung nicht oder nur teilweise zur Verfügung stehen. Dies alles bewirkt eine Variabilität der Erfassungsansätze und Daten, die durchschnittlich als weitaus größer einzuschätzen ist als die z.B. der selektiven Biotopkartierungen. Bisher gibt es noch nicht einmal eine der kontinuierlichen Aktualisierung unterliegende Übersicht (veraltet: FINK & NOWAK 1983, auch bei ERZ 1994, vgl. BFN 1997) zu den in den Ländern vorliegenden Daten, wie dies z.B. für die selektiven Biotopkartierungen gelungen ist (vgl. BFN 1996, 1997, 1999, 2002a, 2004). Das liegt sicherlich darin begründet, dass bereits die Erarbeitung einer derartigen Übersicht aufgrund der unübersichtlichen Datensituation einen erheblichen Aufwand bedeuten würde und damit schwer realisierbar wird, obwohl eigentlich eine zentrale bundesweite Zusammenfassung und Auswertung der Informationen selbst geboten wäre.

Für einige Gruppen gibt es jedoch bereits bundesweite Gesamtdatensätze bzw. z.T. veröffentlichte Ergebnisse. Als Beispiele, wo es gelungen ist, zumindest die vorhandenen heterogenen Informationen für Verbreitungsübersichten zusammenzuführen und auszuwerten, wären für Farn- und Blütenpflanzen die „Datenbank Gefäßpflanzen“ der Zentralstelle Floristische Kartierung/ FloraWeb (BFN 2007a), für Heuschrecken die Arbeit von MAAS et al. (2002), für Spinnentiere die Nachweiskarten der Arachnologischen Gesellschaft (STAUDT 2007), für Schmetterlinge die Datenbank *lepidat* (PRETSCHER & KLEIFGES 2000, PRETSCHER 2000, Ergebnisse selbst bisher aber unveröffentlicht), für Amphibien und Reptilien die Arbeit von GÜNTHER (1996) oder verschiedene Brutvogelatlanten (NICOLAI 1993, RHEINWALD 1993) zu nennen. Für die letzte Artengruppe ist eine Qualitätsverbesserung zu erwarten bzw. bereits eingetreten (s. GEDEON et al. 2004a/b, 2006, ständig aktualisierte Informationen s. DDA 2007). Für die Vögel bestehen zudem noch verschiedene spezielle Erfassungsprogramme (s. z.B. BFN 1997, STICKROTH et al. 2003). Außerdem sind die Arbeiten von PETERSEN et al. (2003, 2004) bzw. ELLWANGER et al. (2004) hervorzuheben, die als Grundlage des Monitorings und der Berichtspflichten für die Arten der FFH-Richtlinie zumindest zu nationalen Verbreitungsübersichten geführt haben. Auch auf den wahrscheinlich noch 2007 erscheinenden Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands (TRAUTNER et al.) soll hier hingewiesen sein. Schließlich gibt es für mehrere Einzelarten bundesweite Analysen, aus denen Karten zur Verbreitung und z.T. zur Dichte resultieren und die teilweise in o.g. Werke eingeflossen sind. Insbesondere sind hier Arbeiten zu den größeren Säugetierarten zu nennen (z.B. Fischotter: TEUBNER et al. 1999, REUTHER 2004, Rothirsch: WOTSCHIKOWSKY et al. 2006).

Entscheidend für die Verwendung von Daten zu Artvorkommen in Verbundplanungen ist jedoch die Qualität der Informationen. Nach der räumlichen Genauigkeit der Kartierung können zwei grundsätzliche Typen unterschieden werden:

- Kartierungen, die als Bezugseinheiten festgelegte Unterteilungen der Topografischen Karten besitzen („Rasterkartierungen“)
- Kartierungen, bei denen fundortgenaue Daten („Punktdaten“) erhoben werden

Bei den Rasterkartierungen kann es unterschiedliche Bezugeinheiten geben. Häufig werden Quadranten (35 km²) oder auch Viertelquadranten der Topografischen Karte 1:25.000 genutzt. Die räumliche Genauigkeit der Rasterkartierungen ist entsprechend gering; sie werden im Wesentlichen konzipiert, um die Verbreitung von Arten abzubilden oder um Veränderungen dieser zu erkennen (Monitioringansatz), womit grobe Bestands- und Gefährdungseinschätzungen möglich sind. Punktdaten werden für kleinmaßstäbliche Darstellungen oft auf Rasterbasis abgebildet; eine veröffentlichte Rasterkarte bedeutet also nicht, dass keine fundortgenauen Daten vorliegen, die für die fachliche Arbeit verwendet werden können. Liegen Punktdaten vor, kann der Fundort je nach Datenqualität relativ genau nachvollzogen werden. Oftmals sind an das einzelne Vorkommen noch

Bestandsangaben gekoppelt. Punktdaten ermöglichen im GIS zumindest theoretisch eine nachträgliche Zuordnung eines Artvorkommens zu einer kartierten Lebensraumfläche. Sie sind somit für Verbundplanungen interessant. Nur muss generell eingeschätzt werden, dass hinsichtlich fundortgenauer repräsentativer (faunistischer) Daten und ihres (nationalen) Managements ein enormes Defizit besteht (bereits FINK & NOWAK 1983, aktuell und speziell bei HONDONG 2002), was auch im internationalen Maßstab auffällt (vgl. JUNGBLUTH 1991). Allein für eine vorläufige Liste von ca. 80 Arten bundesweit bedeutsamer Zielarten für den Biotopverbund (ULLRICH et al. 2004) kommen FUCHS et al. (2007a) zu der Aussage, dass nur für ca. 20 Arten überwiegend fundortgenaue Angaben vorliegen. Ansonsten gibt es meist Daten aus Rasterkartierungen in verschiedener Genauigkeit, die für Verbundplanungen nur bedingt geeignet sind. Fundortgenaue (digitale) Daten sind insbesondere für die Flächenbundesländer Bayern, Sachsen-Anhalt und Thüringen vorhanden; für bestimmte Artengruppen auch für Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. Zu erwähnen ist insbesondere die „Artenschutzkartierung“ im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms Bayerns, die mit Abstand die umfangreichsten Daten enthält. Unter den Arten mit Punktdaten sind viele Arten zu finden, die so selten sind, dass ein ‚bundesweiter‘ Datensatz nicht besonders umfangreich ist und Aussagen für einen überörtlichen Verbund damit maximal für kleine Teilgebiete abzuleiten sind (z.B. Großtrappe, Steinbock, Östliche Smaragdeidechse, Gefleckte Schnarrschrecke usw.).

Ein großes Problem besteht zusätzlich darin, dass die meisten fundortgenauen Daten streng genommen nicht für Schwerpunktsetzungen oder für Vergleiche zwischen Gebieten herangezogen werden dürften, weil sie nicht repräsentativ erhoben sind. Die Fundorte oder die daraus abgeleiteten Karten spiegeln oft nicht die Artvorkommen wider, sondern die Schwerpunktgebiete, in denen Kartierer und ehrenamtliche Beobachter überhaupt aktiv waren.

Während bei den Verbreitungskarten auf Rasterbasis einige Fortschritte erzielt worden sind (s. o.g. Beispiele für bundesweite Verbreitungskarten), liegt das Hauptproblem nach wie vor also in der bundesweiten Erhebung und Zusammenführung fundortgenauer Daten. Eine solche Erfassung wäre insbesondere für eine gezielte Auswahl von gefährdeten Arten und/ oder von Arten mit guten Indikatoreigenschaften erforderlich, wobei die Arten der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie oder anderer internationaler Abkommen sicher besonders beachtet werden können, deren Erfassung aber in ein integriertes nationales Gesamtkonzept eingebettet werden sollte (s. Kapitel 5.4.5) Bei den Artenerhebungsprogrammen wird man sich allein aus Aufwandsgründen zunächst auf die Artengruppen beschränken müssen, die für naturschutzfachliche Erhebungen zu Planungs- bzw. Monitoringzwecken vordringlich empfohlen werden (s. PLACHTER 1989, GROSSER 1990, RECK 1990, 1992, TRAUTNER 1992, EIKHORST 1992, FINCK et al. 1992, SPANG 1992, STEFFENS et al. 1994, BRINKMANN 1998, VUBD 1999).

Bedauerlich ist, dass Ansätze für die gezielte Auswahl von Arten bereits existieren, aber nur noch teilweise (für Vögel) weiter verfolgt werden (können). Beispielsweise umfasste der so genannte 100-Arten-Korb (Schlüsselartensystem für ein Naturschutzmonitoring) 184 Arten, wobei charakteristische Arten aus über 20 Artengruppen für vorrangig gefährdete Lebensraumtypen oder Arten mit hohem ‚Mitnahmeeffekt‘ für weitere gefährdete Arten ausgewählt wurden (SCHLUMPRECHT 2000, BÜRO FÜR ÖKOLOGISCHE STUDIEN 2001). Zwar handelte es sich um einen integrierten Index, der auf Basis repräsentativer Stichproben und nicht auf Grundlage von Vollerfassungen ermittelt werden sollte, jedoch zeigte die Artenauswahl in die richtige Richtung. Gegenwärtig laufen nur für die Artengruppe der Vögel bundesweite Erfassungsprogramme, die u.a. zur Bildung des Nachhaltigkeitsindikators für die Artenvielfalt (ACHTZIGER et al. 2003, 2004, DOERPINGHAUS 2003) herangezogen werden. Diese sind gute und wichtige Projekte, für deren Zustandekommen auch im ehrenamtlichen Bereich viel Kraft investiert wurde; sie untersuchen jedoch stichprobenartig die „Normal-

landschaft“ (MITSCHKE et al. 2005) für die Aufstellung von ‚politischen‘ Indikatorenindices und sind nicht explizit auf (vollständige und fundortgenaue) Erfassung gefährdeter bzw. indikatorisch wichtiger Arten aus mehreren Gruppen ausgerichtet, zu denen Kenntnisse über konkrete Vorkommen und Bestände als Grundlage für gezielte (nationale) Schutz- und Verbundkonzepte nötig wären (vgl. MÜLLER-MOTZFELD 2000).

### 5.2.5 Daten zu abiotischen Standortfaktoren (Entwicklungspotenziale)

Gerade konzeptionelle Planungen können nicht nur vom gegenwärtigen Zustand der Landschaft ausgehen, sondern benötigen auch Informationen zum Entwicklungspotenzial für Lebensräume. Als Quellen dafür kommen alle Daten/ Karten zu den wichtigsten Standortfaktoren in Frage, die allerdings kombiniert werden müssen, um potenzielle Lebensräume abzubilden. Auf der überörtlichen Ebene können Modelle zur ‚Habitateignung‘ oder potenziellen Lebensraumfunktion von Flächen aufgrund der kleinmaßstäblichen Grundlagen allerdings nicht die Güte erreichen, die in großen Maßstäben mit ‚besseren‘ Daten erzielt werden können (Übersicht s. z.B. DORMANN et al. 2004). Verwendbar sind z.B. Geologische Karten, Bodenkarten, agrarökologische Spezialkarten, Hydrologische und Hydromorphologische Karten, Klimakarten sowie Geländemodelle (Meereshöhen/ Exposition). Sehr wichtig ist jedoch, dass die Informationen zu den Entwicklungspotenzialen in einem entsprechenden Maßstab zur Verfügung stehen. Wenn z.B. die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung in Verbindung mit den Ergebnissen der CIR-BNTK einer Verbundplanung zu Grunde liegen, würden eigentlich Potenzialdaten im Erfassungsmaßstab von 1:10.000 oder 1:25.000 benötigt, die dann auch eine hinreichend differenzierte Typenklassifizierung beinhalten. Dies ist im Regelfall nicht gegeben. Bei den digitalen Bodenkarten (BK) beispielsweise, die eine zentrale Rolle bei der Abbildung von Entwicklungspotenzialen spielen, sind heute die Informationen meist nur bis in den Maßstab 1:50.000 (BK 50) vorhanden. Flächendeckung ist allerdings nur für Nordrhein-Westfalen, Hessen und Niedersachsen erreicht, ansonsten sind bisher nur unterschiedlich große Teilgebiete der Bundesländer bearbeitet (ADLER 2001, GEHRT 2006). Weit fortgeschritten ist die z.B. Bearbeitung in Sachsen, wo etwa die Hälfte der Kartenblätter digital verfügbar ist (Stand Februar 2007, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2007). In wenigen Bundesländern (z.B. Baden-Württemberg, Schleswig-Holstein) werden digitale Bodenkarten im Maßstab 1:25.000 vorgehalten, wobei zu erwähnen ist, dass insbesondere die hessischen BK 50 aufgrund ihrer Abbildungsgenauigkeit eigentlich eher dem Maßstab 1:25.000 entsprechen (GEHRT 2006).

Während die Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 von den entsprechenden Landesfachbehörden erarbeitet werden, liegt die Erstellung der Bodenübersichtskarten in der Zuständigkeit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000, die auf die Arbeiten der Länder aufbaut, ist für ca. 50 % der Fläche der Bundesrepublik fertig gestellt. Weitere ca. 15 % sind geplant bzw. bereits in Bearbeitung (Stand Januar 2007, BGR 2007).

Die praktikabelste Möglichkeit, Entwicklungspotenziale zu berücksichtigen, würde die Nutzung digitaler Karten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (hpnV oder oft kurz pnV) im entsprechenden Maßstabsbereich bieten. Das Konzept der pnV (TÜXEN 1956, weiterentwickelt z.B. von KOWARIK 1987, LEUSCHNER 1997, KAISER & ZACHARIAS 1999) integriert bereits zahlreiche Standortfaktoren und bildet die jeweilige „höchstentwickelte“ Vegetation ab. Selbstverständlich ist es nicht (nur) die Klimax- bzw. Waldgesellschaft, die für die hier verfolgten Zwecke interessant ist, sondern vielmehr die gesamten „standortsökologisch homologen Vegetationsreihen“ (SCHLÜTER 1981, 1984) von natürlichen oder anthropogenen Entwicklungsstadien, die hinter dem Begriff der pnV-Einheiten gesehen werden können (s. z.B. BDLA 1992, SCHMIDT 1998). An dieser Stelle soll angemerkt werden, dass aktuell ausgeprägte Landnutzungen (Datengrundlage s. Kapitel 5.2.2),

die auf eine standörtliche Verwandtschaft mit entsprechenden Ziellebensräumen hinweisen, natürlich ebenfalls gute Hinweise auf entsprechende Entwicklungspotenziale geben können. Bei den Karten der hpnV herrscht bundesweit eine ähnliche Situation wie bei den Bodenkarten (letzte Übersicht s. SCHRÖDER 1999). Die digitalen Karten reichen in der Regel maximal bis zum Bezugsmaßstab 1:50.000; in dieser Qualität liegen sie allerdings nur für wenige Bundesländer flächendeckend vor. Dies sind einige der östlichen Länder, so z.B. in Sachsen, Sachsen-Anhalt und (bald) Thüringen, wo u.a. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundes zur Erstellung der Karten durchgeführt wurden. In Niedersachsen wird die hpnV aus der Boden(übersichts)karte 1:50.000 durch eine einfache Verknüpfung ‚automatisiert' abgeleitet (KAISER & ZACHARIAS 2003). Eine Ausnahme bildet Rheinland-Pfalz, wo flächendeckend digitale Karten im Maßstab 1:10.000 vorhanden sind. Für die anderen Länder sind lediglich digitale Übersichtskarten zur hpnV im Maßstab 1:200.000 oder 1:500.000 vorhanden oder geplant. Diese Übersichtskarten existieren in der Regel auch für die Länder, die über Kartenwerke im Maßstab 1:50.000 verfügen.

Wie eingangs erwähnt, ist auch der Maßstab 1:50.000 der Boden- bzw. hpnV-Karten zu klein, um im Zusammenspiel mit den Daten zu den vorhandenen kartierten Lebensräumen oder Arten plausibel potenzielle Verbundstrukturen aufzuzeigen. Das liegt darin begründet, dass aufgrund der maßstabsbedingten Generalisierung selbst im Maßstab 1:50.000 die für den Biotopverbund wichtigen kleinräumigen Konfigurationen von potenziellen Standorten der Mangelhabitate, an die zahlreiche gefährdete Arten gebunden sind, überwiegend nicht abgebildet sind. So werden kleinflächige Trockenstandorte wie z.B. Bereiche mit Rendzinen an kleineren Hängen oder auf Kuppen mit Gesteinsdurchragungen inmitten der weit verbreiteten Braunerden nicht sichtbar. In den Arealen feuchter bis nasser Böden (z.B. Gleye), die auch beträchtliche Ausdehnungen haben können, ist es in dem Maßstabsbereich nicht möglich, besonders feuchte bis nasse Flächen zu selektieren, die z.B. für einen geplanten Verbund der Feuchtlebensräume wichtige Anhaltspunkte geben würden.

### 5.2.6 Schlussfolgerungen

Auf Basis der hier sehr gestrafft wiedergegebenen Einschätzung zur ‚deutschen Datenlage' für den Zweck der Planung von Verbundsystemen auf den überörtlichen Ebenen können zusammenfassend folgende Aussagen abgeleitet werden:

Aktuell reichen die vorhandenen artenbezogenen Daten nicht aus, um auf deren Basis artengruppenübergreifende Verbundkonzepte für große Gebiete wie etwa für ein Bundesland zu konzipieren (s. auch SZEKELY 2006: 20). Dafür sind zu wenige Arten bzw. Artengruppen repräsentativ erfasst, was dazu führt, dass eine auf einer solchen Grundlage erstellte Analyse bzw. Planung zahlreiche wichtige (aber nicht faunistisch untersuchte) Lebensraumflächen und damit auch wichtige räumlich-funktionale Beziehungen schlichtweg ‚vergessen' würde. Schon ganz allein deshalb ist es, wenn man die gesamte Arten-Biodiversität im Auge hat, geboten, Verbundzustände und -erfordernisse primär anhand von Daten zu den Lebensräumen aufzuzeigen. Diesbezüglich stehen bessere (wenn auch verbesserungswürdige) Informationen zur Verfügung. Vorliegende, hinreichend genaue artspezifische Angaben können und müssen jedoch genutzt werden, um einerseits die ‚Gültigkeit' von Verbundsystemen zu prüfen, die auf der Basis von Biotoptypen gebildet wurden und andererseits, um (mit aller Vorsicht) planerische Prioritäten zu setzen.

Obwohl auch die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen zusammen betrachtet viele Unzulänglichkeiten aufweisen, beinhalten sie in den meisten Bundesländern die derzeit genauesten naturschutzfachlich abgeleiteten Flächenabgrenzungen zu den gefährdeten Lebensräumen. Damit rücken die digitalen Daten der selektiven Biotopkartierungen ins zentrale Blickfeld für eine Verar-

beitung im GIS zum Zweck der Planung von Verbundsystemen. Für die überörtlichen Planungsebenen sind Alternativen dazu mittelfristig nicht in Sicht.

Da die selektiven Biotopkartierungen nur für die als naturschutzfachlich wertvoll empfundenen Flächen genauere Informationen erheben und für Überlegungen zum Verbund auch räumliche Informationen zu Flächenwiderständen und Barrieren verfügbar sein müssen, werden zudem möglichst genaue flächendeckende Daten zu den Biotoptypen bzw. zur Landnutzung benötigt. Dafür eignen sich momentan die Daten der Colorinfrarot-Luftbild-gestützten Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (CIR-BNTK) am besten, die allerdings nur für die östlichen Bundesländer und für Schleswig-Holstein vorliegen. In anderen Gebieten muss auf das Digitale Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) zurückgegriffen werden, was Einschränkungen mit sich bringt. Vor der Verwendung der Daten des CORINE Land Cover und des Digitalen Landschaftsmodells 1:250.000 wird aus den erörterten Gründen gewarnt; diese Grundlagen sind eigentlich nur für sehr grobe Betrachtungen (z.B. bezüglich eines großräumigen Waldverbundes) geeignet.

Die flächendeckenden Daten der CIR-BNTK haben den zusätzlichen Vorteil, dass aus Ihnen gegebenenfalls ergänzend zu den Daten der selektiven Biotopkartierungen Informationen zu den für Verbundplanungen besonders relevanten Lebensraumtypen extrahiert werden können, was mit dem Basis-DLM 25 nur sehr begrenzt möglich ist. Für bestimmte Anspruchstypen ist es vorstellbar, allein auf Basis der Daten der CIR-BNTK Verbundüberlegungen anzustellen; so z.B. für die Anspruchstypen der Wälder, für die in den Daten der CIR-BNTK neben den Baumarten auch die Altersstufen vorliegen. Dies ist auch deshalb oft weiter führend, weil die selektiven Biotopkartierungen hier gebietsweise erhebliche Mängel aufweisen können (fehlende oder unzureichend konzipierte Waldbiotopkartierung). Insbesondere im Offenland (Grünlandtypen) können die Daten der CIR-BNTK jedoch eine recht hohe Fehlerquote in den Interpretationsergebnissen aufweisen, womit sich eine Verwendung in dieser Hinsicht wohl weitgehend verbietet. Außerdem ist bei einer Kombination von Flächen aus den selektiven Biotopkartierungen mit denen aus den CIR-BNTK zu berücksichtigten, dass die Geometrien in der Regel nicht übereinstimmen, was zu Ungenauigkeiten führt. Dies scheint jedoch für die Arbeit in kleinen Maßstäben noch hinnehmbar, zumal in der selektiven Biotopkartierung meist Komplexe kartiert wurden, mit denen ein genauer Lagebezug für eine Lebensraumfläche auch nicht herstellbar ist.

Vor dem Hintergrund dieser Zusammenhänge muss explizit hervorgehoben werden, dass es mit der Verwendung der heute im Regelfall für die überörtlichen Ebenen zur Verfügung stehenden Daten generell nur eingeschränkt gelingen kann, eine räumlich sehr präzise Aussagekraft zu erlangen. Damit wird auch klar, dass es nicht zweckmäßig und auch nicht zulässig ist, differenzierte Modelle und Regeln z.B. aus der Populationsökologie in diese Raumebene zu übertragen, weil dies zu Scheingenauigkeiten führen würde.

Hinsichtlich der Ermittlung von Entwicklungspotenzialen wird man im Regelfall bei den Vorbereitungen zu GIS-gestützten überörtlichen Verbundplanungen auch auf lange Sicht vor dem Problem stehen, dass die Informationen nicht aus landesweit vorliegenden digitalen Daten entnommen werden können, sondern dass diese je nach Situation aus verschiedensten (analogen) Quellen und/ oder Experteneinschätzungen aufbereitet werden müssen. Für den Bereich der Feuchtlebensräume kann das z.B. ein Datensatz aller Niedermoorstandorte mit auch heute noch hohem Regenerationspotenzial/ Grundwasserstand sein (Beispiel für Brandenburg: LANDGRAF & SCHULTZ-STERNBERG 2001, 2004, s. Abb. 58). Ein weiteres Beispiel sind der Karten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) der DDR im Maßstab 1:25.000.

Karten zu den Böden und/ oder zur potenziellen natürlichen Vegetation im Maßstab von mindestens 1:50.000, wie sie in Teilgebieten Deutschlands vorliegen, können jedoch für einige Anspruchs-

typen von Arten eine Quelle zur Ermittlung hinreichend genau abgegrenzter Potenzialflächen darstellen. Dies wird im Einzelfall zu prüfen sein.

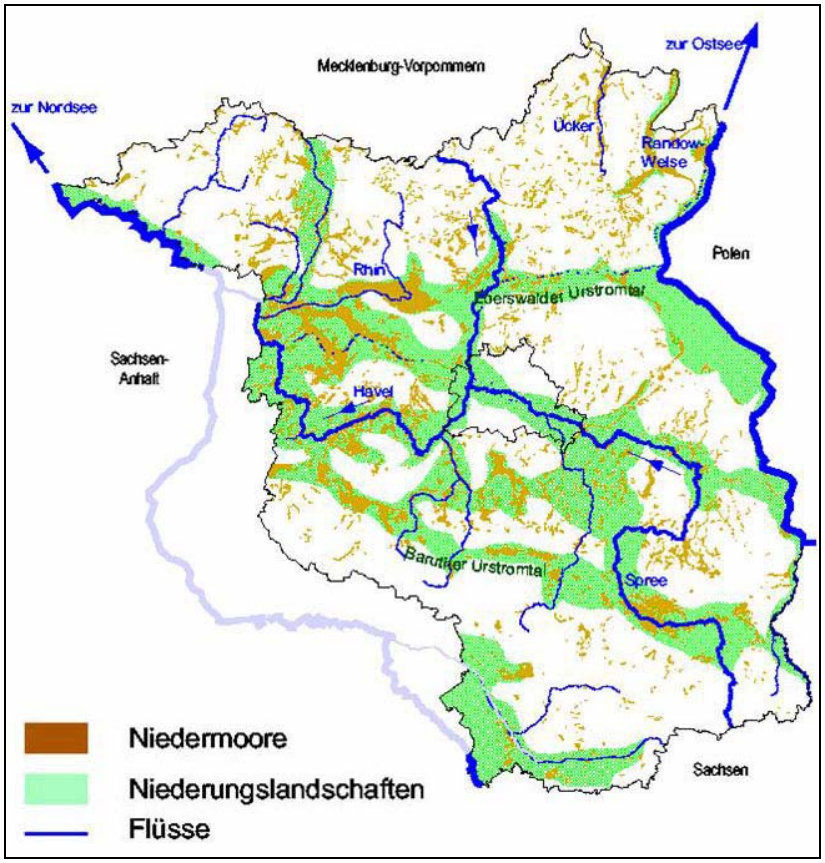



Abb. 58: Karte der Niedermoorstandortpotenziale Brandenburgs (LANDGRAF & SCHULTZ-STERNBERG 2001, 2004)

Aus den bisherigen Darlegungen geht hervor, dass es neben grundsätzlichen Sachverhalten bezüglich hinreichend genauer Geodaten zu den Entwicklungspotenzialen insbesondere bei den eigentlichen Fachdaten des Arten- und Biotopschutzes Defizite gibt. Damit entstehen Probleme, die nicht nur auf GIS-Anwendungen beschränkt sind, sondern die generell bei allen mittel- bis kleinmaßstäblichen Analysen und Planungen auftreten, bei denen Daten nicht erst erhoben werden können (der Regelfall!). Es gibt in Deutschland weder eine einheitliche repräsentative Datenbasis für Analysen zu den gefährdeten bzw. schutzwürdigen Lebensraumtypen, noch für die entsprechenden Arten. Die selektiven Biotopkartierungen vieler Länder produzieren heterogene Daten, stehen vor einem Aktualisierungs- und Präzisierungsdefizit oder drohen in solche zu geraten. Bei den Arten ist die Situation noch inhomogener; durchschnittlich ist das Defizit hier noch viel größer. Für beide Aufgabengebiete gibt es, bis auf wenige Teilbereiche, keine nationale Koordinierung (Finanzen, Zeitpläne), Zusammenfassungen (Datenbanken und GIS) und Auswertungen (abrufbare Datensätze, regelmäßige Berichte). Daneben sind nur für Teile der Bundesrepublik (CIR-BNTK Ostdeutschlands) genauere flächendeckende Informationen zu den Landnutzungen bzw. Biotoptypen vorhanden. Alle diese Punkte werden auch von FINCK et al. (1997) mit am deutlichsten herausgehoben. Hoffnungen hinsichtlich der Verbesserungen, die die Fernerkundung mit sich bringen könnte, müssen sich erst noch bestätigen (Stichwort „DeCover“).

Sicherlich haben sich insgesamt die (digitalen) Datengrundlagen im letzten Jahrzehnt verbessert; jedoch sind auch die Erfordernisse zum Schutz der Natur umfassender geworden, weil die Be-

standsrückgänge von vielen Arten und Lebensräumen nach wie vor anhalten. Damit stiegen auch die Anforderungen an belastbare Grundlagendaten, selbst wenn dies vielen Verantwortlichen erst wieder durch Initiativen zum Schutz der Biodiversität und die nachfolgende (indirekte) Einflussnahme zur Verbesserung der Datenlage von Seiten der Europäischen Union (z.B. FFH-Monitoring, SUP) nahe gebracht wurde. Neuere nationale gesetzliche Initiativen zur „Umweltbeobachtung“ (§ 5 BNatSchG) sind wenig praxisrelevant, wenn nicht genau geregelt wird, wie z.B. die selektive Biotopkartierung, das Tierartenmonitoring und eine flächendeckende Kartierung der Biotoptypen in Abstimmung mit den Ländern (Inhalte, Finanzen) bundesweit vergleichbar in regelmäßigen Abständen organisiert werden können.

Obwohl eine Gefahr zur Pauschalisierung besteht, muss hier die Befürchtung ausgesprochen werden, dass sich die Diskrepanz zwischen der Qualität (inkl. der Heterogenität) der Grundlagendaten und den Anforderungen aus verschiedensten Teilgebieten des Naturschutzes bzw. der Umweltplanung zunehmend erhöht. Dies betrifft ganz besonders die nationale Tierartenerfassung, wo bereits die Ansätze für relativ wenige Arten nicht weiter verfolgt werden (z.B. 100-Arten-Korb, s.o.).

Für den hier fokussierten Zweck und auch für viele andere Bereiche des Naturschutzes und der Umweltplanung ist es in Zukunft erforderlich, dass Folgendes erreicht wird:

**1. Flächendeckende Biotoptypenkartierung mit einheitlicher Methodik**

Für Deutschland sollte eine einheitliche, flächendeckende und regelmäßig aktualisierte Datenbasis zu den Biotop- bzw. Nutzungstypen geschaffen werden, die mindestens eine mit den Ergebnissen der bisherigen CIR-BNTK der östlichen Bundesländer vergleichbare Qualität erreicht. Dazu müssen (zusätzlich) die Möglichkeiten der (semi-)automatischen Klassifikation von Satellitenbildern oder digitalen Luftbildern tatsächlich ausgeschöpft bzw. weiter entwickelt werden. Dringend zu empfehlen ist die Integration der jeweils aktuellen Verkehrsnetze und Siedlungsabgrenzungen des auf Vermessungsdaten beruhenden ATKIS Basis-DLM in diese Flächeninformationen (s. auch SEILER et al. 2004). Obwohl die Nutzung von Satellitendaten für diese Aufgabe nicht die einzig denkbare Lösung darstellt (s. CIR-BNTK), wird zukünftig diesen Ansätzen hier deutschlandweit die größte Erfolgsaussicht eingeräumt. Allerdings ist einschränkend hinzuzufügen, dass, wenn es nicht mit den „Ergänzungsdiensten“ von „DeCover“ gelingt, die erforderlichen genauen naturschutzfachlichen Daten zu erarbeiten und vorzuhalten, die derzeit einzige Möglichkeit der deutschlandweit einheitlichen Nutzung von Satellitendaten für Zwecke des Naturschutzes und der Umweltplanung wahrscheinlich auf längere Sicht verspielt wird. Dann setzt auch hier genau die Entwicklung ein, die bisher zu den typischen heterogenen Datenstrukturen in anderen Bereichen geführt hat. Sobald auch für große Gebiete eine zufrieden stellende Klassifizierungsgüte mit den (halb)-automatischen Methoden erreicht werden kann, werden einige Länder diese Möglichkeiten nutzen, um z.B. die FFH-Berichtspflichten auf Basis flächendeckender Klassifikationen maßgeblich zu unterstützen, aber national einheitliche Grundlagendaten fehlen dann weiterhin.

**2. Integrierte Fortführung der selektiven Biotopkartierung**

Da man wahrscheinlich weder mit der (semi-)automatischen Interpretation von Satellitenbildern/ digitalen Luftbildern noch mit visueller Interpretation der CIR-Luftbildern jemals in der Lage sein wird, alle naturschutzfachlich bedeutsamen Biotoptypen (z.B. besonders geschützte Biotope nach § 30 BNatSchG, FFH-Lebensraumtypen) mit hinreichender Sicherheit zu erkennen und ihren Erhaltungszustand zu erfassen, kann hier nur die konsequente Fortführung der selektiven Biotopkartierung und eine GIS-gestützte Pflege der Datenbestände Abhilfe schaffen. Die selektive Biotopkartierung sollte national (wieder) besser abgestimmt und auch (finanziell) unterstützt werden. Erforderlich ist ein bundesweiter Kartierschlüssel, der in der Lage ist, die Schlüssel der Bundesländer zu integrieren (mit dem aktuellen Bundesschlüssel als Ausgangspunkt, RIECKEN et al. 2003). Das be-

deutet auch, dass Passagen der Schlüssel der Bundesländer angepasst werden müssten. Auf der Basis eines bundesweiten Kartierschlüssels kann auch eine fachlich begründete und an die aktuellen Aufgaben (z.B. FFH-Berichtspflicht) angepasste Abstimmung darüber erfolgen, welche Typen (ggf. in welchen Naturräumen) in allen Ländern zu (nachzu)kartieren wären, um endlich eine verlässliche Datenbasis zu schaffen. Die Kartierung von Biotopkomplexen bzw. die fachliche Abgrenzung der Komplexe müsste grundsätzlich überdacht und vereinheitlicht werden, da die Komplexe bei der späteren Verwendung bzw. Auswertung der Daten teilweise erhebliche Probleme bereiten.

Mit den (verbesserten) Ergebnissen selektiver Biotopkartierungen bzw. ihrer Aufbereitungen, deren digitale Erfassungsgrundlage ebenfalls die Geometrien des ATKIS Basis-DLM sein sollten, könnten schließlich die flächendeckenden Daten zu den Biotoptypen (s.o.) präzisiert und auch in einem gemeinsamen Datenpool vorgehalten werden. Wenn eine qualitativ hochwertige, flächendeckende Biotoptypenkartierung organisiert wird, wäre es auch denkbar, die selektiven Kartierungen zielgerichtet zu unterstützen. Bestimmte Biotoptypen sind bereits heute gut mit den Methoden der Fernerkundung bzw. Luftbildinterpretation zu erkennen.

**3. Verknüpfung von (selektiver) Biotop(typen)kartierung und Artenerfassung**

Als ganz entscheidendes Element der Qualitätsverbesserung zukünftiger Naturschutzfachdaten wird die Verknüpfung von (selektiver) Biotop(typen)kartierung und Artenerfassung angesehen, was zunächst einmal eine intensivierte Abstimmung und Zusammenarbeit von „Biotopschutz“ und „Artenschutz“ in den Behörden aller administrativen Ebenen erfordert. Dies betrifft z.B. die Zielsetzungen (Artenauswahl), Kartieranleitungen, Datenerfassung, -kompilierung, -auswertung und -vorhaltung. Weiterhin sind schwerpunktmäßig im Bereich der Tierartenerfassung Organisationsstrukturen (notfalls artengruppenweise) notwendig, die es ermöglichen, nichtstaatliche Initiativen bzw. ehrenamtlich arbeitende Experten und staatliches Handeln zur Verbesserung der Datenbasis des Naturschutzes insgesamt zu vereinen. Der Staat muss dabei nicht immer federführend sein, jedoch darf er auch zukünftig nicht aus seiner verfassungsmäßig verankerten Verantwortung (Artikel 20a Grundgesetz) entlassen werden. Nichtstaatliche Organisationen haben oftmals ein größeres Innovationspotenzial, weil sich die engagierten Personen auf die fachliche Arbeit konzentrieren können und damit eine zielgerichtetere Arbeit möglich ist.

Anstrebenswert sind Informationssysteme, die flächenbasiert die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung und der Artenerfassung vereinen, d.h. gezielt auch Flächen integrieren, bei denen wertvolle Artvorkommen bekannt sind bzw. nachträglich erhoben wurden. Dies gilt besonders für Biotoptypen, die nicht als besonders wertvoll gelten oder besonders geschützt sind. Fiktive Beispiele dafür wären z.B. ein Kleingewässer ohne besondere Strukturmerkmale, das aber trotzdem Laichplatz des Kammmolches ist oder eine nicht mehr genutzte Industriedeponie, die eine lokale Population der Blauflügeligen Ödlandschrecke beherbergt. Die Zielvorstellung wäre, dass erhobene Artdaten kombiniert oder schnell kombinierbar mit den Daten (selektiver) Biotop(typen)kartierungen gepflegt würden. Sicher ist es in vielen Fällen schwierig, eine Verknüpfung zwischen Nachweis und Lebensraumfläche herzustellen. Gerade bei Raum beanspruchenden Arten (große bzw. mobile Wirbeltiere) ist dies nicht immer möglich, doch bei der Mehrzahl der relevanten Arten lässt sich zumindest die Fortpflanzungsstätte mit kartierten Lebensraumflächen in Verbindung bringen. Zur Unterstützung weiterführender Analysen oder eben einer Verbundplanung besteht dann die Möglichkeit, über Nachbarschaftsanalysen bzw. grobe Habitatmodellierung auf Basis flächendeckender Biotoptypeninformationen ein Bild über das mögliche Teilhabitatsystem zusammenzusetzen.

Die drei hier formulierten Anforderungen wirken zwar sehr ambitioniert, doch bestünden theoretisch in Deutschland trotz aller Schwierigkeiten gute Vorraussetzungen zur Schaffung einer solchen einheitlichen Datenbasis. Deutschland ist vergleichsweise gut durchforscht, in den Landesfachbe-

hörden und auch bei vielen nichtstaatlichen Gruppen (hier insbesondere hinsichtlich der Arten) liegen genug fachliche Erfahrungen vor, die, durch konstruktive Arbeitsgruppen zusammen gebracht, sicher nationale Lösungen aufzeigen könnten. Die technischen Voraussetzungen (GIS und Datenbanken mit entsprechenden Schnittstellen) sind dafür auch längst gegeben; nur müssten für ein solches langfristiges Vorhaben gezielt Forschungsmittel eingesetzt werden und das Management sicher gestellt sein. Man kann allerdings in der Literatur zehn und mehr Jahre zurückgreifen und findet ähnliche Aussagen, wie sie hier gemacht wurden (s. z.B. KAULE & HENLE 1991, BFN 1997). Es wird deutlich, dass die Anstrengungen außerordentlich verstärkt werden müssten, um tatsächlich den Erfordernissen gerecht zu werden.

## 5.3 Eignung bestehender GIS-basierter Modelle und Konzepte

### 5.3.1 Übersicht

Die Untersuchung der Eignung wird nur unter dem speziellen Blickwinkel der Arbeit durchgeführt, d.h. im Fazit sollen Aussagen dazu möglich sein, welche bestehenden GIS-basierten Modelle und Konzepte (oder Teile dieser) die formulierten Anforderungen (s. Kapitel 5.1) erfüllen könnten. Eine Übersicht zum Leistungsumfang aller Ansätze ist unmöglich. Zu berücksichtigen ist besonders, dass die meisten der hier angesprochenen Modelle und Methoden zwar im Zusammenhang mit ‚Konnektivität' oder ‚Verbund' stehen, aber nicht für die Erarbeitung von überörtlichen Verbundsystemen konzipiert wurden. Letztlich läuft es darauf hinaus, dass bei dieser Planungsaufgabe nicht die Deskription der in Geodaten bereits vorhandenen Flächen(abgrenzungen) mittels GIS im Vordergrund stehen kann, sondern dass zusätzlich konkrete, essenzielle Verbundflächen bzw. überörtliche Korridore generiert werden müssen.

Grundsätzlich gestaltet es sich schwierig, GIS-Methoden zu systematisieren, da je nach Aufgabe fast immer kombinierte Lösungen erarbeitet werden (müssen). Die nachfolgende Gliederung ist daher eher eine ‚künstliche' Aufteilung, die nur die Hauptrichtungen abbilden soll, um Anknüpfungspunkte für eine Diskussion und ein Fazit zu bilden. In grober Anlehnung an BLASCHKE (2000a), der GIS-Methoden zur „Verbesserung der Vernetzung von Landschaftselementen" systematisiert, können folgende Ansätze unterschieden werden:

- einfache *Buffer*- und *Overlay*-Techniken
- Prognosemodelle der Populationsökologie
- Konzepte der *landscape metrics*
- Kostenoberflächen und darauf basierende Funktionen

Auf eine Erläuterung einfacher *Buffer*- und *Overlay*-Techniken wird hier vorerst verzichtet; sie werden gemäß der Zielstellungen der Arbeit (Kapitel 2.4, Punkt 4) anschließend (Kapitel 6.1) aufgegriffen. Auf die Bedeutung der **deskriptiven Maße der *landscape metrics*** wird aufgrund ihrer z.T. die Literatur beherrschenden Stellung näher eingegangen. Die auf **Kostenoberflächen basierenden Funktionen** werden heute in vielen planungsorientierten Ausbreitungs- bzw. Korridormodellen angewandt. An erster Stelle der Übersicht sollen die prozessorientierten Simulationen aus der populationsbezogenen Forschung, hier zusammenfassend als **Prognosemodelle der Populationsökologie** bezeichnet, stehen. Weitere von BLASCHKE (2000a) aufgeführte Ansätze stellen überwiegend Kombinationen oder Teile der hier formierten Haupttypen dar. Genannt seien als Beispiele die Projektionen von abstrakten Kostenoberflächen auf diskrete Flächen (z.B. auf Flurstücke) oder die Szenariotechnik, oft angewendet bei der Variantenbewertung z.B. in UVS oder SUP, die sich stets auch der anderen Methoden bedient.

### 5.3.2 Prognosemodelle der Populationsökologie

Bei den populationsbezogenen Modellen zur Konnektivität können „Inzidenzmodelle“ und „individuenbasierte Modelle“ unterschieden werden. Es muss vorweg genommen werden, dass die meisten Modelle zwar computergestützt mit statistischen Ansätzen arbeiten, aber nicht unbedingt mit GIS gekoppelt sein müssen. Individuenbasierte Modelle simulieren z.B. die Immigration und Emigration von Individuen, um die Besiedlung von Habitaten in Metapopulationen bzw. die Konnektivität zwischen den Teilpopulationen zu prognostizieren. Dies geschieht auf Basis von quantitativen Daten zur Biologie, Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten der betrachteten Art sowie Informationen zur Habitatkapazität und strenggenommen auch zur umweltbedingten Varianz und Dichteregulation. Diese erforderlichen Informationsdetails, von denen viele nur in aufwändigen Freilandstudien gewonnen werden können, sind auch der entscheidende Unterschied zu den „Inzidenzmodellen“, mit denen die Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art auf Habitatflächen (Inzidenz) berechnet wird. Dies erfolgt mit ‚repräsentativ‘ im Feld erhobenen Daten zu Lage (Distanzen) und Größen der Habitatflächen sowie zur Anwesen- oder Abwesenheit der Art auf den Flächen. Letztere müssen mindestens 3 Jahre lang erhoben werden. Diese Daten werden dann meist über logistische Regressionen zueinander in Beziehung gesetzt und es ist damit möglich, Besiedlungswahrscheinlichkeiten verschieden großer Flächen in Abhängigkeit von ihrer Konfiguration vorherzusagen (nach RASSMUS et al. 2003). Mit der Inzidenzfunktion von HANSKI (HANSKI 1994 / *incidence function*, HANSKI et al. 1994) lässt sich auf Basis von Aussterbe- und Kolonisationswahrscheinlichkeiten bestimmen, mit welcher Wahrscheinlichkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt eine Habitatfläche besetzt ist. Flächengröße und Konfiguration von geeigneten Habitatflächen werden bei beiden Modelltypen berücksichtigt.

Hauptanwendungsfeld der Modelle sind Gefährdungsanalysen für Populationen bzw. Metapopulationen (PVA - *Population Viability Analysis* bzw. *Population Vulnerability Analysis*). Die Populationsprognosen basieren im Wesentlichen auf dem Konzept der minimalen überlebensfähigen Populationsgröße (MVP - DIAMOND 1978, SHAFFER 1981), dem Metapopulationskonzept (LEVINS 1969, 1970, HANSKI 1991, 1994, 1999, HANSKI & GILPIN 1997, HANSKI & GAGGIOTTI 2004, Abriss der historischen Entwicklung bei HANSKI & SIMBERLOFF 1997) und der *Source-Sink*-Theorie (PULLIAM 1988). Sie stehen oft in Verbindung mit der Bestimmung des Mindestareals einer minimalen überlebensfähigen Population (Übersichten dazu bei JEDICKE 1994a, HOVESTADT et al. 1991, SACHTELEBEN & RIESS 1997, RASSMUS et al. 2003). Es wurden zahlreiche Varianten von PVA mit abgestufter Genauigkeit entwickelt (BOYCE 1992, Übersicht auch bei RECK 2003b), wobei den wenigsten ‚echte‘ individuenbasierte Simulationen zugrunde liegen. „Schnellprognosen“, die nicht primär computergestützt sind (s. HOVESTADT et al. 1991, VOGEL et al. 1996, AMLER et al. 1996), dienen für grobe Abschätzungen in ‚einfachen‘ Situationen oder in denen die erforderlichen Daten nicht verfügbar gemacht werden können (sog. „Denkmodelle“ nach RASSMUS et al. 2003). Letzteres tritt aus unterschiedlichen Gründen bei vielen geplanten Bauvorhaben ein; in diesen Fällen sollten begründete ‚*worst case*‘-Szenarien aufgezeigt werden, was auch dem Wesen der Eingriffsregelung entspricht (vgl. VOGEL & ROTHHAUPT 1998).

Bei komplizierten Szenarien, z.B. bei vielen Habitatinseln in großräumigen Zusammenhängen, können Gefährdungsanalysen nur noch mit computergestützten (nicht grundsätzlich aber individuenbasierten) Simulationen durchgeführt werden, die auf umfassenden mathematischen Modellen beruhen. Hier gibt es neben zahlreichen artzentrierten Simulationsmodellen nur wenige breit anwendbare Programme, die für die Planung interessant sind (RASSMUS et al. 2003). Hier sind insbesondere RAMAS-GIS (speziell das Modul RAMAS-METAPOP, AKÇAKAYA 2002a/b), ALEX (POSSINGHAM & DAVIES 1995), VORTEX (LACY 1993) und METAPHOR (VERBOOM et al. 1999) zu nennen

(Vergleich für die drei Erstgenannten bei LINDENMAYER et al. 1995). Im deutschsprachigen Raum wurde für Wirbellose im „Forschungsverbund Isolation, Flächengröße und Biotopqualität“ (FIFB, s. dazu AMLER et al. 1999) ein Modell für eine standardisierte Populationsprognose (SPP) aufgestellt, dessen zweite Stufe das einfache individuenbasierte Simulationsmodell SISP (HEIDENREICH 2000 auf Basis von POETHKE et al. 1996) darstellt. Die Software META-X (FRANK et al. 2003) bietet ähnliche Möglichkeiten, ist aber breiter anwendbar und sollte durch eine anwenderfreundliche Oberfläche Planern und Naturschützern besser zugänglich gemacht werden.

Hinsichtlich ihrer Aussagekraft und des Datenbedarfes weisen die einzelnen Prognoseprogramme große Unterschiede auf. Allerdings können mit den meisten Programmen dieser Art auch entsprechende „Schnellprognosen“ durchgeführt werden. Für einzelne Module der Simulationsmodelle gibt es zunehmend bessere externe Lösungen, die Kombinationsmöglichkeiten eröffnen. Zu nennen wären hier Sammlungen von Habitateignungsmodellen (z.B. Modelle aus dem System „*California Wildlife Habitat Relationships*“ / CWHR – CALIFORNIA DEPARTMENT OF FISH AND GAME AND CALIFORNIA INTERAGENCY WILDLIFE TASK GROUP 2000) oder realitätsnahe Migrations- bzw. Dispersionsmodelle (z.B. GISWALK - LORENZEN & RECK 2005/ Abb. 59, SmallSteps – BAVECO 2002/ Abb. 60). Gerade die letzteren Teilmodelle werden in Zukunft eine wichtigere Rolle spielen müssen, weil die heute in breit anwendbare Programme integrierten Ausbreitungsmodelle meist nicht die Beschaffenheit der Räume zwischen den geeigneten Habitatflächen explizit berücksichtigten (so z.B. RAMAS-GIS). Auch das auf Inzidenzen basierende „Metapopulations-Modell“ von HANSKI (1994), welches großen Einfluss auf die Entwicklung von Software-Lösungen hatte, beachtet den Zwischenraum nicht direkt; erst in späteren Arbeiten wird die Landschaftsstruktur stärker beachtet (MOILANEN & HANSKI 1998). Die Nichtberücksichtigung liegt sicher darin begründet, dass das Dispersal in heterogenen Landschaften nur schwer untersucht (FAHRIG 1997, VAN DYCK & BAGUETTE 2005) und je nach Situation schwer quantifiziert werden kann. Das Dispersal wurde aber bereits schon früh als ein Schlüsselfaktor bei der Analyse und Prognose von Populationsdynamik und Überlebenswahrscheinlichkeiten erkannt (JOHNSON et al. 1992, WIENS 1995, IMS 1995). Die weitergehende Forschung in der Populationsökologie bewegt sich deshalb längst in Richtung der individuenbasierten, räumlich-expliziten Modellierung (s. DUNNING et al. 1995), wenn auch bisher nicht viele artspezifische Modelle aufgestellt wurden und die Implementierung der Erkenntnisse in breiter anwendbare Programme noch längst nicht vollzogen werden konnte.

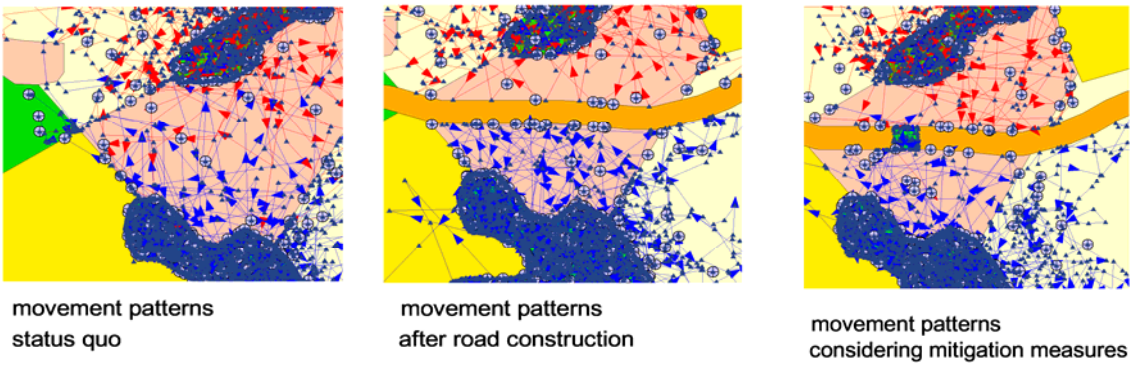



Abb. 59: Ergebnisse von Ausbreitungssimulationen mit der Software GISWALK vor und nach dem Bau einer Straße mit und ohne Grünbrücke (LORENZEN & RECK 2005)

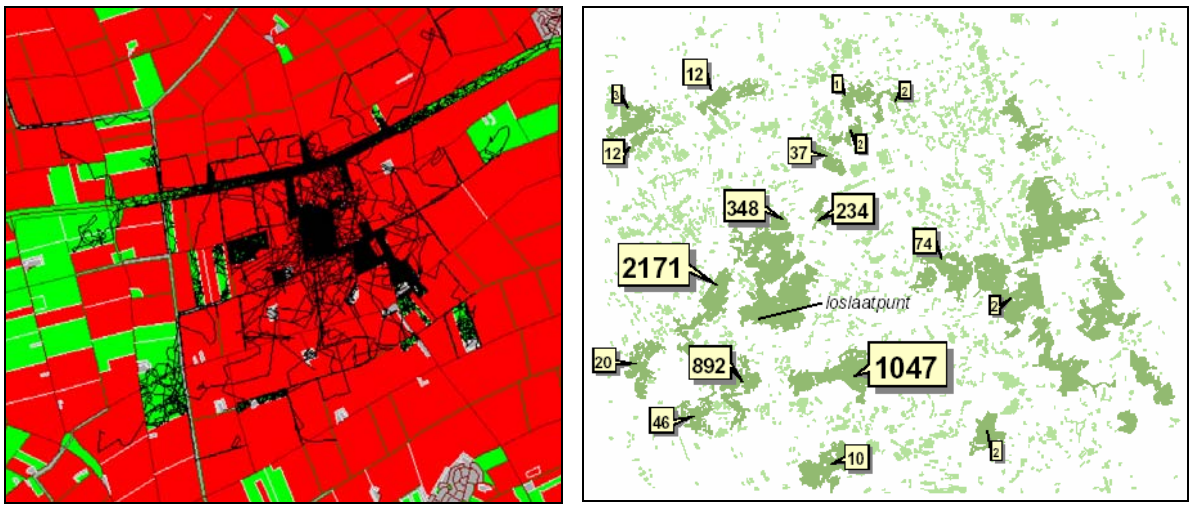



Abb. 60: Ergebnisse von Ausbreitungssimulationen mit der Software SmallSteps (BAVECO 2002)
links: Ausbreitung von Individuen ausgehend von einem patch
rechts: Häufigkeit des Auftreffens von dispergierenden Individuen in benachbarten Waldhabitaten ausgehend von einem Startpunkt (*loslaatpunt*) – deutlich wird, dass ‚Konnektivität' nicht nur eine Funktion der Distanz ist.

***Bedeutung für die Erarbeitung überörtlicher Habitatverbundsysteme***

Individuenbasierte (Populations-)Modelle versuchen, mit vergleichsweise aussagekräftigen Informationen der ‚ökologischen Wahrheit' hinsichtlich der tatsächlichen ‚Konnektivität' am nächsten zu kommen, was im Sinne einer sorgfältigen Zielbeschreibung oder Risikoabschätzung in räumlichen Planungen auch anzustreben ist.

Bezüglich der hier fokussierten Planungsaufgabe (‚Ökologische Netzwerke') ist zu betonen, dass die Instrumente der individuenbasierten Simulationsprogramme bzw. der entsprechend vereinfachten Ansätze (Inzidenzmodelle) in der Regel keine GIS, sondern Datenbanken sind und die GIS-Kopplung eher ‚nur' eingangs für die Abfrage räumlicher Parameter oder ausgangs zur Übertragung errechneter Werte z.B. auf die einzelnen Habitatflächen erfolgt. Die Ergebnisse sind meist berechnete Überlebenswahrscheinlichkeiten bzw. Extinktionsrisiken von (Meta-)Populationen und keine Flächenkulissen als Grundlage für Habitat- bzw. Biotopverbundplanungen.

Zwar gibt es bereits mehrere Beispiele für den Einsatz von computergestützten Simulationsmodellen in der Schutzgebietsplanung oder Eingriffsfolgenabschätzung (s. AMLER et al. 1999); doch sind dies überwiegend Fälle, die letztlich doch im Zusammenhang mit Forschungsprojekten standen. In ‚alltäglichen' Umweltplanungen (z.B. in UVS, LBP, Biotopverbundplanungen) werden die Modelle kaum eingesetzt und das hat, einmal abgesehen von den vielleicht fehlenden Kenntnissen der Planer zu den Methoden und Erfordernissen, zwei Hauptgründe (vgl. RASSMUS et al. 2003):

- Der Aufwand der vollständigen Anwendung ist zu hoch und es lassen sich im Regelfall gegenüber gut begründeter Experten-Schnellprognosen (Erfahrungen, Plausibilitäten, evtl. Teilmodelle) nur in komplexen Situationen entscheidungserhebliche Vorteile erkennen.
- Die erforderlichen hinreichend genauen populationsbiologischen/ -ökologischen Informationen sind kurzfristig oft nicht erlangbar.

Der zweite Punkt ist auch der Grund dafür, warum die Modelle für die Planung überörtlicher Habitatverbundsysteme aktuell praktisch bedeutungslos sind. Es liegen kaum die erforderlichen Informationen vor, um überhaupt mit den Modellen arbeiten zu können. Selbst wenn diese Daten verfügbar wären, scheint es unmöglich, z.B. für die Fläche eines Staates individuenbasiert für zahlreiche, v.a. wenig mobile Arten arbeiten zu wollen.

Nun sind, wie oben ausgeführt, die artbezogenen Simulationsmodelle keinesfalls dazu entwickelt worden, kleinmaßstäbliche Planwerke zum Biotopverbund zu erzeugen, es liegt aber nahe, gerade die Aussagen der integrierten (verbesserten) Ausbreitungsmodelle dafür zu nutzen, entsprechende funktionale Einheiten wie z.B. erkannte Metapopulationssysteme oder wichtige Verbindungsflächen auch in Kartenwerke der vorsorgenden Planung zu projizieren. Eine solche Transformation der ‚*Outputs*' in Planungsunterlagen ist bisher wohl nicht umfassend operationalisiert, weil die Anwendungen primär andere Zwecke verfolgen und sich meist auf beschränkte Gebiete (Ausnahme: z.B. WIEGAND 1998, SCHADT 2002) beziehen, wo vielleicht das ‚Zeichnen' der als wichtig erkannten Verbundräume einfach effektiver ist als eine technische Generierung der essenziellen Flächen mittels GIS. Immerhin lassen sich mit einigen Modellen die entsprechenden Habitatflächen programmintern auf einer Karte abbilden und der Populationsverbund wird entsprechend (z.B. durch Austauschpfeile) gekennzeichnet (z.B. RAMAS-GIS, Landschaftseditor von META-X).

### 5.3.3 Konzepte der Landscape Metrics

Die Landschaftsökologie ist in Europa eine etablierte Wissenschaft (s. FINKE 1996, LESER 1997, SCHNEIDER-SLIWA et al. 1999, STEINHARDT et al. 2005) und auch ihre Wurzeln werden hier gesehen (SCHREIBER 1990, s. z.B. BOBEK & SCHMITHÜSEN 1949, TROLL 1950, NEEF 1967). Landschaftsökologische Analysemethoden (BASTIAN & SCHREIBER 1994, 1999, ZEPP & MÜLLER 1999) spielen eine wichtige Rolle bei vielen Planungen, obwohl darüber gestritten werden kann, welcher Wissenschaft oder Planungsdisziplin die verschiedenen Methoden wirklich zuzuordnen sind (vgl. BASTIAN 2001).

Parallel zur europäischen Landschaftsökologie entwickelte sich, mit wenig gegenseitiger Wahrnehmung, ein nordamerikanischer Ansatz der *landscape ecology* (FORMAN 1990), dessen Hauptarbeitsrichtung als „quantitativ-deskriptiv" bezeichnet wird (BLASCHKE 1997) und heute unter dem Begriff „*landscape metrics*" bekannt ist. Untersucht werden räumliche Strukturen und Veränderungen von Landschaften bzw. Ökosystemen mit Hilfe von Fernerkundung, Bildverarbeitung bzw. -interpretation und insbesondere von GIS, um explizit räumliche Betrachtungen zu ermöglichen. Es entstanden zahlreiche Arbeiten, die nach BLASCHKE (2000b) heute ein umfangreiches Methodengerüst zur Analyse gerade der landschaftlichen Ebene (*landscape scale*, LAVERS & HAINES-YOUNG 1993) mittels GIS bereithalten (z.B. FORMAN & GODRON 1986, URBAN et al. 1987, O´NEILL et al 1988, TURNER 1990, TURNER & GARDNER 1991, WIENS 1989, FORMAN 1995, HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996, GUSTAFSON 1998). Inspiriert vom nordamerikanischen Ansatz erschienen in der Folge auch entsprechende Veröffentlichungen aus dem europäischen bzw. deutschsprachigen Raum (z.B. VOS et al. 2001, BLASCHKE 1997, WALZ 1998, JAEGER 2000, 2002). Die heute oft verwendeten Begriffe *patch* (kleinste erfasste quasihomogene Landschaftseinheit bzw. zusammenhängende Funktionseinheit) oder *matrix* (Umgebung der *patches*) entstammen der Schule der *landscape metrics* und wurden von FORMAN (1995) zusammen mit *corridors* in einem „*patch-corridor-matrix model*" gefasst.

Viele der o.g. grundlegenden englischsprachigen Arbeiten beschäftigten sich mit der Entwicklung von Indizes (Maßen / Kennziffern) zur vorerst neutralen, quantitativ-räumlichen Beschreibung der Form oder Konfiguration von Landschaftselementen oder der Struktur ganzer Landschaftsausschnitte. Es kann fast von einer Explosion bei der Entwicklung von Landschaftsstrukturmaßen gesprochen werden (*proliferation*-Phase, ca. 1985-1995, nach RUTLEDGE 2003). Innerhalb eines Jahrzehnts wurden mehrere hundert Maße (oder besser ausgedrückt: Varianten von Maßen) entwickelt, von denen heute ca. 200 in der bekanntesten Software der „*landscape metrics*", dem Programm „FRAGSTATS" (MCGARIGAL & MARKS 1995) implementiert sind. Außerdem existieren mittlerweile zahlreiche weitere Programme bzw. Standard-GIS-Erweiterungen (*extensions*) wie

GRASS r.le (BAKER 1997), Patch Analyst (ELKIE et al. 1999), LEAP II (OFRI 2000), V-Late (LARG / TIEDE 2005, s. LANG & TIEDE 2003) oder Animal Movement Analysis Arcview Extension (HOOGE & EICHENLAUB 1997, HOOGE 2003), die Funktionen zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen anbieten.

BLASCHKE (2000b) gibt eine Übersicht zum Thema, stellt die Konzepte und Grundbegriffe der „*landscape metrics*" vor und klassifiziert die am häufigsten verwendeten Indizes. Er unterscheidet jeweils auf drei Ebenen (*patch-Ebene, class-Ebene, landscape-Ebene* - hier nicht getrennt) folgende Gruppen von Indizes:

1. *Area metrics* (z.B. Fläche, Klassenfläche, Klassenflächenanteil an Gesamtfläche)
2. *Patch metrics* (z.B. Patch-Dichte, Variation der Patchgrößen)
3. *Edge metrics* (z.B. Umfang, Randliniendichte)
4. *Shape metrics* (z.B. Formindex, Flächengewichteter Formindex, Fraktale Dimension)
5. *Core area metrics* (z.B. Kernfläche, Mittlere Kernflächengröße)
6. *Nearest-Neighbour metrics* (z.B. Kürzeste Distanz, Flächengewichtete ‚Nähe')
7. *Diversity* (z.B. Shannon Diversitätsindex)
8. *Contagion/ Interspersion* (z.B. Streuungsindex)

Auf *patch*-Ebene wurde vor allem nach den am besten die Form beschreibenden Indizes gesucht. Auf Klassenebene bzw. Landschaftsebene dominieren verschiedene Typen von Durchschnittswerten und Dichten.

Erst nach der Phase der Aufstellung der meisten Maße setzten Mitte der 1990er Jahre systematische Untersuchungen ein, die die Korrelationen zwischen den vielen Maßvarianten und die Abhängigkeiten vom Skalenniveau (*scale*) beleuchteten (Forderungen bereits von O´NEILL et al. 1988) - mit dem Ergebnis, dass viele Maße als hochkorreliert erkannt wurden und ihre Größen stark von Datengenese und -auflösung sowie von der Ausdehnung des Untersuchungsgebietes (*extent*) beeinflusst werden (BLASCHKE 2000b). Auch bei der Suche nach ‚eindeutigen' Formindizes für *patches* kommen BORG & FICHTELMANN (1998) zur Aussage, dass es keine eindeutige Lösung gibt. Aus ökologischer Sicht wäre dazu anzumerken, dass die Güte einer Formbeschreibung immer vor dem Hintergrund eines Zweckes bzw. einer Funktion gesehen werden muss.

In dieser Zeit der Neubewertung (*re-evaluation*, ca. 1995-2000, RUTLEDGE 2003) wurde, auch oder besser insbesondere außerhalb der *landscape metrics* viel zu ökologischen Beziehungen in fragmentierten bzw. heterogenen Landschaften geforscht (vgl. Kapitel 5.3.2). Zudem wurde immer wieder berechtigte fachliche Kritik an der unreflektierten Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen laut (z.B. HAINES-YOUNG 1999, MOSS 1999, BASTIAN 2001, DI GIULIO et al. 2007), obwohl wiederholt auch von Vertretern der *landscape metrics* vor Fehlern und Überbewertungen gewarnt wurde und wird (z.B. MCGARIGAL & MARKS 1994 zu *FRAGSTATS*, LI & WU 2004).

Schließlich verstärkte sich eine heute noch anhaltende ‚sekundäre Suche' nach dem ökologischen Indikandum der Maße (ca. ab 2000, *redirection*-Phase nach RUTLEDGE 2003). Viele Tests und Anwendungen, auch aus dem europäischen bzw. deutschsprachigen Raum, zeigten meist unter Rückgriff auf die Forschungsergebnisse z.B. der Populationsökologie eine grundsätzliche Bedeutung der Landschaftsmaße (bzw. der Landschaftsstruktur) auf (z.B. BLASCHKE 1997, BLASCHKE 1999b, LANG et al. 2002). Es ist unzweifelhaft, dass den meist untersuchten (weil ‚am Gewinn versprechendsten') Maßen aus dem Pool der Indizes ein ökologischer Hintergrund zugeordnet werden kann: Flächengrößen (*area*) können für das Überleben von Arten entscheidend sein (MVP) und Habitatanteile von Landschaften können zu Zielgrößen erhoben werden. Bestimmte Arten bewohnen eher Kernflächen (*core area / interior*) und andere wiederum eher die Übergangsbereiche (Ökotone), was im GIS über eine Berücksichtigung des *egde-effects* operationalisiert wird (‚negative'

Puffer). Das Funktionieren eines Habitatverbunds (z.B. in Metapopulationen) hat in jedem Fall etwas mit Distanzen (z.B. *nearest neighbour distance*), aber auch mit der Wirkung der unterschiedlichen Flächengrößen in räumlichen Flächenanordnungen (*Proximity Indices*) zu tun. Diese Aufzählung ließe sich noch weiter fortsetzen. Immer wieder wird aber deutlich, dass die meisten Indizes zwar mit ökologischen Phänomenen in Verbindung gebracht werden können, den errechneten Werten der Kenngrößen an sich aber keine ökologische Bedeutung zugewiesen werden kann. Das wurde auch zuvor schon vielfach zum Ausdruck gebracht (WIENS 1989, MCGARIGAL & MARKS 1994, HARGIS et al. 1998, VOS et al. 2001).

***Bedeutung für die Erarbeitung überörtlicher Habitatverbundsysteme***

Landschaftsmaße lassen sich für alle verfügbaren Datensätze auf den entsprechenden Ebenen berechnen. Da dies sicher nicht Selbstzweck sein kann, muss bei jeder Anwendung hinterfragt werden, welche ökologischen Phänomene damit tatsächlich ausgedrückt werden sollen oder können. Wenn nicht klar ist, was die Größen der Indizes des „quantifizierenden" Ansatzes der *landscape ecology* tatsächlich quantifizieren (Individuenzahlen, Kolonisationsraten? – für welche Arten?) und die Größen nicht mit einer Bewertung für Beispiele oder Regelfälle verknüpft werden können, sind sie für fachliche und planerische Fragestellungen bedeutungslos.

Nach heutigem Stand scheint es so, dass sich insbesondere einfache Landschaftsstrukturmaße (meist basierend auf Flächengrößen) gut für das Aufzeigen (großflächiger) Landschaftsveränderungen (Zeitreihen/ Monitoring) und für das Erstellung einfacher ‚*ranking*'-Listen eignen, weil die Tendenz einiger ökologischer Wirkungen abschätzbar ist. Vor dem Hintergrund (räumlich) komplexerer Zusammenhänge lassen sich aber aus deskriptiven Indizes keine flächenkonkreten Handlungsanweisungen oder Entscheidungshilfen für die Planung ableiten (s.o.). Bis jetzt fehlen Beispiele für Methodenentwicklungen aus der Schule der *landscape metrics*, die sich zur Lösung bestehender Aufgaben durchgesetzt haben.

Es mehren sich mittlerweile die Forderungen aus dem Bereich der *landscape metrics*, dass, wenn spezielle Fragestellungen der Wissenschaft oder der Planung zu bearbeiten sind, es zweckmäßig ist, die ökologischen Prozesse direkt zu modellieren und nicht aus dem Zusammenhang gerissene Sachverhalte mit Kennzahlen auszudrücken und (nachträglich) zu interpretieren (vgl. RUTLEDGE 2003). Das heißt keinesfalls, dass „Landschaftsmaße" keine Rolle spielen sollen, nur muss die Art und Weise ihres Einsatzes primär zielgerichteten Methoden zur Beantwortung fachlicher bzw. planerischer Fragestellungen untergeordnet werden. Die quantitativ-deskriptive *landscape ecology* kann dazu Beiträge liefern, sie kann dahingehend aber keine ‚Leitwissenschaft' sein.

Bei der Erarbeitung überörtlicher Habitatverbundsysteme können Landschaftsstrukturmaße im Wesentlichen einen Beitrag zur Flächenauswahl (*patch*-Ebene) leisten. Interessant sind dabei v.a. einfache Maße (z.B. Flächengrößen, Distanzen), die sowieso selbstverständliche Größen bei Planungs- bzw. GIS-Aufgaben sind und in Verbindung mit Klassenbildungen von nichtstrukturellen Qualitäten zur Anwendung gebracht werden.

Um Konnektivitäten (‚ökologische Nähe') zu quantifizieren, wird in der Literatur der *landscape metrics* neben einfachen Maßen (Distanzsummen oder Anzahl von Verbindungen/ *Connectance Index*) meist die Gruppe der *Proximity Indices* hervorgehoben. Bei diesen Indizes werden i.d.R. Habitatflächengrößen und Distanzen zueinander ins Verhältnis gesetzt („flächengewichtete Nähe"). Es können beispielsweise die Flächengrößen der Habitate in einem bestimmten Umkreis der betrachteten Fläche (*focal patch*) durch die Distanzen zur betrachteten Fläche dividiert und danach aufaddiert werden. Bei dieser ‚ursprünglichen' Form des *Proximity Indexes* (GUSTAFSON & PARKER 1994) erhalten v.a. kleine Flächen in der Nähe großer Flächen relativ hohe und isolierte Flächen

(auch große!) relativ niedrige Werte. Andere Varianten des *Proximity Indexes* berücksichtigen auch nur die Flächengröße des *focal patches* in Verbindung mit allen Distanzen im definierten Umkreis oder auch nur die nächstgelegene Fläche. Der *Mean Proximity Index (MPI)* berücksichtigt alle Distanzen der umliegenden Flächen untereinander, wodurch die fokussierte Fläche aber gering gewichtet in die Rechnung eingeht.

Ein weiterer Ansatz ist die „Radiale Sichtkantenanalyse“, die auf Basis der „Radialen Transektanalyse“ nach KUHN (1998) entwickelt wurde (JOOß 2004b). Ausgehend von der betrachteten Habitatfläche werden alle ‚sichtbaren‘ Kanten der Nachbarflächen, die bei diffuser Ausbreitung von Individuen als „Auftreffrandlinien“ gedeutet werden können, extrahiert. Unter Berücksichtigung der Distanzen wird schließlich ein Index gebildet, dessen Wert dann groß ist, wenn viele bzw. lange Sichtkanten nahe am *focal patch* liegen.

Welcher Ansatz eine ‚ökologische Konnektivität‘ nun am besten ausdrückt, kann nicht entschieden werden, weil bei jedem Index rechnerische Vor- und Nachteile ausgemacht werden können. Aus ökologischer Sicht muss die Diskussion anders geführt werden: Wie bei allen Indizes der *patch*-Ebene bekommt jede Fläche nach der Berechung ‚ihre‘ Maßzahl zugewiesen und ähnlich „wichtige“ Flächen können zahlreich in völlig verschiedenen Habitatgruppen der Landschaft auftauchen. Damit ist ein ‚Ranking‘ vollzogen, aber Flächensysteme ‚ökologischer Nähe‘ wie z.B. potenzielle Metapopulationen lassen sich dennoch nur schwer erkennen bzw. klassifizieren. Die Konnektivitätsmaße sind deshalb zumindest als Grundlage für die Ausweisung überörtlicher Habitatverbundsysteme kaum verwendbar. Hinzu kommt, dass bei jeder detaillierten Beschreibung von Konnektivität nicht nur quantitative geometrische Parameter, sondern mindestens auch Habitatqualitäten und/ oder Abundanzen berücksichtigt werden müssten. Komplexe, nur auf der Flächentypenstruktur basierende Konnektivitätsmaße gaukeln somit eine nicht vorhandene Genauigkeit vor. Deshalb werden auch weitere, verfeinerte Gewichtungen zwischen den Faktoren der Indizes keinen entscheidenden Erkenntnisgewinn bringen. Hinsichtlich einer genaueren Quantifizierung von Konnektivität wird man zwangsläufig in die Nähe der bereits diskutierten individuenbasierten Modelle der Populationsökologie gelangen!

### 5.3.4 Kostenoberflächen und darauf basierende Funktionen

Die auf so genannten Kostenoberflächen basierenden Ansätze (*Cost Weighted Distance*-Analysen oder kurz *Cost Distance*-Analysen) besitzen eine gewisse Eigenständigkeit in der Anwendung, da sie seit längerem in den verbreitetsten GIS (z.B. ArcView/ArcGIS) als Standardwerkzeuge enthalten sind. Anders als ‚Landschaftsstrukturmaße‘ sind die auf Kostenoberflächen basierenden Funktionen in den letzten Jahren stark ins Blickfeld von Planern und planungsorientierten Wildbiologen gerückt. Viele ‚Wildtierkorridore‘ bzw. ‚Wildwegepläne‘ für Großsäuger (z.B. div. Gebiete in Süddeutschland: GEORGII 2001, Baden-Würtemberg: MÜLLER et al. 2003, Thüringen-Hessen-Bayern/ Rettungsnetz Wildkatze: MÜLLER 2006, Gesamt-Deutschland/ Mitteleuropa: STREIN et al. 2005a, KLAR 2007b, Österreich: KÖHLER et al. 2006, Schweiz: HOLZGANG et al. 2001, Polen: JĘDRZEJEWSKI et al. 2004 u. 2005, s. auch Kapitel 3.2.11, 3.3.3, 3.3.4) basieren auf diesen Analysen. Auch BLASCHKE (2000a) resümiert: „…wenn aber nach der ”besten” Lösung gesucht wird, scheinen derzeit fast nur rasterbasierte Kostenoberflächen eine relativ objektive Grundlage für weitere Detailuntersuchungen zu liefern, wo nach Verbesserungen der Vernetzung gesucht werden kann.“

Die weiteren Ausführungen werden nach den verschiedenen Funktionen bzw. Arbeitsschritten der auf Kostenoberflächen basierenden Analysen, deren Softwarelösungen ursprünglich nicht für Analysen zum Habitatverbund entwickelt wurden, gegliedert.

**Ergebnisse der *Cost Weighted Distance*-Funktion**

Bei der Arbeit mit Kostenoberflächen wird als Basis für alle weiteren möglichen Funktionen des Ansatzes jeder Zelle eines Rasterdatensatzes ein Durchquerungswiderstand bzw. Durchquerungsaufwand (‚Kosten') zugeordnet. Der Zahlenwert wird anhand von Expertenwissen zum Verhalten von Tierarten bei Dispersion bzw. Migration eingeschätzt. In einfachen Fällen werden die entsprechenden Landnutzungstypen zugrunde gelegt; in detaillierten Oberflächen werden mehrere Parameter (z.B. Feuchtestufen, Hangneigung) gewichtet eingestellt und summiert. Auf diesen Oberflächen können dann Ausbreitungsvorgänge modelliert werden, indem ausgehend von Quellen (besiedelte Habitate) die kumulativen Kosten bis zu allen umliegenden Zellen des Betrachtungsgebietes berechnet werden (*Cost Weighted Distance*). Es kann pauschal eine maximale euklidische Distanz (z.B. die max. Ausbreitungsdistanz einer Art) als Abbruchskriterium eingeführt werden, die die zu bildende Ausbreitungsfläche räumlich begrenzt. Wenn das Ausbreitungsverhalten der Art genauer bekannt ist bzw. im Freiland erforscht wird, kann das Ergebnis des Modells durch eine Änderung der Widerstandswerte entsprechend kalibriert werden (gute Beispiele: VOIGT 2001, HUNGER & BUCHWALD 2003, HERTZOG et al. 2007). Als Ergebnis der *Cost Weighted Distance*-Funktion entstehen bei entsprechender Klassifizierung abgestufte Raumzonen um die Habitate. Diese Zonen können dann als Räume aufgefasst werden, in denen dispergierende Individuen in unterschiedlicher Dichte potenziell angetroffen werden können (Beispiele: LIENHARD 1999, GRILLMAYER et al. 2002, HUNGER & BUCHWALD 2003, HERTZOG et al. 2007).

Der grundsätzliche Vorteil einer *Cost Weighted Distance*-Analyse liegt in der relativ einfachen und logischen Berücksichtigung von Ausbreitungswiderständen, die selbst in vielen Modellen der Populationsökologie kaum beachtet werden (s.o.). Allerdings ist anzumerken, dass das Bewegungsverhalten innerhalb und im Übergang der verschiedenen Landnutzungen, das auch von Lage und Art der Grenzlinien abhängig ist, für die meisten Arten nicht genau bekannt ist und dass die Zuordnung einer ‚Durchlässigkeit' zu den standardisierten Klassen der Landnutzungsdaten, die in sich keinesfalls homogen sind (z.B. Wald), problematisch ist.

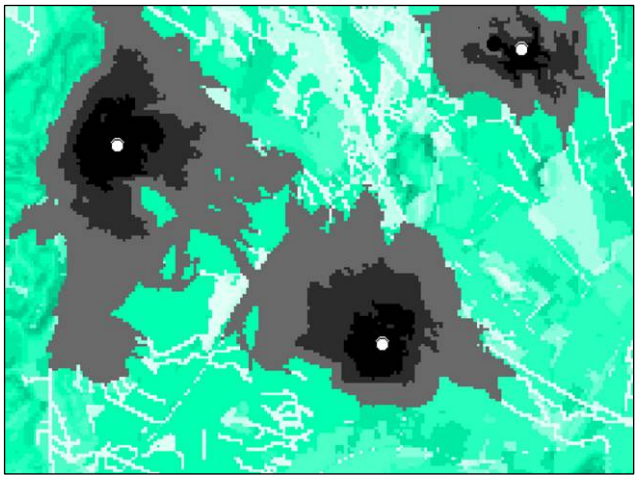


Abb. 61: Detail einer Ausbreitungsmodellierung für die Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) in Baden-Württemberg (HUNGER & BUCHWALD 2003)

weiß: Quellhabitate, grau: Gebiet, in dem dispergierende Tiere in unterschiedlicher Dichte (3 Stufen) potenziell angetroffen werden können, grün: zugrunde liegende Kostenoberfläche (hell: geringer Widerstand, dunkel: hoher Widerstand, im Bereich der Ausbreitungszonen nicht sichtbar) - Ergebnis: Keine der Ausbreitungszonen erreicht jeweils die anderen besiedelten Habitate, d.h. die drei Populationen sind wahrscheinlich isoliert.

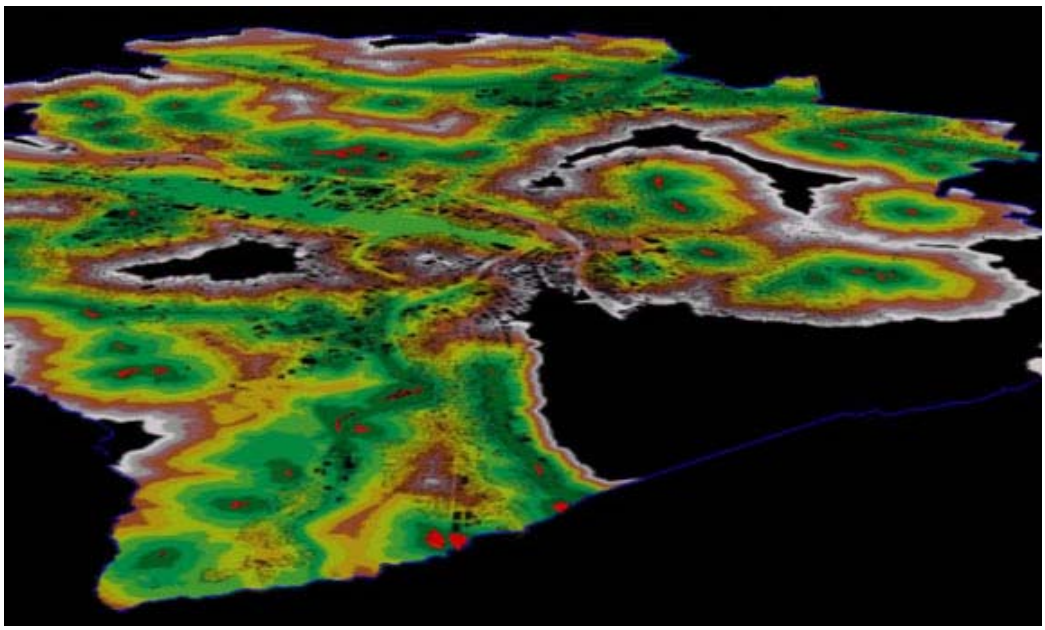


Abb. 62: *Cost-Distance*-Analyse für Arten der Trockenwiesen um Zürich (LIENHARD 1999)

Die Trockenwiesenstandorte sind als kleine rote Flächen im Zentrum der ‚Ausbreitungsringe' dargestellt. Die farblich abgestuften Zonen kostengewichteter Distanzen können für Tierarten des gleichen Anspruchstyps mit unterschiedlich weit reichender Ausbreitung stehen.



Abb. 63: *Cost-Distance*-Analyse für den Rothirsch (GRILLMAYER et al. 2002) im Großraum Ellender Wald zwischen Donauauen und Leitha-Gebirge/ Niederösterreich

Die drei dunkel dargestellten ‚engeren' Klassen kostengewichteter Distanzen kennzeichnen in dem hier dargestellten Detail mit dicht aufeinander folgenden Waldstücken einen Korridor; in anderen Bereichen der selben Karte, wo Trittsteine weiter auseinander liegen, aber vom Rothirsch noch gut erreicht werden können, würden die drei Klassen jedoch keinen Korridor deutlich abbilden. Den Grünbrücken-Standort zwischen den Wäldern (schwarzer Punkt) haben Experten platziert; er wird durch das *Cost-Distance*-Modell nicht explizit ausgewiesen.

**Ergebnisse der *Least Cost Corridor*-Funktion / *Least Cost Path*-Funktion**

Für die Ermittlung essenzieller Verbundkorridore wird von planungsorientierten Anwendern der *Cost Distance*-Analysen meist die *Least Cost Corridor*-Funktion genutzt. Dabei werden zwei kostengewichtete Distanzraster, welche ausgehend von zwei unterschiedlichen Startpunkten berech-

net wurden, überlagert. Es wird dann ein Korridorbereich ausgewiesen, dessen Zellen jeweils summarisch von den Startpunkten aus betrachtet mit gleichen Kosten erreichbar sind. Dieser Korridor enthält immer die ‚günstigste' Linie zwischen den beiden Gebieten, die mit einer Funktion (*Least Cost Path*) auch separat berechnet werden kann. Bei der *Corridor*-Funktion kommt der grundsätzliche Vorteil des *Cost Distance*-Ansatzes besonders zum Tragen – unter Berücksichtigung des Ausbreitungswiderstandes erfolgt das Finden mindestens eines ‚günstigen' Korridors und nicht der kürzesten Verbindung zwischen zwei Gebieten. Dies kann durchaus als eine Modellierung von Migration aufgefasst werden. Tiere gehen tatsächlich ‚Umwege', die z.B. eine gute Deckung, ein günstiges Mikroklima oder einen bestimmten Feuchtigkeitsgrad aufweisen. Sie werden dadurch eher genutzt als kurze Wege mit ‚lebensfeindlichen' Bedingungen. Hinsichtlich der Dispersionsmortalität kann der Korridor als Bereich aufgefasst werden, in denen Tiere sich vermutlich am weitesten in Richtung des jeweiligen ‚Zielgebietes' bewegen können (vgl. individuenbasierte Modelle). Allerdings können über die Durchlässigkeit der Korridore auf der Basis der Analyseergebnisse keine Aussagen getroffen werden (vgl. MÜLLER et al. 2003). Es wird immer ein Korridor gebildet; auch wenn die ‚günstigste' Verbindung für eine ‚kleine Waldart' 10 km durch Intensiv-Ackerland verlaufen sollte. Korridore, die zwischen verschiedenen Start- und Zielpaaren gebildet wurden, sind hinsichtlich ihrer Durchlässigkeit zudem untereinander nicht vergleichbar. Die Eignung für eine fokussierte Tierart kann erst in weiteren Schritten außerhalb der *Cost Distance*-Analyse geprüft werden.

Eine weitere Eigenart des Ansatzes ist die notwendige vorbereitende Festlegung von Ziel- und Startpunkten. Je mehr Korridore errechnet werden müssen, desto größer wird der Aufwand. Der Ansatz wurde daher meist für Analysen mit einer begrenzten Anzahl von zu verbindenden Gebieten genutzt (Großsäuger), deren Auswahl somit sehr maßgeblich ist. In den Kartenwerken, die auf *Cost Distance*-Analysen beruhen, sind immer ‚Vorzugsrichtungen' erkennbar. Zwar ist mit der Planung Ökologischer Netzwerke immer eine Auswahl von vorrangigen Korridoren verbunden, wenn aber bei *Least Cost Corridor*-Analysen nur wenige Verbindungen errechnet werden, dann erscheinen nur sehr wenige (gerichtete) Korridore in den Karten. Dem zweitgünstigsten Korridor oder aber einem ‚Umweg', der aufgrund der zugrunde gelegten Widerstandwerte nicht erzeugt wird, kann immer noch eine essenzielle Bedeutung zugesprochen werden. Zwar sind die grafisch recht klaren Ergebnisse (begrenzte Korridore bis Linien) gut vermittelbar (z.B. in der Politik), doch in der Folge muss mit einer zu starken Ausschlusswirkung für die Restlandschaft gerechnet werden.

Die Anwendungen der *Cost Distance*-basierten Korridoranalysen sind meist stark von der Vorstellung geprägt, dass Tiere von Gebiet A zu Gebiet B und umgekehrt wandern müssen, um einen Effekt für die Überlebensfähigkeit der Gesamtpopulation zu erzielen. Doch das ist nur ein Teil wünschenswerter Korridorfunktionen und gilt wohl nur für Arten, deren Vorkommen auf bestimmte (große) Gebiete beschränkt bleiben (soll). Für die Stabilisierung von Populationen ist es wichtiger und effektiver, möglichst alle noch geeignet erscheinenden Ausbreitungskorridore ausgehend von den *Source*-Populationen, sofern es diese noch gibt, zu sichern und zu entwickeln. Dabei müssten zunächst die nächsten und übernächsten (usw.) Reproduktionstrittsteine zum aufzuzeigenden Korridorsystem verknüpft werden.

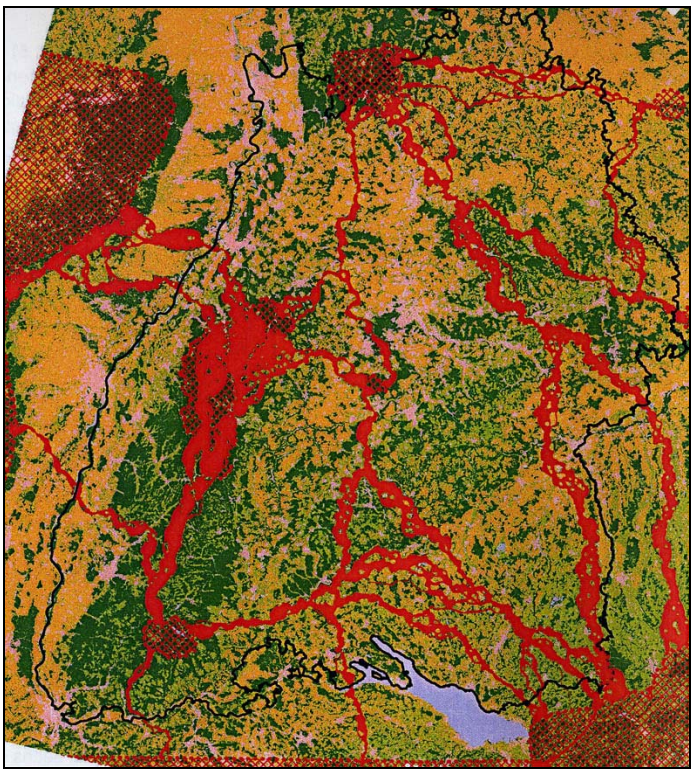


Abb. 64:
*Least Cost Corridor*-Analyse für den Rothirsch (MÜLLER et al. 2003) zum möglichen Korridorverbund der Rotwildgebiete in Baden-Württemberg und angrenzender Gebiete

rot: Korridore
rot schraffiert: Rotwildgebiete / -vorkommen

***Bedeutung für die Erarbeitung überörtlicher Habitatverbundsysteme***

Im Ergebnis von *Cost Weighted Distance*-Analysen werden ‚Ausbreitungen' in alle möglichen widerstandsarmen Richtungen abgebildet, was als ‚objektive' Grundlage für weitere Überlegungen und Auswertungen geeignet ist. Es werden die wahrscheinlich miteinander in Verbindung stehenden Populationen (Metapopulationen) erkennbar. Für das GIS-basierte Generieren von planungsrelevanten Karten zur Erhaltung oder Verbesserung der Konnektivität ist es jedoch erforderlich, die für den Verbund essenziellen Räume genauer zu lokalisieren. Nicht alle Räume, in denen dispergierende Individuen theoretisch auftreten, können beispielsweise in einen Landschaftsrahmenplan als wichtige ‚Biotopverbundfläche' ausgewiesen werden. Die essenziellen Verbundräume und -korridore zwischen den Habitaten lassen sich aus ‚einfachen' kostengewichteten Ausbreitungsoberflächen nicht extrahieren, weil immer nur Klassen gleichen Aufwandes selektiert werden können und deshalb immer auch m.o.w. große Zonen um die gesamten Quellhabitate abgebildet werden. Deshalb sind *Cost Weighted Distance*-Oberflächen nicht direkt für die Erstellung von Planwerken zum Verbund geeignet; es muss letztlich eine „Ausformung des Systems mit Hilfe planerischer Instrumente" (HERTZOG et al. 2007), d.h. ein zeichnerisches Abgrenzen der essenziellen Flächen, erfolgen. Dies kann für große Planungsräume ein nicht zu unterschätzender Aufwand sein, zumal das GIS-Ergebnis nicht direkt die Hinweise für die Lage der Flächen liefert.

Hinsichtlich der *Least Cost Corridor*-Funktion bzw. *Least Cost Path*-Funktion sind folgende Sachverhalte zu berücksichtigen: Die Mehrzahl der gefährdeten Arten (kleine Wirbeltiere und Wirbellose) bewohnt in der heutigen Kulturlandschaft relativ kleine Habitate. Hinsichtlich dieser Arten liegen bei der Erarbeitung von ‚Ökologischen Netzwerken' auf überörtlicher Ebene in der Regel Tausende von (potenziellen) Habitatflächen (z.B. Wälder, Magerrasen oder Feuchtwiesen) vor, auf deren Grundlage (im GIS) Flächensysteme für Schutz und Entwicklung ermittelt werden müssen. Dies ist mit *Cost Corridor*-Analysen aufgrund des dann extremen Aufwandes nicht möglich; es müssten sehr viele Verbindungen berechnet werden, da jeder Quellhabitat von einer weiteren Quelle aus betrachtet zugleich auch wieder Zielhabitat wäre.

Die *Least Cost Corridor*-Funktion bzw. *Least Cost Path*-Funktion kann als fachlich vertretbare Methode angesehen werden, wenn nach wenigen ‚günstigen' Verbindungen zwischen weiter entfernten Gebieten gesucht werden soll (CRAMER & PORTIER 2001, GEORGII 2001, CROOKS 2002, MÜLLER et al. 2003, MÜLLER 2006) und mit angeschlossenen Analysen die Funktionalität bzw. Durchlässigkeit der Korridore genauer aufgezeigt werden kann. Zu beachten ist jedoch die Start- und Zielpunkt-Abhängigkeit der *Least Cost Corridor* bzw. *Path*-Funktionen. BURGHARDT (2006) zeigte anhand von Tests, wie stark die Korridorverläufe vom Setzen der Punkte (und den Widerstandswerten) abhängen (Abb. 65). Soll zwischen zwei Gebieten (Räume mit größeren Randlängen, wie dies

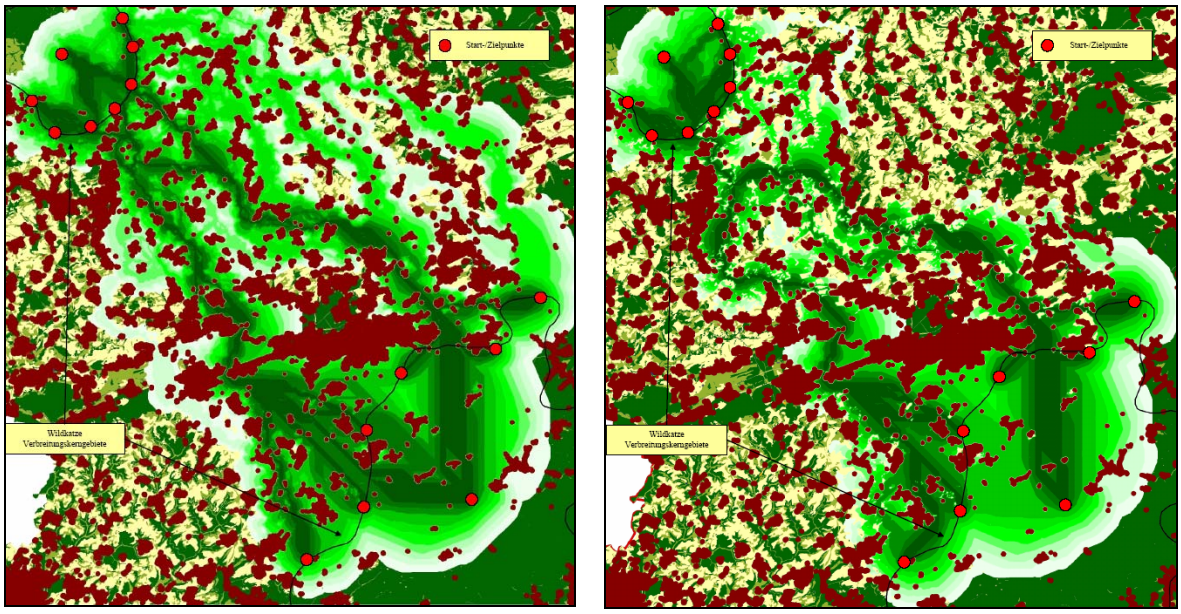



Abb. 65: Start- und Zielpunkt-Abhängigkeit der *Least Cost Corridor*-Funktion (BURGHARDT 2006)

Die drei dunkel dargestellten ‚engeren' Klassen kostengewichteter Distanzen kennzeichnen in dem hier dargestellten Detail günstige Korridore. In den Tests wurden außerdem die Widerstandswerte variiert (links: geringerer Widerstand, rechts: höherer Widerstand landwirtschaftlicher Flächen).

bei den Großsäuger-Lebensräumen meist der Fall ist) der günstigste Korridor gefunden werden, müssen mehrere Start- und Zielpunkte entlang der Ränder der Gebiete gesetzt werden, um zu ermitteln, wo der günstigste Korridor liegt, auf den sich bestenfalls alle Korridore vereinigen. Wird nur von den Mittelpunkten der zu verbindenden Gebiete ausgegangen (wie bei den Anwendungen häufig der Fall), so muss nicht unbedingt der insgesamt günstigste Korridor gefunden werden.

Am kritischsten im Zusammenhang mit den *Cost Distance*-Analysen ist jedoch zu sehen, dass den errechneten ‚Wegen der Großsäuger' von den Tieren möglicherweise nicht mit höherer Wahrscheinlichkeit durchgängig gefolgt wird, wie auch andere Teile der noch unverbauten Landschaft bei Ausbreitung und Wanderung genutzt werden (WIEDEMEIER 1992 zit. nach JEDICKE 1994a: 96). Dafür sprechen generell die relativ hohen Mobilitätsleitungen der fokussierten Arten (vgl. Ausführungen in Kapitel 5.4.3) und mehrere ‚Beobachtungen' der wenigen wandernden Tiere abseits der ‚Wanderwege' (überfahrende oder gesichtete Wölfe, Luchse, Elche in z.T. wenig geeignet erscheinenden Landschaftsteilen). Als Beispiel sei hier nur ein Luchs genannt, der 2003 den Harz in nördliche Richtung verlassen und sich durch das extrem waldarme Ostbraunschweigische Hügelland bis zum Elm bzw. bis zur BAB 2 (letzte Beobachtung) durchgeschlagen hat (ANDERS & SACHER 2005).

Vor diesem Hintergrund sollte darüber nachgedacht werden, ob auf Basis der Korridorberechungen zwischen weit entfernten Gebieten konzipierte Verbundkonzepte (und ihre Umsetzung z.B. mit ‚Entschneidungsmaßnahmen') tatsächlich hilfreich sind. Möglicherweise ist es zweckmäßiger, zu-

nächst die aktuellen Lebensräume wirksam zu ‚entschneiden', damit die Mortalität in den bestehenden Populationen zu senken und damit wahrscheinlich auch die Abwanderungsrate zu erhöhen. Den abwandernden Individuen kann vielleicht noch direkt an den Grenzen der Vorkommensgebiete mit Grünbrücken und Durchlässen geholfen werden, je weiter entfernt vom Quellgebiet aber die Wanderung der Tiere unterstützt werden soll, um so unwahrscheinlicher wird es, dass dispergierende Tiere genau auf die speziell vorbereiteten Querungsstellen treffen (inhaltlich anknüpfend s. Kapitel 6.4.6).

Bezieht man ein, dass für die GIS-basierte Generierung von ‚Ökologischen Netzwerken', die für die gesamte Arten-Biodiversität stehen sollen, nicht nur wenige Gebiete miteinander ‚verbunden' werden müssen, so stellen sich die *Least Cost Corridor*- und *Least Cost Path*-Funktionen nicht als geeignet dar. Insbesondere fehlt die Funktionalität, sozusagen ‚automatisch' und ‚objektiv' ausgehend von vielen Quellhabitaten über Trittsteine überörtliche (Ausbreitungs-)Korridore aufzubauen.

### 5.3.5 Schlussfolgerungen

Bei der GIS-basierten Generierung von Habitatverbundsystemen besteht das Grundproblem darin, zwischen entsprechenden aktuellen und potenziellen Lebensräumen durch geeignete Arbeitsschritte die Räume möglichst konkret zu bestimmen, die gegenüber anderen Räumen der Landschaft eine wichtigere Funktion im Verbund haben (Verbindungsflächen, Korridore). Mit einer GIS-Methode muss es also möglich sein, diese diskreten Flächen zu erzeugen und abzubilden.

Die Verbindungsflächen lassen sich, ebenso wie die Quell- bzw. Kerngebiete, nur anhand der räumlichen Muster von (potenziellen) Habitaten und der Ansprüche und Mobilitäten der relevanten Arten fachlich bestimmen. Eine Definition von ‚Konnektivität' ist letztlich nur anhand des Ausbreitungsvermögens von Arten(-gruppen) möglich.

Für eine detaillierte und realitätsnahe „Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund" (BLASCHKE 1999a) gibt es einerseits nur den Weg über individuenbasierte, alle relevanten Parameter einstellende Modelle, andererseits ist die populationsökologische Forschung noch weit davon entfernt, aus Ergebnissen dieser Modelle Lösungsmuster zu entwickeln, die im GIS für die kleinmaßstäblichen Ebenen (z.B. für ‚Ökologische Netzwerke') operationalisiert und in Grundlagenkarten für die Planung umgesetzt werden können. Schon in den aufwändigen individuenbasierten Simulationsmodellen wird oft mit Schätzungen oder ‚Faustregeln' gearbeitet und niemand möchte diese zu ‚Meta-Faustregeln' umschreiben. Trotzdem werden in der Planungspraxis Kartenwerke benötigt und Entscheidungen gefällt. Es kommt also darauf an, diese Situation in der Planungspraxis schrittweise zu verbessern. Parameterkombinationen, die in den individuenbasierten (Ausbreitungs-)Modellen genutzt werden, sollten dafür eine gewisse Leitlinie darstellen. Die Modelle selbst sind für die GIS-basierte Generierung von überörtlichen Habitatverbundsystemen aktuell ungeeignet.

Die Kennzahlen der *landscape metrics* (Landschaftsstrukturmaße) haben sich als wenig tauglich für den hier fokussierten Zweck erwiesen, da sie als Indizes grundsätzlich rein deskriptiv sind und zur Bildung ‚neuer Flächensysteme' nicht direkt herangezogen werden können. Einfache Indizes (z.B. Flächengrößen, Distanzen) sind selbstverständliche und wichtige Größen und können bei Auswahl von Flächen helfen; bei komplexeren Maßen und auch bei Durchschnittsmaßen stellt sich aber meist schnell die Frage, an welcher Stelle sie in einem Arbeits- bzw. Planungsprozess mit welcher Funktion überhaupt eingesetzt werden sollen, da nicht klar ist, was der Index tatsächlich indiziert.

Die auf Kostenoberflächen basierenden Funktionen (*Cost Distance*-Analysen) können Teilbeiträge zum Aufbau ökologischer Netzwerke liefern. Grundsätzlich praktikabel ist die *Corridor*-Funktion, mit der ‚günstige' Verbindungen zwischen Gebieten gesucht und die als Teile von vorrangigen Verbundsystemen aufgefasst werden können. Die bekannten Anwendungsbeispiele beschränken sich aber meist auf den Verbund zwischen relativ wenigen Gebieten und betreffen einen sehr kleinen Teil der schutzbedürftigen Arten (Vorkommen von wertgebenden Großsäugern). Bei der Berücksichtigung mehrerer Artengruppen und jeweils sehr vielen Habitaten wird der Arbeitsaufwand unvertretbar hoch.

Mit den drei erläuterten Ansätzen können jeweils beschränkte Teillösungen in der Planung von ‚Ökologischen Netzwerken' erzielt werden. Die Ansätze sind jedoch nicht komplementär zu verwenden und ergeben zusammen kein integratives Hilfsmittel, mit dem die Planung von überörtlichen ‚Ökologischen Netzwerken' bzw. Biotopverbundsystemen, die für die Mehrzahl der durch Fragmentierung und Zerschneidung betroffenen Arten gelten sollen, unterstützt werden kann.

Ein Ansatz, der zumindest die Arbeit auf ‚Landschaftsebene' ermöglicht, ist die Modellgruppe LARCH (*Landscape Analysis and Rules for Configuration of Habitat*) / LARCH-SCAN (LARCH - *Spatial Cohesion Analysis of Nature*). Sie baut auf die Erkenntnisse der Populationsökologie auf und kann als ein sehr vereinfachtes Metapopulationsmodell bezeichnet werden. LARCH wurde in den Niederlanden aufgestellt (POUWELS 2000) und wird dort in der Planung und Entscheidungsfindung, u.a. bei der Planung des Nationalen Ökologischen Netzwerkes (s. POUWELS et al. 2002, HOOTSMANS & KAMPF 2004) eingesetzt. LARCH enthält vier grundsätzliche Schritte (Abb. 66) und die Analyse erfolgt artbezogen. Im ersten Schritt werden die (potenziellen) Habitate anhand von Landnutzungsdaten bzw. Habitatmodellen ermittelt. Für jede Fläche wird anschließend anhand von bekannten habitattypspezifischen Dichten die maximale Habitatkapazität eingeschätzt. Auf Basis von Angaben zum Aktionsraum (*home-range*) werden im zweiten Schritt, GIS-technisch umgesetzt durch Distanzen (ohne Berücksichtigung von durch die Landnutzung verursachten Ausbreitungswiderstände), entsprechend benachbarte Habitate als Areale lokaler Populationen gekennzeichnet. Wenn jedoch unüberwindbare lineare Barrieren (z.B. Straßen) zwischen Lokalpopulationen vorliegen, bleiben diese Lokalpopulationen getrennt. Als Ergebnis des dritten Schrittes entsteht eine Karte der Metapopulationssysteme (in LARCH „Networks" genannt), indem alle lokalen Populationen, die in einer Entfernung bis zu 90 % der bekannten maximalen Ausbreitungsdistanz der Art zueinander liegen, zu einem Netzwerk zusammengefasst werden (wiederum ohne Berücksichtigung von durch die Landnutzung verursachten Ausbreitungswiderstände). Auch hier führen unüberwindbare lineare Barrieren dazu, dass entsprechende Lokalpopulationen nicht zu einem „Netzwerk" zusammengefasst werden. Schließlich wird im vierten Schritt anhand der in die jeweiligen „Netzwerke" eingebundenen Habitate und ihrer Kapazität grob die (Über-) Lebensfähigkeit der Metapopulationen (über MVP-Daten) eingeschätzt.

Als ein zusätzlicher Schritt ist die artspezifische Identifizierung von Abschnitten der Verkehrswege (insbesondere Straßen) möglich, in denen der Bau von Querungshilfen zur Steigerung der Überlebensfähigkeit der Populationen der jeweils angrenzenden Netzwerke effizient ist. Prioritär soll dort ‚entschnitten' werden, wo die langfristige Überlebensfähigkeit (MVP) erreicht wird (POUWELS et al. 2002 ‚VAN DER GRIFT & POUWELS 2006). Da diese Berechnungen jedoch auf potenziellen Populationsgrößen beruhen (ermittelt anhand von Landnutzungsdaten), ist dieser Schritt, der zu relativ präzisen Entscheidungen führt, nicht unproblematisch.

Ein Vorteil von LARCH ist, dass sich im Landschaftsmaßstab potenzielle Metapopulationssysteme von Arten identifizieren und bewerten lassen. Damit zeigt LARCH die Richtung auf, in die die Entwicklung zur GIS-basierten Generierung von ökologischen Netzwerken gehen muss: ‚Biotopver-

bundplanungen‘ sollten sich an den Funktionssystemen der Organismen orientieren. Die einzelnen, artbezogenen „Netzwerke“ werden in LARCH allerdings nur ‚optisch‘ über Distanzzonen zusammengefasst und es erfolgt keine Ausweisung von Verbindungsräumen oder Korridoren als essenzielle Bestandteile eines Ökologischen Netzwerkes, die als strategische Freihalteräume oder Suchräume für Maßnahmen fungieren können (‚Ausbreitung‘ wird in alle Richtungen dargestellt). Zur Ermittlung dieser Räume bzw. zum Aufbau artenübergreifender Habitatverbundsysteme sind daher weiterführende Überlegungen notwendig.

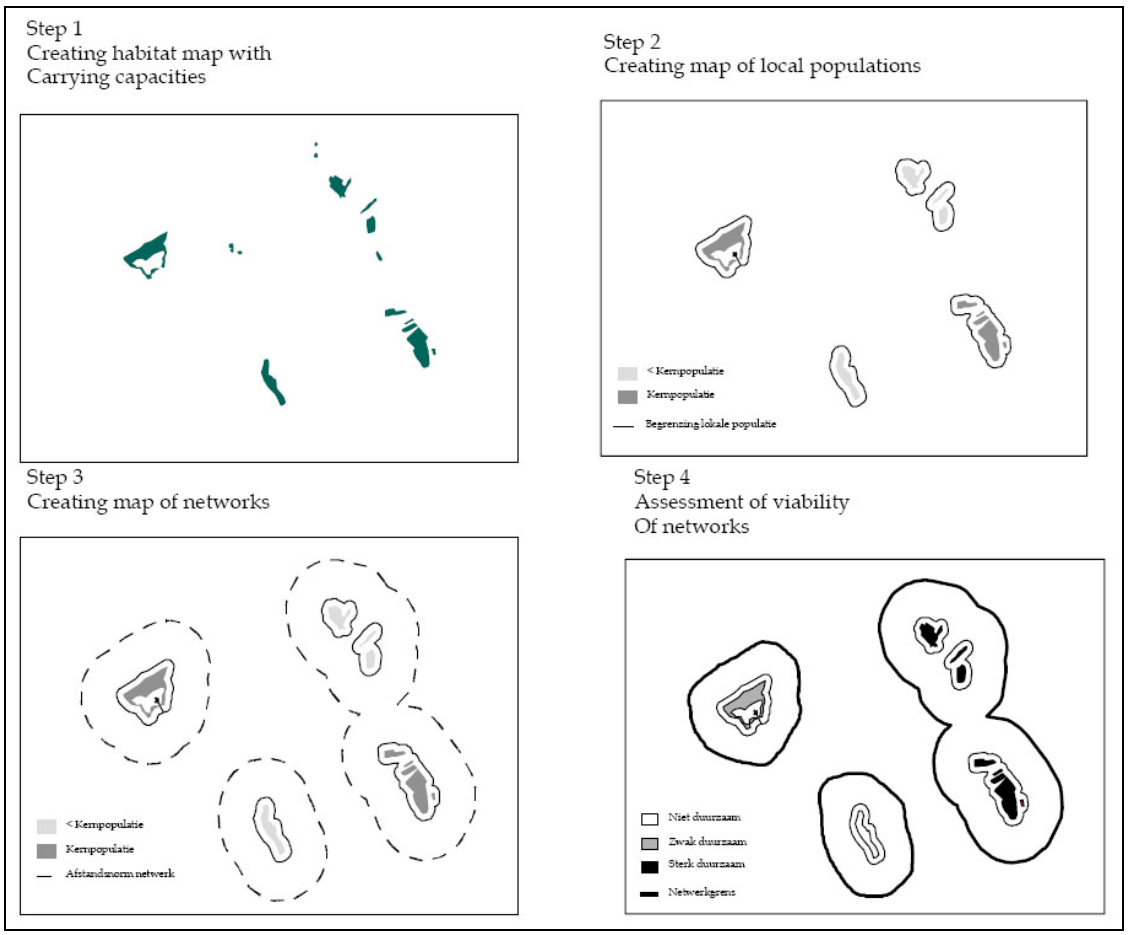



Abb. 66: Arbeitsschritte (vereinfacht) im Modell LARCH (BUTOVSKY et al. 2001)

1. Auswahl der (potenziellen) Habitate mit Hinterlegung der Habitatkapazität
2. Zusammenfassung von Lokalpopulationen mit Hilfe von Home-Range-Angaben
3. Zusammenfassung von Metapopulationen mit Hilfe von Ausbreitungsdistanzen
4. Prüfung der Lebensfähigkeit der (artbezogenen) Netzwerke

## 5.4 Anforderungsprofile mitteleuropäischer Tierartengruppen

### 5.4.1 Relevanz populationsökologischer Parameter

Unter einem Anforderungsprofil soll eine Kombination von Merkmalen verstanden werden, mit der eine Gruppe von Tierarten hinsichtlich ihrer Ansprüche an Lebensraum und Verbund grob zusammenfassend charakterisiert werden kann. Damit eine solche Typisierung für die Naturschutz- und Planungspraxis auf den überörtlichen Ebenen praktikabel ist, muss sich die Auswahl der Merkmale, die für diese Typisierung herangezogen wird, primär an der Qualität der vorhandenen Fachdaten orientieren (Kapitel 5.2). Die Aussageschärfe der zu erarbeitenden ‚Anforderungsprofile‘ mitteleuropäischer Tierartengruppen richtet sich also nach dem aktuell ‚Möglichen‘, was nicht heißt,

dass damit nicht gleichlaufend auch neue Anforderungen mit dem Ziel der Verbesserung der ökologischen Aussagekraft verknüpft werden können. Obwohl hier kein artenbezogener Ansatz verfolgt wird, soll zunächst noch einmal der Blick auf die Erkenntnisse der Populationsbiologie bzw. -ökologie gelenkt werden, die mit meist artbezogenen Funktions- bzw. Prognosemodellen (vgl. Kapitel 5.3.2) und mit einer entsprechenden Informationsbasis eine vergleichsweise große Aussageschärfe erreichen kann, welche insbesondere zur Vorbereitung konkreter Vorhaben erforderlich ist (z.B. Wirkungsprognosen bei Eingriffen). Prüft man alle wesentlichen Parameter (Abb. 67), die das Leben bzw. Überleben von Arten in Populationen beeinflussen, so fällt schnell auf, dass auf Basis der auf den überörtlichen Ebenen regelmäßig verfügbaren Daten über die meisten Parameter wohl keine Aussagen getroffen werden können.

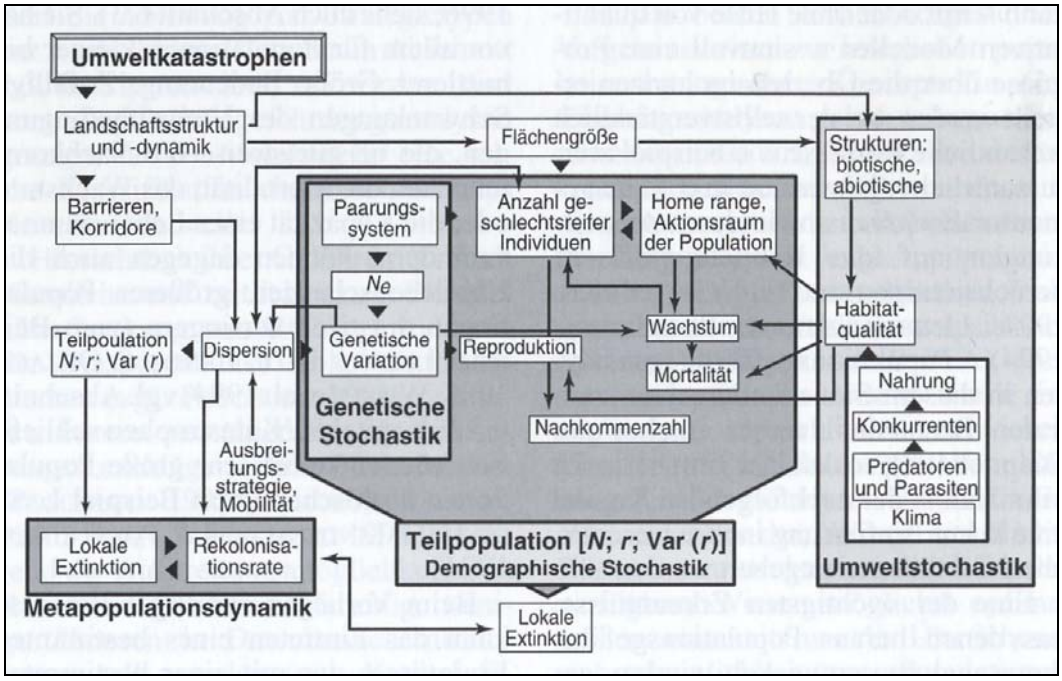



Abb. 67: Überleben von (Meta-)Populationen
- generalisiertes Modell für die Wirkung stochastischer Faktoren
stochastische Faktoren in grauen Kästen (Quelle: verändert nach HENLE 1994 in AMLER et al. 1999)

Über die demografischen Parameter einer (Teil-) Population wie z.B. Populationsgröße, Reproduktion oder Dispersion liegen so gut wie nie Daten vor. Gleiches gilt für die Habitatqualität, die von abiotischen und biotischen Faktoren bestimmt wird, durch Nahrungsverfügbarkeit, Konkurrenten, Prädatoren, Parasiten beeinflusst und von weiteren Faktoren der Umweltstochastik (z.B. Klimaschwankungen) abhängig ist. Die Habitatqualität ist wiederum ein ausschlaggebender Parameter, der insbesondere die Abundanz, den Reproduktionserfolg und letztlich auch die Dispersions- und Kolonisationsrate steuert. Mit Hilfe genauerer Daten zur Habitatqualität lässt sich unter Berücksichtigung der Flächengröße die Populationsgröße schätzen. Aufgrund des Fehlens der Daten zur Habitatqualität bleibt hinsichtlich der einzelnen Fläche nur deren Größe als Eingangsparameter für Planungen auf den überörtlichen Ebenen. Allerdings können die Flächen nicht isoliert voneinander betrachtet werden, sondern es ist ebenso ihr räumliches Zusammenwirken zu berücksichtigen (Metapopulationskonzept, s. Kapitel 5.3.2). Eine Schätzung von Populationsgrößen allein auf der Basis von Flächengrößen ist nicht anzuraten, weil es aufgrund unterschiedlicher (unbekannter) Habitatqualitäten dabei zu Fehleinschätzungen kommen kann, die, in planerische Prozesse überführt, letztlich Fehlentscheidungen bedingen (z.B. räumliche Prioritäten-

setzung bei der Neuanlage von Habitatflächen oder beim Bau von Querungshilfen). Damit können Ansätze, die nur mit Flächengrößen und -konfigurationen arbeiten (müssen), lediglich Entscheidungsrahmen (Suchcharakter) bilden, die mit Informationen zu Artenvorkommen und/ oder Populationsgrößen eingeengt werden sollten, sobald genauere Informationen vorliegen.

Tab. 10: Populationsminimalareale für die Fauna verschiedener Größengruppen (Anhaltswerte) [Quelle: RECK & KAULE (1993) nach HEYDEMANN (1981)]

Anmerkung: Von HEYDEMANN (1981) werden Populationsminimalareale in Abhängigkeit von der Körpergröße angegeben. Die Angaben für die Mikro-, Meso- und Makrofauna scheinen plausibel, die für die Megafauna A (teilweise) und insbesondere die Megafauna B nicht unbedingt. Auf einer Fläche von 10.000 ha (10 x 10 km) können große Wirbeltierarten keine überlebensfähigen Populationen aufbauen; hier wurde offensichtlich zur Angabe von Aktionsräumen reproduktiver Einheiten bzw. Einzeltieren übergegangen.

| Organismentypen | Minimalareal |
|---|---|
| **Megafauna B** (Großvögel - Großsäuger) | 100-10.000 ha |
| **Megafauna A** Vertebraten: (Fische), Amphibien, Reptilien, Kleinsäuger, Kleinvögel: | |
| Untergruppen - Kleinsäuger | 10-20 ha |
| - Reptilien | 20-100 ha |
| - Kleinvögel | 20-100 ha |
| **Makrofauna** (Evertebraten, 10-15 mm Körperlänge): | |
| Untergruppen - sessile Arten | 5-10 ha |
| - lauffähige Arten | 10-20 ha |
| - flugfähige Arten | 50-100 ha |
| **Mesofauna**, Boden (0,3 - 1 mm) | 1-5 ha |
| **Mikrofauna**, Boden (< 0,3 mm) | < 1ha |

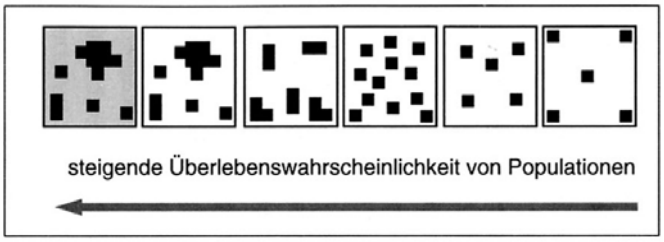
Auch ist das Übertragen von Angaben zu Populationsminimalarealen von Arten, abgeleitet aus dem mvp-Konzept (DIAMOND 1978, SHAFFER 1981) bzw. aus Betrachtungen zur genetischen Stochastik (vgl. PRIMACK 1995: 350 ff.), in die Planung auf den überörtlichen Ebenen aufgrund der geschilderten Unsicherheiten kaum möglich (Übersichten zu Populationsminimalarealen u.a. bei HEYDEMANN 1981, RIESS 1986, RIEDEL et al. 1994, PAN 2006b). Selbst wenn nur wenige Zielarten betrachtet werden sollen, lassen sich für diese keine generellen Größenwerte nennen, weil es z.T. extreme artbezogene Spannen gibt, die von der Individuendichte bzw. von der Qualität der Habitate der jeweils untersuchten Populationen abhängig sind (z.B. extrem: Roter Scheckenfalter, *Melitaea didyma*: 2,2 - 1260 ha, BRUNZEL & REICH 1996). Damit lassen sich, auch weil auf den überörtlichen Ebenen eher nach arten(gruppen)übergreifenden Ansätzen zum Aufbau ‚Ökologischer Netzwerke' gesucht werden muss, die Angaben zu Populationsminimalarealen von Arten nur schwer operationalisieren. Es lassen sich allenfalls sehr grobe Richtwerte für Situationen mit relativ günstigen Habitatqualitäten aufzeigen (Tab. 10).

HENLE et al. (1999) haben aus populationsbiologischer Sicht elf „Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Management im Naturschutz" aufgestellt, von denen sich die meisten wiederum nur beachten lassen, wenn für einen konkreten Fall entsprechende Informationen vorliegen oder erhoben werden können und darauf aufbauend mehr oder weniger lokale, artspezifische „Habitatverbundsysteme" geplant und verwirklicht werden sollen. Die Regeln sind also weniger für die hier fokussierte Betrachtungsebene gedacht. Weil die Faustregeln jedoch eine der wichtigsten

Zusammenfassungen populationsökologischer Erkenntnisse der letzten Jahre darstellen, werden sie trotzdem einer Kurzanalyse hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit unterzogen, um Grundsätze als Hilfen auch für die Planung auf den überörtlichen Ebenen abzuleiten (s. Tab. 11).

Tab. 11: Faustregeln nach HENLE et al. (1999) und deren Anwendbarkeit

| **Faustregel - inhaltliche Aussage** (gekürzt)<br>Details s. HENLE et al. (1999) | **Einschätzung der Anwendbarkeit für die überörtlichen Planungsebenen** |
|---|---|
| **Faustregel I** - Demographische Stochastik | |
| Kleine Populationen von bis zu ca. 15 fortpflanzungsfähigen Weibchen haben auch unter idealen Bedingungen nur eine sehr begrenzte Überlebenschance. Eine Vergrößerung des Lebensraumes ist dringend geboten und die einzige effektive Schutzstrategie. | nicht konkret anwendbar, da in der Regel keine repräsentativen Daten zu den Populationsgrößen vorliegen, generelle Ableitung: kleine Lebensräume müssen vergrößert werden |
| **Faustregel II** - Genetische Stochastik | |
| Die Zahl der Individuen, die sich potenziell kreuzen können, sollte möglichst groß sein. Erreichbar durch: Förderung des Wachstums von isolierten Populationen, Erhöhung der effektiven Populationsgröße bei Metapopulationen. Bei Metapopulationen: Erhöhung des Genflusses, Etablierung weiterer Habitatflächen im Verbund | bedingt anwendbar: große (isolierte) Populationen (stellvertretend Lebensräume) haben höhere Bedeutung als kleine, Metapopulationsverbünde sollten möglichst groß (unzerschnitten) sein |
| **Faustregel III** - Umweltstochastik/ Mindestpopulationsgröße | |
| Es gibt keine generelle Mindestpopulationsgröße, oberhalb derer Populationen generell vor Umweltstochastik sicher sind. Bei welcher Größe eine Population langfristig überlebensfähig ist, hängt von der Wachstumsrate und der Stärke der Umweltvariabilität ab und kann nur mittels einer Populationsgefährdungsanalyse (PVA) ermittelt werden. Beste Schutzstrategien bei isolierten Populationen: bei starker Umweltvariabilität Heterogenität im Lebensraum, bei geringer Umweltvariabilität Vergrößerung des optimalen Habitats | nicht anwendbar, da keine Daten zur Durchführung von PVAs bzw. zur Umweltvariabilität vorliegen – Ableitung von generellen kleinsten überlebensfähigen Populationsgrößen nicht möglich |
| **Faustregel IV** - Umweltstochastik/ Wiederansiedlungen | |
| Bei Wiederansiedlungen oder Umsetzungen von Populationen darf die Kapazität im neuen Lebensraum nicht überschritten werden. Steht nur eine niedrige Individuenzahl zur Verfügung, sind Wiederansiedlungen am ehesten erfolgreich in Flächen mittlerer Größe (groß genug, um ein mittelfristiges Überleben zu sichern). | nicht zutreffend, da Wiederansiedlungen oder Umsetzungen Ausnahmefälle sind und auf den überörtlichen Planungsebenen nicht vorbereitet werden |
| **Faustregel V** - Single Large Or Several Small (SLOSS-Debatte) | |
| Eine große isolierte Population stellt bei geringen bis mittleren Umweltschwankungen eine bessere Schutzstrategie dar als viele isolierte kleine Populationen mit derselben Gesamtzahl an Individuen; bei starken Umweltschwankungen ist es umgekehrt. Der Aufbau eines Populationsverbunds mit einer begrenzten Anzahl relativ großer Teilflächen ist hingegen dem Schutz einer einzelnen großen Population vorzuziehen, sofern die Dynamik der Teilpopulationen asynchron verläuft. | nicht anwendbar, da keine Daten zu den Umweltschwankungen vorliegen<br>grundsätzlich übertragbar: große Populationen (stellvertretend Lebensräume) haben höhere Bedeutung als kleine (s. II) |
| **Faustregel VI** - Metapopulationsmanagement/ Zielarten | |
| Die Planung von Habitatverbundsystemen erfordert eine eindeutige Festlegung von Zielarten. Dafür kommen nur Arten in Frage, deren Gefährdung vorwiegend auf Flächenverlust und Lebensraumverinselung beruht. Arten aus relativ statischen, großflächig zusammenhängenden Lebensräumen und biogeografisch reliktäre Taxa reagieren empfindlicher als Arten dynamischer, relativ junger Lebensräume und biogeografisch expandierende Taxa. Habitatspezialisten werden von Fragmentierung in der Regel stärker betroffen als Generalisten (Ausnahme: Spezialisten mit hoher Mobilität). | bedingt anwendbar: Ausrichtung an Zielarten ist aktuell noch problematisch, weil Zielartenkonzepte zwar theoretisch erstellbar sind, es aber an repräsentativen, flächengenauen Daten zu deren Vorkommen fehlt; Orientierung an Mangel-Lebensräumen (Habitatspezialisten) kann viele gefährdete Arten abdecken |
| **Faustregel VII** - Metapopulationsmanagement/ potenzielle Lebensräume | |
| Auch aktuell nicht besiedelte, aber qualitativ und von der Größe her geeignete Lebensräume können für das Überleben von Metapopulationen wesentlich sein und müssen daher bei der Habitatverbundplanung wie besiedelte Flächen behandelt werden. Die Entfernung einer einzelnen Teilfläche kann bereits ein Metapopulationssystem zum Erlöschen bringen. | bedingt anwendbar: Da Informationen zu den realen Vorkommen aller relevanten Arten meist fehlen und sich deshalb an Lebensraumflächen orientiert werden muss, werden Flächen gleichen Typs immer mit einbezogen. Damit kann der Faustregel prinzipiell entsprochen werden. |
| **Faustregel VIII** - Metapopulationsmanagement/ bestehende Lebensräume | |
| Der erste praktische Schritt beim Habitatverbundmanagement muss in einer Optimierung der Qualität und der Größe der verfügbaren Flächen bestehen, um die vorhandenen Teilpopulationen zu stabilisieren. Der Wert von Habitatverbundsystemen besteht vor allem in ihrer präventiven Wirkung zur Vermeidung von Situationen, die kritisch für das Überleben von Arten werden können. | bedingt anwendbar: Inhalt übertragbar für Bewertung und räumliche Prioritätensetzung: große Metapopulationsverbünde sind besser als kleine / Metapopulationsverbünde sollten möglichst groß (unzerschnitten) sein |

| **Faustregel - inhaltliche Aussage** (gekürzt)<br>Details s. HENLE et al. (1999) | **Einschätzung der Anwendbarkeit für die überörtlichen Planungsebenen** |
|---|---|
| **Faustregel IX** - Metapopulationsmanagement/ Überlebenswahrscheinlichkeit | |
| Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Metapopulationen hängt von der räumlichen Anordnung der Teilpopulationen ab. Schema:<br><br><br>(Details und Einschränkungen s. HENLE et al. 1999) | bedingt anwendbar: Die Grundregeln zur räumlichen Konfiguration können gut bei Analysen auf den überörtlichen Ebenen eingesetzt werden und liefen die wichtigsten Anhaltspunkte für die Suche nach ‚landschaftlichen' Korridoren zum Aufbau ‚Ökologischer Netzwerke' auf überörtlichen Ebenen. Robuste Verbindungen sind dort zu suchen bzw. zu erhalten, wo relativ große Flächen ausgedehnte Flächenkonfigurationen bilden. Auch sind diese Verbünde und ihre Bestandteile bevorzugt zu stabilisieren. |
| **Faustregel X** - optimale Vernetzung | |
| Beim „Korridormanagement" (Zwischenraum-Durchlässigkeit) müssen für die Optimierung der Überlebenschancen von Metapopulationen hinsichtlich der Emigrantenproduktion zwei Situationen unterschieden werden: a) gleiche Emigrantenproduktion aller Teilpopulationen (Ausnahmefall) - optimal ist die Komplettvernetzung, b) unausgewogene Emigrantenproduktion der Teilpopulationen (sicher Normalfall) - optimal ein unausgewogenes Vernetzungsmuster, Vernetzung in Richtung der stärkeren Teilpopulation konzentrieren.<br>Beim „Flächenmanagement" (der Teilpopulationen) gilt die entsprechende Argumentation, z.B. im Normalfall des unausgewogenen Vernetzungsmusters ist es günstig, Teilflächen unterschiedlicher Größe zu haben (große Teilflächen sollten die mit überdurchschnittlich vielen Korridoren sein)<br>Korrekte Entscheidungen können nur dann getroffen werden, wenn zuvor das gesamte Vernetzungsmuster analysiert worden ist. | nicht anwendbar, da keine Daten zur Emigrantenproduktion vorliegen und nicht die gesamten Vernetzungsmuster analysiert werden können |
| **Faustregel XI** - Stützungsmaßnahmen | |
| Neue Teilflächen sollten ein Management erhalten, das eine rasche Etablierung neuer Teilpopulationen ermöglicht und deren ausreichende Stabilität garantiert. | nicht zutreffend, da das Management neuer Flächen vor Ort durchgeführt werden muss |

Für die Formierung von Anforderungsprofilen bzw. Anspruchstypen zur Arbeit auf den überörtlichen Ebenen verbleiben vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten, die sich im Wesentlichen auf Informationen zu Biotop- bzw. Lebensraumtypen beschränken, folgende nutzbare Parameter:

- Habitatflächen (Typen, Größen, Formen)
- Anordnung der Habitatflächen (Distanzen, Verteilung)
- Beschaffenheit der Matrix (Durchlässigkeit/ flächige und lineare Barrieren, Trittsteine)

Diese wenigen, überwiegend räumlich-strukturellen Parameter (vgl. jedoch *landscape metrics*, Kapitel 5.3.3) müssen mit grundlegendem ökologischen Wissen verknüpft werden (s. nachfolgend). Festgehalten werden kann, dass große Habitatflächen bzw. viele (größere) interagierende Flächen immer positiv zu beurteilen sind (s. auch Ende der Diskussion in Kapitel 7.2.1).

### 5.4.2 Lebensraumtypenbezogener Ansatz

Aufgrund des bereits erläuterten Informationsstandes zu den Vorkommen und Populationen von Arten kann ein *direkter* arten- oder artengruppenbezogener Ansatz nicht Kern einer Methode sein, die den Anspruch erhebt, eine räumliche Kulisse für ein Verbundsystem zum Schutz des Großteils der (schutzbedürftigen) Artenbiodiversität zu liefern. Aus diesen Gründen kommt hier ein Ansatz zum Tragen, der als „biotoptypenbezogen", „ökosystemtypenbezogen" oder „lebensraumtypenbezogen" bezeichnet werden kann. Nachfolgend sollen überwiegend die Begriffe „Lebensraumtyp" bzw. „lebensraumtypenbezogen" verwendet werden, weil:

- „biotoptypenbezogen" zu stark auf die im Naturschutz meist ohne deutlichen Artenbezug formierten „Biotoptypen" (mit denen aber hier trotzdem gearbeitet wird) fixieren würde,

- der Begriff „Ökosystem“ auf die Wechselbeziehungen zwischen den Lebensgemeinschaften und ihrer Umwelt fokussiert und „Ökosysteme“ (Ökotope) räumlich schwer abzugrenzen sind; im Allgemeinen gelten sie eher als großräumige Ausschnitte der Landschaft,
- der Begriff des „Lebensraumes“ aber, obwohl weitgehend synonym mit „Biotop“, heute stärker als eine die Tierartenausstattung integrierende Bezeichnung verstanden wird, was nicht zuletzt durch die Definition der „Lebensraumtypen“ der FFH-Richtlinie mit ihrer charakteristischen Artenausstattung (vgl. EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT 2003, SSYMANK et al. 1998) begründet ist.

Es wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass sich Lebensräume von Tierarten typisieren lassen, d.h., dass sich die (schutzbedürftigen) Arten bzw. Lebensgemeinschaften bestimmten Lebensraumtypen zuordnen lassen (z.B. BLAB & RIECKEN 1989, BLAB 1993: 13 ff., RIEDL 1995). Lebensraumtypen werden somit zu räumlichen Platzhaltern für eine auf den überörtlichen Ebenen nicht vollständig bekannte und geografisch wechselnde Artenausstattung.

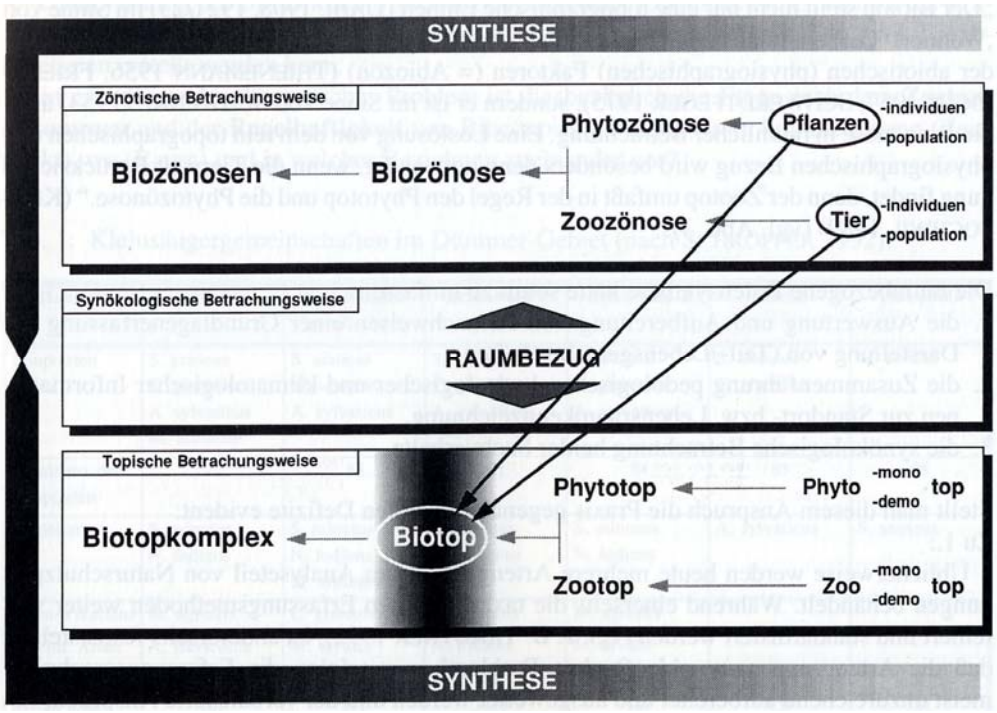



Abb. 68: Zusammenführen von topischer und zönotischer Betrachtungsweise (RIEDL 1995)

Der Ansatz von RIEDL (1995) zielt auf eine Verstärkung synökologischer Betrachtungsweisen in der Planung ab; es geht aber auch um die Herstellung des Raumbezugs für Informationen zur Artenausstattung und zu räumlich-funktionalen Beziehungen.

Dass dieses Vorgehen aus wissenschaftlicher Sicht nicht unproblematisch ist, wird allein schon dadurch deutlich, dass viele Arten nicht nur einen (eng gefassten) Lebensraumtyp besiedeln. Es können hinsichtlich des Lebensraumanspruchs folgende Hauptgruppen unterschieden werden (nach PLACHTER 1991, RIECKEN 1992, SETTELE & REINHARDT 1999, BERNOTAT et al. 2002, RIECKEN et al. 2004):

- **Biotopbesiedler/ biotopbesiedelnde Arten/ Mono-Biotopbewohner:**
  Überbegriff für Arten, deren Habitatansprüche innerhalb eines als Biotop abgrenzbaren Lebensraumes vollständig erfüllt werden und die daher nicht zwischen verschiedenen Biotopen wechseln müssen. Die Biotopbesiedler können weiter in Einbiotop(typ)bewohner (stenotope Arten) und Verschieden- bzw. Vielbiotop(typ)bewohner differenziert werden,

wobei letztere als Arten in mehreren Biotoptypen (oder in vielen: euryöke Arten) vorkommen, als Individuen bzw. als Populationen aber im selben Biotoptyp bleiben können.

- **Teilsiedler** (z.T. auch als Verschiedenbiotopbewohner bezeichnet)**:**
  Teilsiedler sind Arten, die im Verlauf ihrer Individualentwicklung und/ oder periodisch im Jahresverlauf mehrere räumlich voneinander getrennte Lebensräume nutzen. Zwischen den einzelnen Teillebensräumen bestehen somit räumlich-funktionale Beziehungen.
- **Biotopkomplexbesiedler / -bewohner:**
  Arten, die primär innerhalb einer (entwicklungszyklischen und/ oder tageszeitlichen, jahreszeitlichen) Lebensphase eine Kombination unterschiedlicher Biotope bzw. Biotoptypen als Teilhabitate in ihrem Gesamtlebensraum nutzen, die häufig in charakteristischer Weise als Biotopkomplex räumlich und funktional in engem Verhältnis stehen.

Diese Einteilung ist auf einen Maßstab ausgerichtet, in dem eine Unterscheidung von Biotoptypen, wie sie üblicherweise in Naturschutz- und Umweltplanungen stattfindet, möglich ist. Bei genauerer Betrachtung bewohnen auch viele Biotopbesiedler verschiedene Mikrohabitate, die als Teilbiotope aufgefasst werden könnten. Für die Arbeit in den Maßstäben der überörtlichen Planungsebenen (insbesondere Landes- und Bundesmaßstab) wird eine geschichtete, auf verschiedene Maßstabsbereiche und Qualitäten der verfügbaren Daten abgestimmte Herangehensweise der Typisierung vorgeschlagen. Dabei sollte mit einer sehr groben, ökologischen Klassifizierung begonnen werden, die selbst bei weniger gutem Informationsstand in vielen Fällen möglich sein wird und nach der Umsetzung im GIS zunächst eine räumliche Übersicht ermöglicht. Entscheidend ist, dass überhaupt ökologisch begründete, an Organismen- und Ökosystemtypen orientierte Ansätze stärker forciert werden, um Verbundaussagen prüfbar zu gestalten (vgl. Kapitel 1.2).

Auf dieser obersten Ebene wird ein einfacher, an **standörtlichen Lebensraumkomplextypen** (trockene, mittlere und feuchte Lebensräume; s. die drei Vertikalen in Tab. 12) orientierter Ansatz verfolgt. Es werden also zunächst nicht mehrere Verbundsysteme für die verschiedensten Artengruppen von Biotopbesiedlern sowie zusätzlich noch für spezielle Typen von Teilsiedlern und Biotopkomplexbesiedlern erarbeitet. Dafür sprechen, in Verbindung mit fachlichen Abwägungen, insbesondere pragmatische Gründe:

**1.** Eine detaillierte, lagegenaue Bearbeitung differenzierter Typen ist nach dem heutigen Stand der Grundlagendaten zu den Lebensräumen (Komplexkartierungen der selektiven Biotopkartierungen) überwiegend nicht möglich (s. Kapitel 5.2.2 und 5.2.3) und wird es in absehbarer Zeit auch nicht sein. Nach den Erfahrungen aus aktuellen Zusammenführungen der (digitalen) Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen (FUCHS et al. 2007a) sind in den Daten typische Biotopkomplexe der offenen, gehölzarmen Lebensräume durchschnittlich schlechter von Biotopkomplexen der gehölzdominierten bzw. Wald-Lebensräume zu unterscheiden, als Feuchtbiotopkomplexe von Trockenbiotopkomplexen; d.h. die kartierten Biotopkomplexe sind in den meisten Bundesländern stärker standörtlich separiert.

**2.** Aus ökologischer Sicht ist eine Arbeit mit standörtlichen Komplexen insofern vertretbar, weil zwischen Biotoptypen des gleichen Standortbereiches ein hoher Verwandtschaftsgrad hinsichtlich qualitativer und z.T. struktureller Habitatfaktoren besteht (ROWECK et al. 1987, RIEDEL et al. 1994), der sich letztlich auch in der Artenzusammensetzung niederschlägt. Zum Einen bedeutet zwar die Wahl zunächst nur grober standörtlicher Klassen, dass es natürlich nur begrenzt viele Arten gibt, die die gesamte Breite z.B. der Feuchtlebensräume überspannen und für die dann das gesamte aufgezeigte Verbundsystem ‚gilt'. Zum Anderen ist es auf der überörtlichen Ebenen sinnvoll, dass nicht für viele sehr eng gefasste Lebensraumgruppen (und damit Artengruppen) Verbundsysteme erarbeitet, sondern ‚ähnliche Kombinationen mit ähnlichen Kombinationen' verknüpft werden. Es

werden dadurch zahlreiche Teilsiedler und Komplexbesiedler des Standortbereiches aufgegriffen und Biotopbesiedler theoretisch eingeschlossen (s. Abb. 69, oben; vgl. Kapitel 7.2.2). Dieser pauschale Ansatz bedingt allerdings, dass bei den aufgezeigten Beziehungen (z.B. zwischen zwei Paaren von Feuchtgebietskomplexen) nicht immer gleiche Artengruppenkombinationen vertreten werden, weil sich die Komplexe aus unterschiedlichen Lebensräumen zusammensetzen können.

**3.** Aus planerischer Sicht ist ein Komplexbezug zweckmäßig, weil in den meisten Landschaften die Lebensräume mit schutzbedürftigen Arten nur noch einen geringen Anteil an der Gesamtlandschaft haben und oft inselartig in Lebensraumkomplexen vorkommen (RIECKEN et al. 2004: 4), sodass bei einem Aufzeigen des Verbunds für detaillierte Typen immer wieder ähnlich gerichtete Raumbeziehungen (bei relativ kleinen Komplexen auch ähnliche Distanzen) aufgezeigt würden, wie dies auch beim sofortigen Rückgriff auf den Gesamtkomplex geschieht (s. Abb. 69, unten).

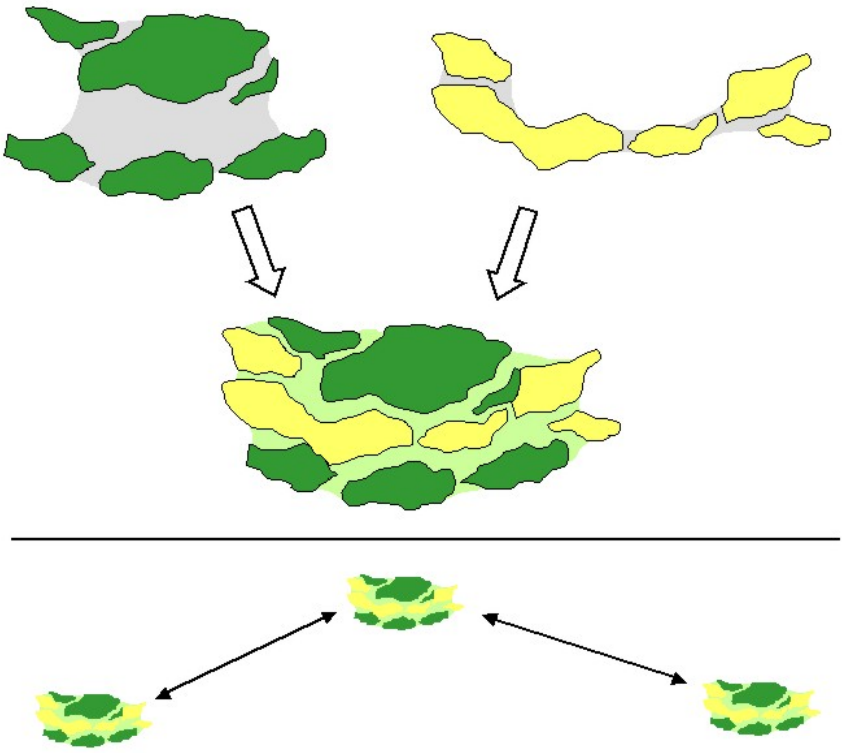


Abb. 69: Arbeit mit Lebensraumkomplexen auf überörtlicher Ebene
grün: wertvoller Waldlebensraum (z.B. Eichenwald trockenwarmer Standorte)
gelb: wertvoller Offenlandlebensraum (z.B. Trocken- und Halbtrockenrasen

Lebensräume des Halboffenlandes, die für viele Teilsiedler und Komplexbesiedler von Bedeutung sind, werden bei dem hier beschriebenen Ansatz nicht gesondert herausgestellt, weil die räumlich-explizite Arbeit im GIS die Komplexe aus (wertvollen) gehölzgeprägten Lebensräumen und (wertvollen) offenen Lebensräumen sozusagen automatisch zusammenstellt, sofern es sich um kartierte Flächen handelt (Abb. 69, oben, s. aber Probleme im mittleren Standortbereich, Kapitel 5.2.3)

Wenn entsprechend genauere Lebensraumdaten verfügbar sind oder generiert werden können (hinreichende Unterscheidung von offenen und gehölzgeprägten Lebensräumen), ist es geboten, den Ansatz zu spezifizieren. Hohe Verwandtschaftsgrade bestehen auch zwischen gehölzgeprägten Lebensräumen bzw. zwischen Offenlandlebensräumen; insbesondere dann, wenn sie jeweils nicht den extremsten Standortflügeln angehören (ROWECK et al. 1987, RIEDEL et al. 1994). Daher ist auf nachgeordneter Stufe der Aussageschärfe eine Verknüpfung zwischen den drei

Hauptstandorttypen und zwei Hauptlebensraumtypen weiterführend (s. Tab. 12). Da hier vordergründig Arten im Fokus stehen, die als ‚schutzbedürftig' und/ oder ‚charakteristisch' für bestimmte Lebensräume betrachtet werden (s. Kapitel, 5.4.5, Zielarten-Ansatz) sowie auf terrestrischen Verbund angewiesen sind (s. Kapitel 1.2), konzentrieren sich die Beispielangaben für die Lebensraumtypen in Tab. 12 (insbesondere im mittleren Standortbereich) auf heute gefährdete, naturgeprägte Lebensräume, weil mit diesen unmittelbar auch die entsprechenden Artvorkommen verknüpft sind (vgl. RIECKEN 1992).

Tab. 12: Hauptstandort- und Hauptlebensraumtypen im terrestrischen Bereich

| **Hauptstandorttypen ► Hauptlebensraumtypen ▼** | **trockene (magere) Standorte** | **mittlere Standorte** | **feuchte bis nasse Standorte** |
|---|---|---|---|
| **Wald** (Zusammenfassung für gehölzgeprägte Lebensräume, incl. Feldgehölze, Gebüsche, Hecken) | **TRO-WA** Trockenwälder, Trockengebüsche | **MIT-WA** naturnahe mesophile Wälder und Forsten, Gebüsche | **FEU-WA** Auwälder, Bruch- und Moorwälder, Feuchtgebüsche, entsprechende Ufer |
| Halboffenland, Mäntel, Säume | Komplexe aus ↑↓ | Komplexe aus ↑↓ | Komplexe aus ↑↓ |
| **Offenland** (nicht gehölzgeprägte Lebensräume) | **TRO-OF** Trocken- und Halbtrockenrasen, Sandmagerrasen, Heiden, Dünen, z.T. Borstgrasrasen, Felsfluren, trockene Ruderalfluren, Säume, Schläge, z.T. Äcker | **MIT-OF** extensives mesophiles Grünland, z.T. Borstgrasrasen, mesophile Säume, Schläge und Ruderalfluren | **FEU-OF** Feuchtgrünland, gehölzfreie Moore, feuchte Hochstaudenfluren, Röhrichte, Rieder, entsprechende Ufer |

Weitere Abstufungen in der Klassifizierung von Lebensraumtypen und die nachfolgende Bearbeitung im GIS sind jederzeit möglich und sinnvoll, sie werden aber nur im Nachgang der oben aufgeführten ‚Grobschritte' empfohlen, weil sonst das hier angestrebte Aufzeigen landschaftlicher Gesamtzusammenhänge der Lebensraumsysteme und damit auch Arten mit etwas weiterer ökologischer Amplitude (s.o.) aus dem Blick geraten können. Tiefer gehende Analysen sind ohnehin nur möglich, wenn entsprechend präzise Geodaten zu den Lebensräumen vorhanden sind. Theoretisch lassen sich sehr viel differenziertere Betrachtungen anstellen, d.h. es können auch nur die Beziehungen z.B. zwischen den Feuchtgrünländern bzw. offenen Niedermooren eines (Teil-) Bezugsraumes für bestimmte Arten(gruppen) dargestellt werden. Die dabei aufgezeigten Raumsysteme sind dann aber meist Teilmengen der o.g. Grobkulissen. Je stärker man dabei differenziert, umso mehr müssen/ können auch flächige Ausbreitungswiderstände berücksichtigt werden (s. Kapitel 5.4.6). Für diese Art von Analysen und Prognosen ist der hier zu erarbeitende Ansatz jedoch nicht gedacht; bei dieser Aussageschärfe findet der Übergang zu autökologischen bzw. populationsökologischen räumlichen Betrachtungsweisen statt, für die es ausreichend spezielle Methoden gibt und die anwendbar sind, sollten doch einmal entsprechende Daten für ein größeres Gebiet vorhanden sein (s. Kapitel 5.3.2).

Die hier angestrebte Aussageschärfe soll noch einmal an Beispielen erläutert werden. TROST (2004) erarbeitete „Habitatpräferenztypen" für die Laufkäfer der Trockenhabitate Mitteldeutschlands. Um einen Überblick über alle Lebensgemeinschaften zu bekommen und die der Xerothermhabitate abzugrenzen, wurden auch Nicht-Xerothermhabitate untersucht. Zunächst konnte anhand der Artenzusammensetzung eine Differenzierung der Hauptlebensräume herausgearbeitet werden (vgl. Ähnlichkeit mit der Differenzierung in Tab. 12).

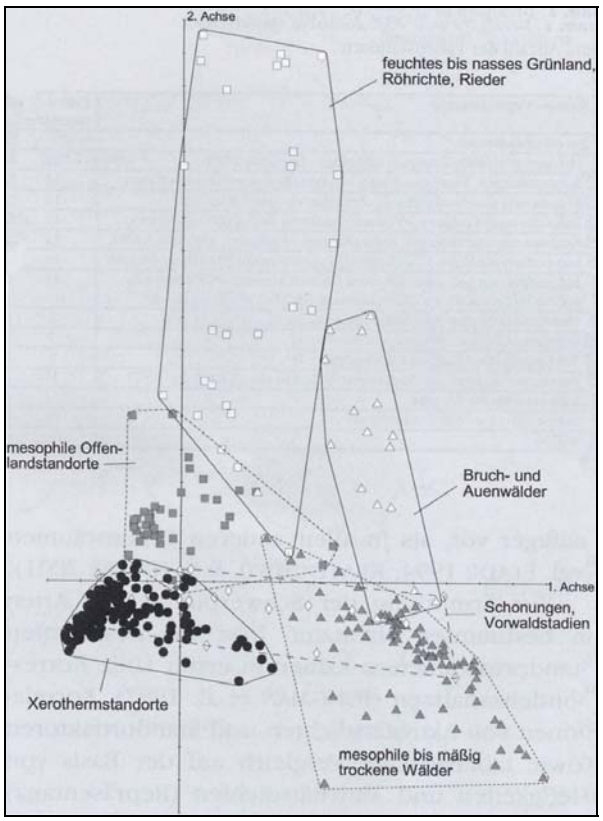



Abb. 70: Hauptlebensraumtypen von Carabiden (Laufkäfer) (TROST 2004)

Mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse (CA) eines Gesamtdatensatzes von fast 400 Fallenstandorten aus verschiedenen Lebensraumtypen konnte die gebräuchliche Grobklassifizierung der Carabiden in Waldarten und Offenlandarten und die Aussage, dass Licht und Feuchtigkeit dominierende Faktoren der Habitatbindung sind, grundsätzlich bestätigt werden.

Eine ähnliche Grobdifferenzierung kann bei vielen anderen Artengruppen, insbesondere bei Gruppen der Wirbellosen, angenommen werden (Heuschrecken: DETZEL 1998, WALLASCHEK et al. 2004) Tagfalter s. nachfolgend). REINHARDT & THUST (1988) bzw. SETTELE & REINHARDT (1999) verwenden für die Tagfalter eine von BLAB & KUDRNA (1982) erarbeitete Klassifizierung der Lebensräume und unterscheiden (neben der Sondergruppe der alpinen Arten):

- mesophile Arten des Offenlandes,
- mesophile Arten gehölzreicher Übergangsbereiche, auch von Saumstrukturen
- mesophile Waldarten (Bewohner der inneren und äußeren Säume und der Mantelstrukturen)
- xerothermophile Offenlandbewohner
- xerothermophile Gehölzbewohner
- hygrophile Arten und (Hoch)Moorarten (tyrphostene und tyrphophile Arten)

Aufbauend auf die Grobklassifizierung der *Carabiden* erarbeitete TROST (2004) dann eine tiefer gehende Gliederung der Laufkäfergemeinschaften xerothermer Standorte (Abb. 71). Sie kann als eine mögliche Ausdifferenzierung des entsprechenden Feldes (TRO-OF) in Tab. 12 angesehen werden. In der Gliederung wird deutlich, dass es xerotherme Arten gibt, die den gesamten trockenwarmen Lebensraumbereich im pleistozänen Tiefland und im Hügelland überspannen (s.o., allgemeine Argumentation), und solche, die sich durch speziellere Präferenzen (Höhenstufen, Bodentypen, Vegetationstypen) auszeichnen. Eine weitere Feingliederung haben beispielsweise BAUMANN et al. (1999) für die Zikaden der offenen Trockenlebensräume erarbeitet. Für einige Artengruppen (z.B. Spinnen der Trockenstandorte: BAUMANN 1997, BAUMANN et al. 1999) wird aber auch deutlich, dass eine Feindifferenzierung fachlich nicht immer sinnvoll und möglich ist.

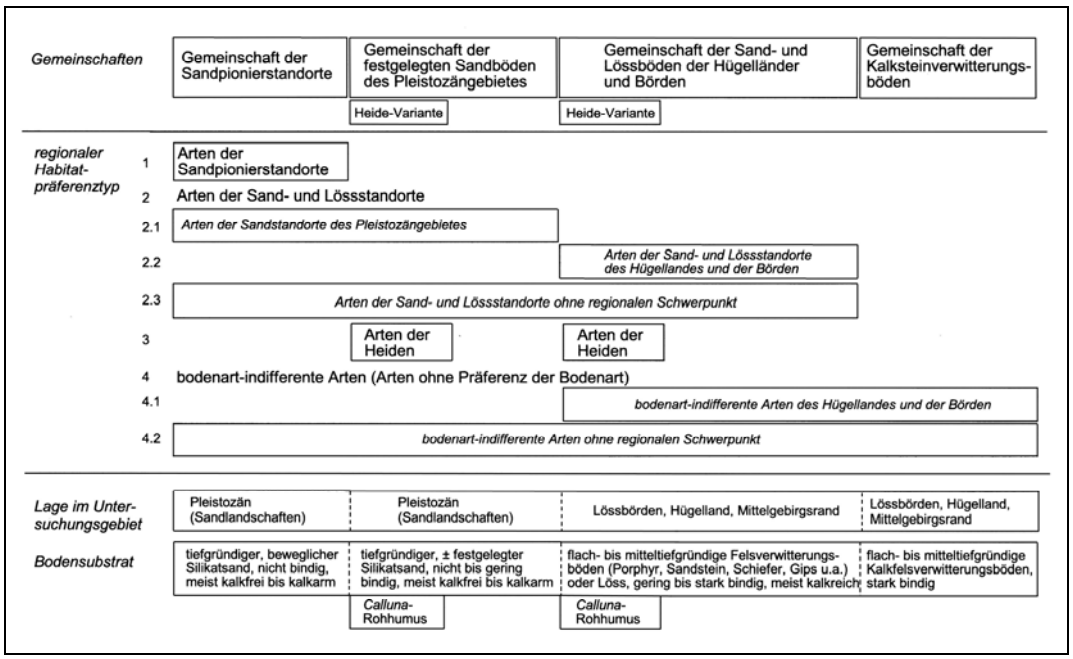



Abb. 71: Gliederung der Laufkäfergemeinschaften mitteldeutscher Xerothermstandorte (Quelle: TROST 2004)

Für derartige Typengliederungen ist es in Abhängigkeit von der großräumigen Datenverfügbarkeit zu den Lebensraumtypen theoretisch möglich, entsprechende räumliche Subsysteme aufzuzeigen und so die wissenschaftlichen Erkenntnisse (wenn sie vorliegen) für Planungen auf überörtlicher Ebene besser verfügbar zu machen. Zu beachten ist jedoch, dass es sich bei den ermittelten Artengemeinschaften häufig um lokale bis regionale Ausprägungen handelt, was als ein weiteres Argument für die Anwendung eines etwas ‚breiteren' Ansatz bei kleinmaßstäblichen Betrachtungen gelten kann.

Die Klassifizierung von Lebensraumtypen und die Zuordnung entsprechender Tierartengruppen reicht aber noch nicht aus, um (potenzielle) räumlich-funktionale Beziehungen zu ermitteln. Benötigt wird zusätzlich eine Herangehensweise, die die unterschiedliche Mobilität von Tierarten und die davon abhängigen Parameter wie z.B. die (Wieder-)Besiedlungswahrscheinlichkeit von Habitatflächen berücksichtigt soweit dies die Daten und Kenntnisse zulassen (vgl. Tab. 11).

### 5.4.3 Berücksichtigung unterschiedlicher Mobilität

Die Mobilität von Individuen wurde insbesondere im Zusammenhang mit dem Metapopulationskonzept verstärkt diskutiert und auch untersucht. Doch auch ohne die Betrachtung von Metapopulationsstrukturen ist sie ein wichtiger Parameter für das Überleben von Arten in Raum und Zeit.

Artspezifische Richtwerte oder Spannen für überbrückbare Distanzen und daraus abgeleitet, für tolerierbare Entfernungen bzw. ‚kritische' Vernetzungsdistanzen zwischen Lebensräumen, finden sich mittlerweile in einigen Übersichten (s.u.). Bei genauerer Auseinandersetzung mit den Inhalten der diesen Übersichten zugrunde liegenden Untersuchungen fällt zunächst auf, dass die angegebenen Distanzwerte mit verschiedenen Zielstellungen und mit verschiedenen Methoden erhoben wurden (z.B. Aktionsradien, Ausbreitungs- oder Kolonisationsdistanzen). Dementsprechend sind sie auch nur auf vergleichbare Fragestellungen und Situationen übertragbar. Weitgehend einig ist man sich darüber, dass (extreme) festgestellte Maximaldistanzen zwar interessante Informationen über mögliche Ausbreitungsleistungen sind, aber nicht Grundlage für Schutzstrategien zum Ver-

bund sein können, weil Entfernungen, die möglicherweise nur sehr wenige Individuen zurücklegen, nicht als Maß für tatsächliche Neu- oder Wiederbesiedlungen dienen können. Entscheidend ist, wieviele Individuen so weit kommen, dass es zur Ausbildung einer Population in einem (wieder-) besiedelbaren Habitat kommt. Diesbezügliche quantitative Daten wurden bislang nur in geringem Umfang erhoben. Trotzdem besteht meist die Tendenz, dass die Leistungen der Tiere unterschätzt werden, was im Wesentlichen daran liegt, dass bei den Fang-Wiederfang-Untersuchungen mit zunehmender Entfernung aufgrund der räumlichen Ausdünnung der Individuendichte die Wahrscheinlichkeit eines Wiederfanges rapide abnimmt (SETTELE et al. 1999, KENWARD et al. 2002, Veranschaulichung s. Abb. 72).




Abb. 72: Ausdünnung abwandernder Individuen mit zunehmender Distanz vom Habitat

Welche Mobilitäts- bzw. Ausbreitungsparameter als Grundlage für Verbundkonzepte herangezogen werden sollten, hängt von der Aussagekraft der zur Verfügung stehenden Informationen ab. Weil die Habitatqualitäten für die überörtlichen Ebenen bei der Vielzahl von Lebensraumflächen im Regelfall nicht einschätzbar sind bzw. je nach Art auch unterschiedlich eingestuft werden müssen, lassen sich Dichten, Abwanderungs- und (Re)Kolonisationsraten nicht schätzen (s. Kapitel 5.4.1). Schon deshalb ist die Aufstellung eines (vereinfachten) populationsökologischen Modells hier nicht angebracht; je nach Situation können allein schon unterschiedliche Habitatqualitäten (bei angenommener homogener Matrix) eine große Spanne bei den Ausbreitungsdistanzen bzw. (Re)Kolonisationswahrscheinlichkeiten bewirken (Abb. 73).

Die fehlende Verfügbarkeit von Daten zur Habitatqualität bedeutet auch, dass eine stark differenzierende Berücksichtigung von Flächengrößen im Rahmen von Konnektivitätsaussagen nicht weiterführend ist. Zwar können anhand der Flächengröße und auch anhand der meist von ihr abhängigen Randlänge generelle Abstufungen in der Bedeutung der Einzelflächen im Verbund vorgenommen werden (von großen Habitaten mit eher individuenstärkeren Populationen wandern tendenziell mehr Individuen ab), solange aber die Habitatqualität nicht bekannt ist bzw. auf kartierte Biotopkomplexe zurückgegriffen werden muss (vgl. Kapitel 5.2.3), täuscht jeder detailliert quantifizierende Ansatz eine Genauigkeit der Aussagen vor, die so nicht abgeleitet werden kann. Es sollte aber eine (einfache) Lösung für die GIS-Bearbeitung gefunden werden, bei der großen Flächen bzw. großen (sich gegenüberliegenden) Randlängen eine stärkere Wirkung auf die Ausbildung des Verbundsystems zugemessen wird, um der erläuterten Beziehung lediglich grundsätzlich Rechung zu tragen (s. Abb. 74 und Ergebnisse der individuenbasierten Modelle, Kapitel 5.3.2).

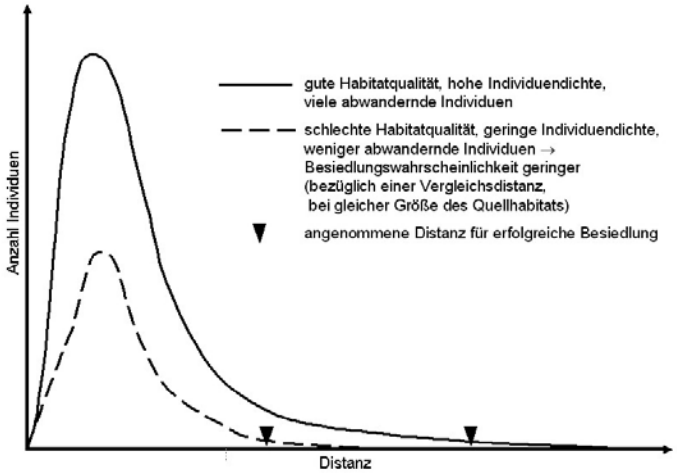



Abb. 73: Trivial-Range- und Ausbreitungsverhalten (vereinfachte Darstellung) bei unterschiedlicher Habitatqualität (und der Annahme gleicher Durchlässigkeit der umgebenden Landschaft/ Matrix)
(abgeleitet aus Ergebnissen von Untersuchungen zum Dispersal, z.B. SEUFERT & GROSSER 1996, ALTMOOS 1998, HENGEVELD & HEMERIK 2002, WILSON & THOMAS 2002, RECK 2003b, HACHTEL et al. 2006, )

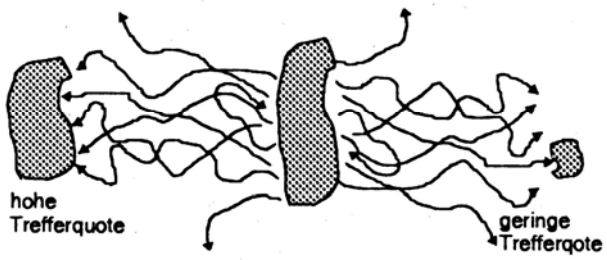



Abb. 74: Einwanderungsrate in Abhängigkeit von der Flächengröße/ Randlinienlänge
(RIEDEL et al. 1994)

Daneben ist das Einbeziehen der bisher in Felduntersuchungen ermittelten Ausbreitungsdistanzen trotz der erörterten Unsicherheiten die einzige Möglichkeit, die Mobilität in die hier angestellten Überlegungen einzubeziehen. Es muss nur beachtet werden, dass auf den überörtlichen Ebenen nicht mit konkretisierten Werten gearbeitet werden kann, weil ‚gleichzeitig' für viele unterschiedliche räumliche Situationen ‚gedacht' werden muss und damit ein Festlegen von genaueren artspezifischen Distanzen (für alle lokalen Situationen) nicht möglich ist. Die unscharfen Ergebnisse (z.B. aufgezeigte Metapopulationszusammenhänge) können dadurch nur eine grobe Orientierung liefern. Im konkreten Planungsfall (Maßnahmen vor Ort) muss näher untersucht werden, welche Artenausstattung und Populationsgrößen vorhanden sind und es muss eine naturschutzfachliche Zielfindung erfolgen (Verbund für welche Arten - Lösung von Zielkonflikten).

Auf der Grundlage verfügbarer Übersichten sind in Tab. 13 Mobilitätsleistungen mitteleuropäischer Tierarten und Tierartengruppen aufgeführt. Die Angaben beziehen sich überwiegend auf das aktive Dispersal. Die Zusammenstellung soll nur einen Eindruck des bisher zusammengetragenen Wissen vermitteln und es verbleiben Lücken bei einigen Distanzklassen; es wurde nicht auf artspezifische Veröffentlichungen zurückgegriffen. Die lückenhafte und teilweise widersprüchliche Übersicht weist auf das Erfordernis einer umfassenden, systematischen Wissenssammlung und einer gezielten Forschung hin (s. Kapitel 7.6).

Tab. 13: Mobilitätsleistungen mitteleuropäischer Tierarten und Tierartengruppen

(± aktiv zurückgelegte Dispersions- und Kolonisationsdistanzen, nach RIESS 1986, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1991, BLAB et al. 1991, RIEDEL et al. 1994, JEDICKE 1994a, SETTELE & REINHARDT 1999, PAN 2006a, MAAS et al. 2002)

| | **Artengruppen und Arten/ Beispiele** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Distanzklassen** | **sonstige Wirbelose** | **Heuschrecken** | **Libellen** | **Tagfalter** | **Amphibien Reptilien** | **Säugetiere** | **Vögel** |
| <100 m | Landschnecken, Blattkäfer | Rotflügel. Schnarrschrecke ♀, Gewöhnliche Gebirgsschrecke | | | | | |
| >100 - 500 m | Totholzkäfer | viele Arten, z.B. Kleiner und Schwarzfleckiger Heidegrashüfer, Heidegrashüpfer, Gefleckte Schnarrschrecke ♀ | einige Arten, v.a. Kleinlibellen, z.B. Speer-Azurjungfer, Schwarze Heidelibelle | wenige Arten, z.B. Kreuzenzian-Ameisenbläuling | Mauereidechse, Geburtshelferkröte | Birkenmaus, Gelbhalsmaus, Waldmaus | |
| >500 - 1000 m | solitäre Wespen- und Bienenarten, kleine flugunfähige Laufkäfer | viele Arten, z.B. Gefleckte Schnarrschrecke ♂, Lauchschrecke, Blauflügelige Ödlandschrecke, Rotflügelige Schnarrschrecke ♂, Langfühler-Dornschrecke | viele Arten, v.a. Kleinlibellen, z.B. Gebänderte Prachtlibelle, Vogel-Azurjungfer, Gemeine Winterlibelle | viele Arten, z.B. Argus-Bläuling, Lungenenzian-Ameisenbläuling, Maivogel, Alpen-Gelbling | Knoblauchkröte, Molche, Feuersalamander, Zauneidechse | Wasserspitzmaus, Feldmaus | |
| >1 - 2 km | flugfähige Laufkäfer | einige Arten, z.B. Feldgrille, Westliche Beißschrecke, Wiesengrashüpfer | viele Arten, z.B. Zweigestreifte Quelljungfer, Glänzende Binsenjungfer | viele Arten, z.B. Schwarzer Apollo, Goldener Scheckenfalter, Schachbrett, Baldrian-Scheckenfalter | Springfrosch | Brandmaus, Erdmaus, Haselmaus, Waldwühlmaus | |
| >2 - 5 km | Köcherfliegen (Kompensationsflüge), Hummeln, flugfähige Laufkäfer | einige Arten, z.B. Gebirgsgrashüpfer ♂, Grüne Strandschrecke, Sumpfschrecke | viele Arten, z.B. Blauflügel-Prachtlibelle, Helm-Azurjungfer, Grüne Keiljungfer | viele Arten, z.B. Wachtelweizen-Scheckenfalter, Berghexe, Segelfalter, Randring-Perlmutterfalter, Zwergbläuling | Kreuzkröte, Wechselkröte, Erdkröte, Gelbbauchunke, Geburtshelferkröte, Wasserfrösche, Gras- und Moorfrosch, Feuersalamander, Kreuzotter | Ostschermaus, *Sorex*-Spitzmäuse, Siebenschläfer | wenige Arten, z.B.Haselhuhn |
| >5 - 10 km | | einige Arten, z.B. Gebirgsgrashüpfer ♂, Blauflügelige Sandschrecke, Italienische Schönschrecke | einige Großlibellen (*Aeshna*) | einige Arten, z.B. Roter Scheckenfalter, Hochmoor-Gelbling, Komma-Dickkopffalter | Wechselkröte Laubfrosch | | einige Arten, z.B. Mittelspecht (?) |
| >10 - 50 km | | wenige Arten, z.B. Weinhähnchen | wenige Großlibellen, z.B. Hochmoor-Mosaikjungfer | einige Arten, z.B. Tagpfauenauge, Apollo, Hochmoor-Perlmutterfalter | | Reh, Wildkatze, Dachs, Biber, Fischotter, Bisam, viele Fledermausarten | viele Arten, z.B. Auerhuhn, Birkhuhn, Steinkauz |
| >50 km | | wenige Arten, z.B. Wanderheuschrecken-Arten | wenige Großlibellen, z.B. Große Moosjungfer | wenige Arten, z.B. Kleiner Fuchs oder typische Wanderfalter wie Admiral, Distelfalter | | Rothirsch, Wildschwein, Elch, Luchs, Rotfuchs, Wolf, Braunbär, einige Fledermausarten (Abendsegler) | überwiegender Anteil der Arten, sehr große Distanzen z.B. bei Wasservögeln |

Auf methodische Schwierigkeiten derartiger (vereinfachender) Übersichten wird oben im Kapitel bzw. auch durch die Autoren der aufgeführten Übersichten hingewiesen. Für ein genaueres Hinterfragen der Untersuchungen bzw. ihrer Methodik muss auf die einzelnen Originalarbeiten verwiesen werden. Insgesamt ist zu vermuten, dass die Mobilitätsleistungen aufgrund des Fehlens entsprechender Forschungsarbeiten regelmäßig unterschätzt werden. Aus der Übersicht geht aber zumindest hervor, dass die Ausbreitungsleistungen einerseits von der Fortbewegungsart (lauffähige Arten, flugfähige Arten; schwimmende Arten hier nicht aufgeführt) und andererseits von der Körpergröße abhängig sind (vgl. auch HEYDEMANN 1981, BIEDERMANN 2003). Je größer sich terrestrisch fortbewegende Tiere sind, um so größer sind meist auch die in den Untersuchungen gemessenen Distanzspannen. Dementsprechend wurden für die Gliederung der Übersicht die Distanzklassen nach Lage der Daten ‚frei' gewählt.

Vor dem Hintergrund der hier zu bewältigenden Aufgabe interessiert, inwieweit Arten mit hoher Mobilität überhaupt auf (terrestrische) Verbundsysteme, d.h. auf gegenüber der Umgebung ‚besser' ausgestattete Landschaftsteile, explizit angewiesen sind. In der Regel nimmt mit erhöhter Mobilität auch die Fähigkeit zur Überwindung von Barrieren zu, was sich für flugfähige Tiere am plausibelsten darstellt. Generell ist es natürlich auch bei hochmobilen Arten erforderlich, dass für eine erfolgreiche Ausbreitung bzw. Wiederbesiedlung in erreichbarer Entfernung geeignete Lebensräume zur Verfügung stehen müssen, nur ist das Erreichen dieser weniger von speziellen terrestrischen Verbundstrukturen in hoher Dichte abhängig (bezüglich Tagfalter s. SETTELE & REINHARDT 1999). Die oft im Mittelpunkt von Naturschutzdiskussionen stehenden großen (attraktiven) Arten aus den Gruppen der Säuger oder der Vögel sind mobile Arten, die primär nicht durch Lebensraumverluste, sondern maßgeblich durch direkte Verfolgung bzw. Jagd stark dezimiert wurden. Gerade bei diesen Arten ist aber aufgrund ihrer Mobilität damit zu rechnen, dass noch oder wieder geeignete Lebensräume besiedelt werden, sobald die Hauptfaktoren des Rückgangs beseitigt und wieder erstarkte Quellpopulationen vorhanden sind. Zu den ‚Erfolgsstories' der Wiederausbreitung beispielsweise von Seeadler, Wanderfalke, Uhu, Schwarzstorch, Fischotter, Biber und z.T. von Wildkatze, Luchs und Wolf trugen keine ‚Biotopverbundmaßnahmen' auf überregionaler bis bundesweiter Ebene bei. Nach gezielten Artenschutzmaßnahmen bei den Restpopulationen (z.B. Stop der Jagd, Verbot giftiger Substanzen, Bewachung der Reproduktionsstätten, Aussetzungsprogramme, Reduktion der Mortalität durch Energieleitungen und Verkehr) sorg(t)en in erster Linie die Tiere selbst für die positiven Entwicklungen, indem sie ihr natürliches Potenzial zur Ausbreitung wieder entfalten (können), ohne dass umfassende gesellschaftliche Anstrengungen zur generellen Verbesserung der Qualität der Normallandschaft unternommen wurden. Natürlich gibt es bei den genannten Arten Abstufungen hinsichtlich ihres Ausbreitungserfolgs; beispielsweise spielen nach wie vor die Verkehrsmortalitäten bei den sich terrestrisch fortbewegenden Tieren eine bedeutende Rolle. Nur besteht ein grundsätzlicher Unterschied zwischen Arten, die bestandsbedroht sind, weil sie viele ihrer Lebensräume an sich insbesondere durch Nutzungsintensivierung verloren haben und dadurch zusätzlich aufgrund ihrer geringen Mobilität von Fragmentierung betroffen sind, und Arten, die sich aufgrund ihrer erhöhten Mobilität noch oder wieder geeignete Lebensräume weitgehend ohne Verbundmaßnahmen selbst erschließen können. Für erstere sind Verbundsysteme nach aktueller Zielstellung eine geeignete Hilfe, auch wenn die Verbesserung der Qualität oder die Vergrößerung noch vorhandener Lebensräume in den meisten Fällen eine bedeutendere Rolle spielt (vgl. FAHRIG & MERRIAM 1985, ANDRÉN 1994, FAHRIG 1997, BENDER et al. 1998, HENLE et al. 1999, SCHRÖDER 2000: 116, SACHTELEBEN 2000: 151).

Es wird deshalb hier die Auffassung vertreten, dass sich die Raumkulissen von Verbundsystemen, die nicht nur für die wenigen ‚öffentlichkeitswirksamen' Arten („*The other 99%*", PONDER & LUNNEY 1999 ) fungieren sollen, zunächst an den Arten mit geringerer Mobilität und einer stärkeren Bin-

dung an Lebensraumstrukturen orientieren müssen und nicht an den Arten mit höherer Mobilität. Das bedeutet, dass die Konzeptionen für die überörtlichen Ebenen mindestens auf regionaler Ebene ansetzen müssen (*bottom up*-Ansatz). Das Erkennen regionaler Zusammenhänge kann wiederum nur plausibel gelingen, wenn sich die einzelnen lokalen Situationen als Zusammenhänge abbilden lassen. Dafür werden alle verfügbaren Informationen zu den lokal vorkommenden Lebensräumen und Arten benötigt. Auf regionaler Ebene entsteht dadurch einerseits ein Rahmen für die lokale Ebene, auf der schließlich alle Maßnahmen stattfinden müssen, andererseits wird es erst durch eine Übersicht auf regionaler Ebene möglich, überregionale Zusammenhänge nachvollziehbar aufzuzeigen. Das heißt nicht, dass ein Blick, der beispielsweise von der Bundesebene ausgeht (*top down*-Ansatz), keine wertvollen Informationen liefern kann. Bei einigen Arten mit hohen Mobilitätsleistungen (z.B. Großsäuger, Zugvögel) ermöglicht er die Aufstellung räumlicher Strategien und Modelle, die bei ganzheitlichen Konzepten einzubeziehen wären (Gegenstromprinzip). Doch für die Mehrzahl der Arten ist der Blick von oben hinsichtlich der Ausformung der Kulissen von Verbundsystemen nicht weiterführend, weil kein konkreter Raumbezug zu den lokalen Vorkommen der Arten hergestellt werden kann. Die Aufgabe, zahlreiche detaillierte (lokale) Informationen zusammenzuführen und damit Raumzusammenhänge und Schwerpunkte zu erkennen, könnte durch den Einsatz von GIS nachvollziehbar und auch effektiv gelöst werden.

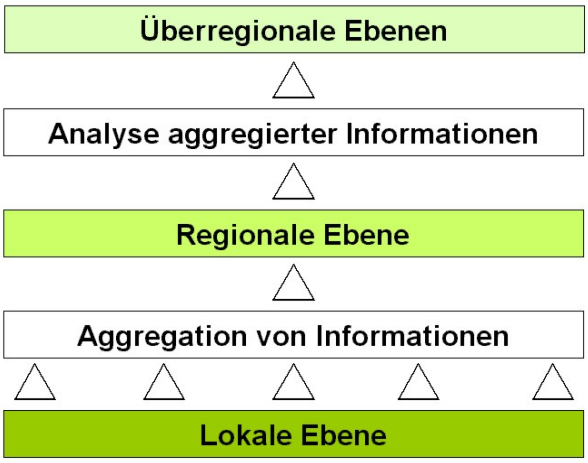



Abb. 75: Aggregation von (Geo)Informationen

In diesem Zusammenhang spielt auch die Frage, welche Arten auf den oft formierten Raumebenen des Biotopverbunds (RIECKEN et al. 2004, BALDERMANN 2005) zu betrachten sind, eine Rolle. Es ist sicher eine fachlich richtige Ableitung, wenn Aktionsradien, Ausbreitungsdistanzen oder der Flächenbedarf für kleinste überlebensfähige Populationen mit den gängigen Raumebenen der Planung kombiniert werden und damit ‚Handlungshierarchien' gebildet werden. Demnach wären auf verschiedenen Ebenen (artbezogene) Konzepte zu entwickeln (s. bereits HOVESTADT et al. 1991, für Zielarten). Doch das ist nicht die einzig mögliche weiterführende Betrachtungsweise - der Raum und seine Artenausstattung lässt sich auch als Kontinuum auffassen. Aus planerischer Sicht ist dies sogar geboten. Das Ausbreitungsvermögen der Individuen wenig mobiler Arten ist zwar eng begrenzt und auch die entsprechenden aktuell erkennbaren Metapopulationssysteme haben eine relativ geringe Flächenausdehnung, doch die Planung von Verbundsystemen zielt ja darauf ab, besonders in den geeignetsten Räumen direkte und indirekte Verbindungen zu erkennen und zu erhalten, Ausbreitungswiderstände zu verringern und auch neue Lebensräume einzubinden, womit Möglichkeiten zur Wiederausbreitung von (gefährdeten) Arten und zur Reaktion der Ökosysteme auf Umweltschwankungen wie z.B. bei den aktuellen Klimaänderungen (s. WATKINSON & GILL 2002, GITAY et al. 2002, SCBD 2003, SLUIS et al. 2004, OPDAM & WASCHER 2004, THOMAS et al. 2004,

KORN & EPPLE 2006) insgesamt verbessert werden sollen. Vor diesem Hintergrund sind auch die Arten mit geringer Mobilität bei überörtlichen Konzepten als Zielarten für den Verbund (s. auch nachfolgendes Kapitel) im Auge zu behalten, indem die noch günstigsten (wenn auch unterbrochenen) Korridore gerade für diese Arten ermittelt werden. Dass diese Arten wieder Gebiete erreichen, aus denen sie verschwunden sind, wird nur über derartige (überregionale) Ansätze zu unterstützen sein (s. Lebensraumkorridore, Kapitel 3.3.3). Im Übrigen hat es sich in den letzen Jahren herausgestellt, dass viele kleine, eher als wenig mobil eingeschätzte Arten doch zu beachtlichen Ausbreitungsleistungen fähig sind bzw. z.T. passiv transportiert werden. Auch wenig mobile Tiere können ‚plötzlich auftauchen', wenn nur genug große und qualitativ hochwertige Lebensräume angeboten werden, ohne dass erkennbar ist, wo die Besiedlungsquellen lagen (Beispiel: einige Bergbaufolgelandschaften). Wenn die zeitliche Dimension noch stärker berücksichtigt wird, nämlich dass Ausbreitung und Wiederbesiedlung auch über Generationsschritte abläuft, relativiert sich eine allzu ‚akademische' Zuordnung von Arten oder Artengruppen zu Planungsebenen. Da letztlich auch die Individuen mobilerer Arten ‚lokal leben' (s. BALDERMANN 2005: 58), steht vor planerischem Hintergrund eher die Frage, ob sich integrierte, d.h. arten(gruppen)- und ebenenübergreifende Lösungen für Verbundkonzeptionen finden lassen. Dabei muss gewährleistet bleiben, dass diesen Konzeptionen trotz aggregierter Inhalte noch genügend ökologische Informationen bezüglich der repräsentierten Typen (Lebensraum/ Mobilität, d.h. auch Bezug zur Raumebene) entnommen werden können. Davon hängt die zielgerichtete Nutzbarkeit z.B. auch für Fachplaner anderer Bereiche entscheidend ab.

Eine schematische Zuordnung von Arten oder Artengruppen zu den Planungsebenen soll hier nicht erfolgen. Stattdessen wird eine leichtfassliche und praktikable Klassifizierung von Mobilitätsleistungen vorgenommen, die mit weiteren Parametern kombiniert wird, um schließlich auf dieser Grundlage Raumsysteme abzubilden. Die Bestandteile dieser Systeme selbst können dann mit Aussagen zur räumlichen Bedeutung verknüpft werden.

### 5.4.4 Einfache Anspruchstypen hinsichtlich des Habitatverbunds

Ausgehend vom hier verfolgten lebensraumtypenbezogenen Ansatz und den Überlegungen zur Mobilität von Arten lassen sich grob klassifizierte Anspruchstypen hinsichtlich des Habitatverbunds bilden. Jeder Typ besitzt ein eigenes ‚Anforderungsprofil'. Dieses wird gebildet durch eine einfache Verknüpfung von Lebensraumtyp und einer (Ausbreitungs-)Distanzklasse, die zusätzlich mit abgeleiteten Ausbreitungswiderständen kombiniert werden kann (vgl. Kapitel 5.4.6). Der „Lebensraumtyp" (s.o.) vereinigt hier bereits so genannte „Strukturtypen" (Biotop- bzw. Vegetationstypen) und „Anspruchstypen" (in Bezug auf die Arten, z.B. Hygrophilie), wie sie bereits in mehreren Arbeiten formiert wurden (so z.B. von RIEDL 1995).

Durch die Verknüpfung von sechs Hauptlebensraumtypen (Tab. 12) und z.B. acht Distanzklassen (Tab. 14) entstehen theoretisch bereits 48 Anspruchstypen; bei (unnötiger) genauerer Abstufung der Distanzklassen werden es sehr schnell mehr. Obwohl bei der Bildung der Anspruchstypen zahlreiche wichtige Parameter nicht berücksichtigt werden konnten (vgl. Kapitel 5.4.1), wird hier bereits deutlich, dass es schon bei diesem Umfang an Kombinationen nicht einfach ist, die damit verbundenen Informationen in einem räumlichen System zu integrieren (vgl. aktueller Stand der Biotopverbundplanungen der Länder, Kapitel 4, speziell 4.3.4).

Versucht man beispielhaft für eine Artengruppe eines Anspruchstyps (Heuschreckenarten trockenwarmer Offenlandlebensräume) die verfügbaren Angaben zur Mobilität zusammenzustellen (Tab. 14), so wird offensichtlich, dass das bisher Bekannte für viele Arten möglicherweise die rea-

len Gegebenheiten nicht widerspiegelt und die Ausbreitungsleistungen unterschätzt werden (vgl. Werte berechnet mit Hilfe von Metapopulationsmodellen bei SACHTELEBEN 2000: 103).

Was hier nicht geleistet werden kann und soll, ist eine Zuordnung der bisher von der Wissenschaft untersuchten Arten aller Gruppen zu den entsprechenden Anspruchstypen. Eine solche Übersicht wäre für die Planungspraxis überaus hilfreich; die Anwendungsfelder wären vielgestaltig (z.B. Verbundplanungen, Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung). Auch SETTELE & REINHARDT (1999: 91) fordern auf Basis des besten verfügbaren Wissens mittelfristig eine Definition und Abgrenzung von Gruppen von Tieren ähnlicher Mobilität, um daraus Klassifizierungen für Arten bestimmter Lebensraumtypen vornehmen zu können. Die Forderung wird aus ihren Arbeiten zur Artengruppe der Tagfalter abgeleitet, kann aber genauso für alle anderen Artengruppen gelten.

Tab. 14: Anspruchstypen: Heuschreckenarten trockenwarmer Offenlandlebensräume

nach Angaben aus den Zusammenstellungen von MAAS et al. (2002), PAN (2006a)
Analog zu den Angaben in Tab. 13 erfolgt nur die Wiedergabe von Untersuchungsergebnissen, nicht aber ihre Diskussion. Für viele Arten können durchaus größere Ausbreitungs- bzw. Rekolonisationsleistungen angenommen werden (v.a. Gruppen bis Klasse 250 m und 500 m).

| **Distanzklassen► Beispielarten▼** | 100 m | 250 m | 500 m | 750 m | 1000 m | 6000 m | 10000 m | 20000 m |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Rotflügel. Schnarrschrecke ♀ | | | | | | | | |
| Steppen-Grashüpfer<br>Steppen-Sattelschrecke<br>Zweifarbige Beißschrecke<br>Heidegrashüpfer<br>Schwarzfleckiger Heidegrashüpfer<br>Gefleckte Schnarrschrecke ♀ | | | | | | | | |
| Brauner Grashüpfer<br>Blauflügelige Ödlandschrecke ♀<br>Rotlügelige Ödlandschrecke<br>Westliche Beißschrecke<br>Kleiner Heidegrashüpfer<br>Feldgrashüpfer | | | | | | | | |
| Blauflügelige Ödlandschrecke ♂<br>Rotflügelige Schnarrschrecke ♂ | | | | | | | | |
| Gefleckte Schnarrschrecke ♂<br>Feldgrille | | | | | | | | |
| Italienische Schönschrecke | | | | | | | | |
| Blauflügelige Sandschrecke M. | | | | | | | | |
| Weinhähnchen | | | | | | | | |

Der Aufbau einer solchen Informationsbasis könnte am effektivsten durch die institutionalisierte Naturschutzforschung (Forschungszentren, Universitäten) mit Unterstützung der höheren Naturschutzfachverwaltung erfolgen. Er kann nur durch eine koordinierte Gemeinschaftsarbeit geleistet werden. Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen sind in der Literatur weit verstreut und die Einstufungen erfordern das Wissen der führenden Artengruppenexperten. Einer der wichtigsten Punkte bei einem solchen Vorhaben ist aber die Sicherung der Kontinuität der Aktualisierung der Datenbasis, die in einer leistungsfähigen Datenbank aufbereitet und ständig weiterentwickelt werden sollte. Die Informationen müssten auch für die ‚Öffentlichkeit' (z.B. Naturschutzbehörden, Planungsbüros, Naturschutzverbände, ehrenamtlich Arbeitende) über Internet-Abfragen kostenlos verfügbar sein. Aktuell wird an vielen Stellen (z.B. in Planungsbüros) eine unvertretbare ‚Doppelarbeit' geleistet, weil die Aussagen der ständig mehr werdenden wissenschaftlichen Einzelveröffentlichungen (oft publiziert unter dem Vorzeichen ‚Hilfe für die Naturschutzpraxis') nicht zentral und damit effektiv nutzbar zur Verfügung stehen. Alle bisher erarbeiteten und als Texttabellen veröffentlichten Übersichten (s.o.) sind mit Sicherheit unvollständig und ihr Wert nimmt schnell ab, weil sie bereits nach wenigen Jahren nicht mehr dem Stand des Wissens entsprechen.

Aus den genannten Gründen wird hier mit einem ‚offenen System' gearbeitet, d.h. die einfache Abstufung von Distanzklassen erfolgt insbesondere für die unteren Stufen in gleichmäßigen und relativ kleinen Schritten, was auch der GIS-gestützten Netzwerkbildung entgegen kommt (vgl. Kapitel 6.1 und 7.3.1). Es soll damit nachträglich möglich werden, die auf Basis von Lebensräumen (und Komplexen) entstehenden Raumsysteme mit artenspezifischen Informationen ‚aufzufüllen' und damit zu ‚qualifizieren'. Je nach Informationsstand wird das einmal gut und einmal weniger gut möglich sein. Die Abstufungen der Distanzklassen sollen dabei helfen, die entstehenden Raumsysteme hinsichtlich überwindbarer Entfernungen und möglicher Metapopulationssysteme zu interpretieren.

Insgesamt kommt diese Vorgehensweise der grundsätzlichen Zielstellung der Arbeit entgegen: Es geht nicht um die Erarbeitung vereinfachter ‚Ausbreitungsmodelle' für alle Arten und deren Integration in ein (ohnehin dann nicht realisierbares) Gesamtmodell, sondern um eine Arbeitshilfe zur Implementierung ökologischer Inhalte in ein planerisches ‚Vorrangflächen-Verbundsystem', das im Wesentlichen auf Informationen zu Biotopflächen erarbeitet werden muss.

### 5.4.5 Verknüpfung mit Zielartensystemen

In den bisherigen Erläuterungen fanden nur Artengruppen Erwähnung, die gewöhnlich auch sonst in Naturschutzfachkonzepten und Umweltplanungen berücksichtigt werden. Nach dem Anspruch des Arten- und Biotop- bzw. Biodiversitätsschutzes müssten aber ca. 48.000 Tierarten in Deutschland (VÖLKL & BLICK 2004, daraus auch alle nachfolgenden Angaben) in Schutzkonzepte einbezogen werden. Doch schon aufgrund eines zu lückenhaften Wissens hinsichtlich der Artenspektren, Biologie, Vorkommen und Gefährdung ist dies bei vielen Artengruppen überhaupt nicht möglich. Dies gilt für alle Stämme der Einzeller (ca. 3200 Arten) und viele der 26 Stämme der Vielzeller (z.B. Fadenwürmer: 2000-4000 Arten, Plattwürmer: über 1000 Arten). Beim artenreichsten Stamm der vielzelligen Organismen, den Gliedertieren (ca. 38.370 Arten), bestehen nur für einige untergeordnete Taxa umfassende Kenntnisse. Im Unterstamm der *Hexapoda* (ca. 33.300 Arten, überwiegend Insekten) zählen dazu z.B. die Ordnungen der Libellen (*Odonata*), Eintags- und Steinfliegen (*Ephemeroptera, Plecoptera*), Laub- und Feldheuschrecken (*Ensifera, Caelifera*), Käfer (*Coleoptera*), Hautflügler (*Hymenoptera*; teilweise) und Schmetterlinge (*Lepidoptera*; teilweise). Auch zu den Arten einiger Klassen bzw. Ordnungen der Unterstämme der Krebse (ca. 1000 Arten) und Spinnentiere (ca. 3800 Arten) gibt es tiefer reichendes Wissen. Am besten bekannt sind die ca. 700 Arten der Wirbeltiere (aus dem Stamm der Chordatiere mit ca. 730 Arten), die überschlägig gerechnet nur etwa 1,5 % der deutschen Tierartendiversität ausmachen (Säugetiere: 91 Arten, ca. 0,2 %; Vögel: 314 Arten, ca. 0,7 %).

Selbst wenn sich aus den bereits genannten Gründen auf die besser bekannten Artengruppen beschränkt werden muss, so stehen dennoch weit über 10.000 Arten zur Debatte, die in Schutzkonzepten berücksichtigt werden müssten. Da dies aus Aufwandsgründen nicht möglich ist, gibt es nur die Möglichkeit, aus der Gesamtmenge zielgerichtet ‚Stellvertreter' auszuwählen. Dabei ist aber sicher zu stellen, dass bestimmte Arten oder Artengruppen nicht durch vordergründige Interessen (‚Lieblingstiere') grundsätzlich in den Mittelpunkt gerückt werden (vgl. BNatSchG, s.u.).

Mit der systematischen Auswahl von Zielarten ist dies grundsätzlich möglich. Die Arbeit mit Zielarten, in den deutschsprachigen Raum überwiegend aus nordamerikanischen Naturschutzansätzen übertragen („*umbrella species*", „*indicator taxa*" WILCOX 1984, vgl. HOVESTADT et al. 1991), kann in unterschiedlicher Weise erfolgen. Zwei Grundrichtungen sind erkennbar: Es können einerseits Arten als Zielarten aufgefasst werden, denen als solche eine Schutzpriorität zugemessen wird („Zielarten für sich", BRAUNS et al. 1997) und andererseits kann mit der Auswahl von Zielarten ver-

sucht werden, repräsentative Schutzkonzepte für die gesamte Artenbiodiversität inkl. ihrer Lebensräume aufzustellen („Zielarten für sich und andere“, BRAUNS et al. 1997, vgl. RECK 2003a). Hier angesprochen ist ausschließlich der zweitgenannte Ansatz, der den erstgenannten teilweise integrieren kann und der versucht, den so genannten „Mitnahmeeffekt“ für andere Arten (MÜHLENBERG 1993, VOGEL et al. 1996, BAUMANN et al. 1999) zum Erreichen integrativer Schutzziele zu nutzen. Für grundsätzliche und nähere Informationen zu Zielarten bzw. zur Erarbeitung zeitgemäßer Zielartenkonzepte wird auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen, in der z.T. auch die Vor- und Nachteile des Ansatzes diskutiert werden (MÜHLENBERG 1989, 1993, HOVESTADT et al. 1991, RECK et al. 1991, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992, KRATOCHWIL & SCHWABE 1993, 2001, RECK 1993, RECK et al. 1994, VOGEL et al. 1996, ALTMOOS 1997, ANL 1998, ZEHLIUS-ECKERT 1998, 2001, WALTER et al. 1998, MEYER-CORDS & BOYE 1999, BAUMANN et al. 1999, RECK 2003a, WALLASCHEK et al. 2004).

Hier wird die Meinung vertreten, dass die Arbeit mit Zielarten unter aktuellen Bedingungen zwar ein anspruchsvoller und deshalb schwer zu realisierender Weg ist, er aber wahrscheinlich die einzige Möglichkeit darstellt, den Forderungen z.B. des § 2 Abs. 1 Nr. 9 BNatSchG (Schutz wild lebender Tiere und Pflanzen und ihrer Lebensgemeinschaften in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Vielfalt einschließlich ihrer Biotope) bzw. den internationalen Abkommen (Kapitel 3.1 und 3.2) tatsächlich zu entsprechen. Nur durch ein umfassendes, abstufendes Zielartenkonzept lässt sich überhaupt erst einmal ein fachlich-systematischer Überblick über die zu berücksichtigenden Arten und Artengruppen für einen Bezugsraum erarbeiten, der für eine rationale und nachvollziehbare Findung von prüfbaren Qualitätszielen für den Arten- und Biotopschutz eine unabdingbare Grundlage ist. Dass dabei Artenschutz und Biotopschutz inhaltlich integriert betrieben werden muss, wurde bereits frühzeitig herausgestellt (HOVESTADT et al. 1991: 184). Es ist allerdings noch nicht geprüft, ob mit bereits erfolgten Zielartenauswahlen alle im BNatSchG formulierten Ansprüche des Arten- und Biotopschutzes erfüllt werden können. Dieser Mangel besteht aber auch bei allen anderen Naturschutzstrategien, wie z.B. bei biotoptypenbezogenen Ansätzen (RECK 2003a: 326). Es kann jedoch nicht darum gehen, das ‚bessere‘ Konzept zu finden und dies dann allein zu verfolgen, sondern der Weiterentwicklung bedürfen Überlegungen, die sowohl den Schutzbereich von Biotopschutzfestlegungen als auch den von Artenschutzregelungen bzw. Zielartenkonzepten prüfen (beides hinsichtlich der Mitnahmeeffekte) und nach integrierenden Lösungen suchen. Diesem Ziel soll auch der in dieser Arbeit zu entwickelnde Ansatz dienen. Bereits bei der Erfassung von Arten und Biotopen sollte stärker integrierend vorgegangen werden (vgl. Kapitel 5.2.4 und 5.2.6) und die Planung von Biotopverbundsystemen muss stärker an Zielartensysteme geknüpft werden, um zu definieren, für welche Arten(gruppen) die Systeme überhaupt ‚gelten‘ sollen. Der Grundsatz des § 2 Abs. 1 Nr. 9 BNatSchG bietet dazu eine gute Leitlinie - erstgenannt ist der Schutz der Arten und Lebensgemeinschaften, der Biotopschutz wird diesem Grundsatz zugeordnet und taucht auch nur hier inhaltlich bestimmend auf. Auch ist der Fokus des § 3 BNatSchG primär auf die Arten und Lebensgemeinschaften gerichtet. Bei der Verortung von Schutzobjekten und Verbundsystemen wird es zwar auf absehbare Zeit aus pragmatischen Gründen überwiegend bei biotoptypenbezogenen Ansätzen bleiben müssen (vgl. Kapitel 5.4.2), trotzdem ist es geboten, (ziel)arten- oder artengruppenbezogene Herangehensweisen wesentlich stärker zu forcieren.

Erforderlich ist also die Erarbeitung von landes- und bundesweiten Zielartensystemen mit naturräumlichen Bezugseinheiten (gutes Beispiel: RECK et al. 1996, WALTER et al. 1998 und aufbauende Arbeiten von JOOß et al. 2006, 2007). Zudem wird eine Verstärkung der Grundlagenforschung zum oft geforderten (HOVESTADT et al. 1991, MÜHLENBERG 1993, VOGEL et al. 1996) und z.T. in Frage gestellten (MENGEL 2004: 80) Mitnahmeeffekt benötigt, da bisherige Zielartenauswahlen fast immer auf Einschätzungen beruhen (RECK 2003a). Grundsätzlich ist der Mitnahmeeffekt heute nicht mehr

anzuzweifeln (BAUMANN et al. 1999, vgl. HUK 1997), nur fehlt es an Arbeiten, die die relevanten Artengruppen hinsichtlich geeigneter, d.h. effizienter Zielartenkollektive oder -gruppen (nicht nur einzelner Arten) systematisch untersuchen. In dem Zusammenhang ist z.B. auf die Validierungen von JOOß (2006c) zu den „Zielorientierten Indikatorarten" insbesondere der Kalkmagerrasen Baden-Württembergs hinzuweisen, die zwar anhand von Koexistenz- und Ähnlichkeitsanalysen auf Basis vorhandener faunistischer Daten durchgeführt wurden; sie zeigen aber einen durchaus praktikablen Weg auf, sich ohne (eigentlich erforderliche) spezifische Freilanduntersuchungen den ‚gesuchten' Artenkollektiven zu nähern (vgl. JOOß: 2006c: 151 ff.).

Landesweite Zielartensysteme wären auch eine wichtige Grundlage eines Zielartensystems für die Bundesebene (vgl. bereits HOVESTADT et al. 1991: 186 ff.), das nach dem Gegenstromprinzip erarbeitet werden sollte, weil bei der Arbeit allein auf der Bundesebene die regionalen Fachkenntnisse schwer gebündelt werden können und außerdem (evtl. der wichtigere Punkt) die geografische Verteilung von Arten zu schnell zu fachlichen Schwierigkeiten führen würde. Bei allen Zielartensystemen müssen die Zielarten für den Biotop- bzw. Habitatverbund besonders gekennzeichnet werden. Die für die Bundesebene existierende Liste mit „Zielarten für den Biotopverbund" (ULLRICH et al. 2004), die Arten zur Erweiterung der Auswahlkriterien für (Kern)Flächen nach § 3 BNatSchG (BURKHARDT et al. 2004) enthält und damit nicht automatisch einer Liste von „Zielarten für den Biotopverbund" im fachlichen Sinne entspricht, wurde durch die Arbeiten von RECK et al. (2007b) weiterentwickelt. Systematisch begründet werden darin fünf übergeordnete Anspruchstypen von Zielarten für den Biotopverbund gruppiert, womit sich das Konzept trotz aller Unvollständigkeit als das bisher fachlich am weitesten entwickelte darstellt (Tab. 15). Die Klassifizierung ist zwar anders als die oben aufgestellte einfache Abstufung nach Mobilitäten bzw. Distanzklassen, sie widerspricht aber nicht dem hier verfolgten Ansatz. Eine genauere Betrachtung des Konzeptes von RECK et al. (2007b) kann zeigen, welche Zielartengruppen für den hier fokussierten Zweck besonders relevant sind und spezifiziert den in der Zielsetzung (vgl. Kapitel 1.2) genannten Gültigkeitsbereich der Methodenentwicklung.

Tab. 15: Zielarten für den überörtlichen Biotopverbund - Anspruchstypen
(RECK et al. 2007b)

| Anspruchstyp | Raumfunktion / *Belastung* | Zusätzliche Erläuterung |
|---|---|---|
| **F**<br>(hoher Flächenanspruch)<br>flugunfähige schutzbedürftige Arten mit hohem Flächenanspruch an unzerschnittene Lebensräume | ausreichende Flächengröße/ *Unterschreitung von Minimalarealen;*<br>betroffen sind Arten mit Anspruch an große, zusammenhängende, barrierefreie Flächen einer bestimmten Mindestqualität<br>(relevant sind auch Repräsentanten von Lebensgemeinschaften mit großem Flächenanspruch) | Arten (Populationen) mit großen Flächenansprüchen, die zusammenhängende Habitate benötigen, sind von Fragmentierung besonders betroffen; z. B. Wildkatze<br>(Lebensgemeinschaften bzw. Ökosysteme, die nur als große zusammenhängende Flächen von allen typischen Arten besiedelt werden können sind solche mit langjährigen Sukzessionszyklen z.B. Wälder oder atlantische Zwergstrauchheiden)<br>Konsequenz:<br>Minderung der Wirkung linearer Barrieren und Vergrößerung von Habitaten |
| **D1** (Dispersal)<br>schutzbedürftige Arten, deren Individuen über große Entfernungen hinweg interagieren müssen | ausreichende Habitatdichte bzw. ausreichende Potentiale zum Dispersal/ *Zerschneidung von (Meta-) Populationen, Barrieren;*<br>betroffen sind große und/ oder ausbreitungsstarke Arten (und ggf. von diesen abhängige Lebensgemeischaften) | Die Arten bilden wegen limitierter Habitatangebote (und/ oder großer Dynamik der Habitateignung, z. B. Habitate des Wegerich-Scheckenfalters *Melitaea cinxia*) oder großer Flächenansprüche (z.B. Luchs *Lynx lynx*) großräumige bzw. große Teile eines Planungsgebietes umfassende (Meta-) Populationen aus zwischen deren Einzelpopulationen/ Teil-vorkommen regelmäßiger Individuenaustausch erforderlich ist (darunter können auch Arten sein, die von wandernden Großtieren als Vektoren abhängig sind)<br>Konsequenz:<br>Kohärente Erhöhung der Habitatdichte (insbesondere auch für betroffene Vogelarten) und für flugunfähige Arten dieses Typs: Minderung von Barrierewirkungen |

| Anspruchstyp | Raumfunktion / *Belastung* | Zusätzliche Erläuterung |
|---|---|---|
| **D2** (Dispersal)<br>(regional) selten gewordene Arten, die für die Wiederbesiedlung ihres natürlichen Areals (oder zur Reaktion auf Klimaschwankungen) eine hohe Habitatdichte (d.h. nahe beieinanderliegende Habitate) brauchen | ausreichende Habitatdichte bzw. ausreichende Potentiale zum Dispersal/ *Verinselung von Lebensräumen oder Populationen, Barrieren*;<br>überwiegend betroffen sind ausbreitungsschwache Arten mit artifiziell verinselten Populationen (Beispiel: Heuschrecken der Magerrasen) | Die Arten müssen großräumig (bzw. im Planungsgebiet) von einer Verinselung oder Ausdünnung ihrer Habitate betroffen sein und zur (Wieder-)Besiedlung auf eine hohe Dichte ihrer Habitate (geringe Entfernungen) angewiesen sein (wie z. B. der Sandlaufkäfer *Cicindela maritima*, der Tier- und Pflanzenarten störungsarmer, naturnaher Sandstrände repräsentiert oder der Lila-Goldfeuerfalter *Lycaena hippothoe*, der Arten des blumenreichen und mageren Grünlandes repräsentiert).<br>Konsequenz:<br>Kohärente Erhöhung der Habitatdichte und i. d. R. deutliche Minderung von Barrierewirkungen für die vielen flugunfähigen Arten dieses Typs |
| **M1** (Migration)<br>weit wandernde, nicht flugfähige Arten<br>(kleinräumig obligat wandernde Arten oder Arten, die als Mehrbiotopbewohner auf kleinräumigen Habitatwechsel angewiesen sind, sind hier nicht behandelt bei lokalen Eingriffen jedoch zu beachten) | ausreichend geeignete Bewegungskorridore bzw. Raum zur Migration/ *Migrationsbarrieren;*<br>betroffen sind obligat weit wandernde Arten | Die Arten (oder deren Funktionen als Vektoren oder Habitatbildner) müssen von Barrieren betroffen sein;<br>z. B.:<br>•(regional) wandernde Großtierherden (z. B. Rothirsche im Gebirge oder wandernde Rudel männlicher Tiere/ Feisthirsch-Rudel) die auch wichtige Habitatbildner sein können oder Vektorfunktion haben [Zielarten lokalen Biotopverbundes wären kleinräumig wandernde (r bis ca. 3 km) Arten; z. B. Erdkröte]<br>•gefährdete Wanderfische (großräumig wandernde anadrome bzw. katadrome Fische wie Lachs bzw. Aal oder von saisonaler Migration abhängige Fische wie der Schneider)<br>Konsequenz:<br>Minderung von Barrierewirkungen |
| **M2** (Migration)<br>weit wandernde, flugfähige Arten | ausreichende Habitatdichte zur Migration/ *Störung, Beeinträchtigung wichtiger Rast- und Überwinterungsflächen* | Zielarten überörtlichen Biotopverbundes sind Arten, die großräumig von einer Verinselung ihrer Habitate betroffen sind und die für ihre (obligate) Migration eine Mindestdichte bzw. -fläche an Rast- und Überwinterungsplätzen auffinden müssen (z. B. viele Zugvogelarten)<br>[Zielarten lokalen Biotopverbundes wären kleinräumig innerhalb kurzer Zeitspannen oder (wie die meisten Mittel- und Großsäuger) täglich zwischen verschiedenen Habitatbausteinen wandernde Arten]<br>Konsequenz:<br>Erhöhung der Habitatdichte und -größe (in ggf. weiten Abständen) |

Das ‚schwächste Glied' der Anspruchstypen nach RECK et al. (2007b) sind die Arten der **Gruppe D2** (**regional selten gewordene, die für die Wiederbesiedlung ihres natürlichen Areals eine hohe Habitatdichte brauchen**). Sie stellen den überwiegenden Teil der (relevanten) Artenvielfalt (meist Invertebraten, Amphibien, Reptilien, s.o.) dar und sind insbesondere deshalb selten geworden, weil sie auf heute als ‚Mangelhabitate' zu bezeichnende Lebensräume angewiesen sind, deren erforderliche Qualität, Kombination und Dichte nicht mehr vorhanden sind. Sie erreichen nur mit effektiver Hilfe wieder ihre ehemaligen Vorkommensgebiete und sind vielerorts schon ‚vergessen'. In der Lokalisierung der noch bestehenden Zusammenhänge und der am besten geeigneten Entwicklungsräume für diese Artengruppe(n) liegt deshalb der Schlüssel zur Installierung eines Grundgerüstes zum (Arten)Biodiversitätsschutz (vgl. Kapitel 5.4.3). Wenn dieses steht, also räumlich aufgezeigt ist, wäre zu prüfen, welche der anderen Zielartengruppen dadurch ebenfalls, teilweise oder gegebenenfalls überhaupt nicht repräsentiert werden, um schließlich ergänzende Schritte vorzuschlagen.

Die „**schutzbedürftigen Arten mit hohem Flächenanspruch an unzerschnittene Lebensräume**" (**Gruppe F**) wären damit kaum repräsentiert, weil sich dahinter mobile (sich terrestrisch fortbewegende) Arten verbergen, deren Vorkommen sich nicht auf relativ kleinflächige Konstellationen von Mangelhabitaten beschränken (meist keine Habitatspezialisten, zentrale Gruppe: Großsäuger). Für sie sind separate Raumkonzepte zu erarbeiten, auch wenn die für die Gruppe D2 ermittelten Systeme mit hoher Dichte an (naturgeprägten) Mangelhabitaten für diese Arten wichtige Leitlinien darstellen können, worauf hingearbeitet werden sollte (z.B. Wildkatze, integrativer Ansatz!). Die

Artengruppe ist auch durch die aktuellen Kulissen der Verbundplanungen der Länder am wenigsten repräsentiert, weil ihre Vorkommen ganze Regionen erfassen, die als Ganzes keinem Schutzregime unterstellt werden können. Hier muss über andere Verbundansätze (‚Entschneidung' ganzer Lebensraum-Landschaften, Durchlässigkeitskonzepte) nachgedacht werden, da auch die für diese Artengruppe häufig erarbeiteten so genannten ‚Wildtierkorridore' (s. Ende Kapitel 3.2.11 und Kapitel 3.3.4) die Problematik konzeptionell nicht vollständig aufarbeiten (s. Kapitel 5.3.4) und der Schutz muss durch flächendeckende Konzepte der angepassten Landnutzung (Forst, Jagd) unterstützt werden. Bei vielen der in diese Gruppe einzuordnenden Arten spielen aber auch Aspekte eine Rolle, die bereits erläutert wurden (Ausrottung durch Jagd); ihre Abhängigkeit von großflächig unzerschnittene Räume ist möglicherweise artfiziell und lediglich eine jagdbedingte Störungsempfindlichkeit (vgl. auch Ausführungen in Kapitel 5.4.3), womit nicht gesagt werden soll, dass z.B. stark befahrende (gezäunte) Verkehrswege für diese Gruppe unproblematisch sind.

„**Schutzbedürftige Arten, deren Individuen über große Entfernungen hinweg interagieren müssen**" (**Gruppe D1**) sind große und/ oder mobile Arten, deren Ansprüche mit o.g. Verbundsystemen nur sehr begrenzt gefördert werden können (zentrale Gruppe: Großvögel). Für sie trifft z.T. ebenfalls das zur Gruppe F Gesagte zu, d.h. ihre Vorkommen überspannen ganze Naturräume und sind von deren Gliederung und Gesamtausstattung abhängig (typische: Beispiele: Schwarzstorch, Uhu, Adler-Arten). Zur Gruppe gehören aber auch Großsäuger, die nur noch in bestimmten großflächigen, weit auseinander liegenden Lebensräumen in kleinen Beständen leben (können) und die deshalb auf Verbund angewiesen sind (z.B. Luchs)

Die „**weit wandernden, nicht flugfähigen Arten**" (**Gruppe M1**) werden im Wesentlichen durch rein aquatisch lebende Arten repräsentiert (Fische, Meeressäuger), für die ebenfalls separate Konzepte hinsichtlich ihrer relativ klar abgegrenzten Lebensräume erforderlich sind (Gewässer, hier nicht behandelt, vgl. Zielsetzung Kapitel 1.2). Die Artengruppe wird durch wenige Arten ergänzt, die auch in Gruppe F enthalten sind (z.B. Rothirsch, Wisent). Die saisonalen Wechsel dieser Arten sind bei den für Gruppe F genannten separaten Konzepten zu berücksichtigen.

Für die „**weit wandernden, flugfähigen Arten**" (**Gruppe M2**) sind Verbundsysteme des o.g. Typus (Verbundsysteme im engeren Sinne) am wenigsten erforderlich. Bei diesen Arten (zentrale Gruppen: Zugvögel, wandernde Fledermäuse, Schmetterlinge) muss im Wesentlichen dafür gesorgt werden, dass sie bei ihrer (obligaten) Migration eine Mindestdichte bzw. -fläche an Rast- und Überwinterungsplätzen (Trittsteine im kleinmaßstäblichen Bereich) auffinden. Zur Erfassung und zum Schutz dieser wichtigen Gebiete sind zweifellos ergänzende Konzepte erforderlich, selbst wenn ein Großteil dieser Flächen bereits in Schutzgebietssysteme integriert ist (z.B. Vogelschutzgebiete bzw. IBA-Gebiete für Wasservögel). Noch nicht vorhanden sind z.B. länderübergreifende Analysen und Darstellungen zu den wichtigen Gebieten für Vögel in den Agrarräumen (Nahrungsflächen für Wasservögel, Kranich, aber auch Ackerflächenrastzentren von Limikolen) oder für Fledermäuse (dazu Ansätze bei BACH et al. 2005).

Insgesamt kann festgestellt werden, dass ‚Biotopverbundsysteme' des etablierten Typus (vgl. Kapitel 4) im Wesentlichen die größte Gruppe von Zielarten (D2) vertreten können und müssen, mit ihnen aber so gut wie möglich versucht werden sollte und kann, viele Ansprüche der Arten der anderen Gruppen zu integrieren (z.B. strukturierte, durchlässige Ausbreitungs- und Wanderkorridore für mobilere Arten, Rastgebiete).

### 5.4.6 Ableitung von Ausbreitungswiderstandsklassen

Je nach Eigenschaften der zu durchquerenden Flächen wird einem sich fortbewegenden Tier ein mehr oder weniger großer Ausbreitungswiderstand entgegen gesetzt. Großflächige Bebauung

stellen für die meisten sich terrestrisch ausbreitenden Tiere eine absolute Barriere dar. Von Offenlandbewohnern können offene Flächen gut überwunden werden; größere, raum-zeitlich dichte Gehölzbestände (‚Dunkelwaldwirtschaft') wirken für sie aber als Barrieren. Waldarten sind hingegen durch Offenflächen in ihrer Ausbreitung behindert.

Für den hier vorgesehenen Zweck der GIS-Bearbeitung wird eine übergeordnete Grobklassifizierung in einer Ordinalskala (Abstände der Klassen nicht gleich!), die auch Entwicklungsmöglichkeiten mit berücksichtigt, für ausreichend gehalten (Tab. 16). Eine genauere Abstufung ist nicht weiterführend, weil der Erfolg bei Ausbreitungsprozessen eben nicht nur von den ‚Ausbreitungskosten' abhängt, sondern ganz stark von den Individuenzahlen, die am Prozess beteiligt sind. Diese Individuenzahlen hängen wiederum eng von der Dichte bzw. Populationsgröße im Quellhabitat bzw. dessen Qualität ab. Im überörtlichen Maßstab sind all diese Faktoren i.d.R. nicht bekannt. Deshalb macht eine detaillierte ‚Kostenrechnung' keinen Sinn (vgl. Kapitel 5.4.1).

Tab. 16: Grobklassifizierung von Ausbreitungswiderständen

| Klasse | Ausbreitungswiderstand |
|---|---|
| 1 | **Geringer bis mittlerer Ausbreitungswiderstand**<br>Biotoptyp ähnelt noch dem Reproduktionshabitat bzw. Dauerlebensraum und/ oder ist aufgrund seiner Struktur (z.B. Deckung durch Vegetation, Temperatur, Feuchte) mit relativ hohen Individuenzahlen überwindbar<br><br>Ableitungen:<br>**-** Biotoptyp ist gut bis mäßig gut für die Ausbreitung/ Migration geeignet<br>**-** geringe bis mittlere biotopspezifische Mortalität/ Meidung<br>- hohe bis mittlere Besiedlungswahrscheinlichkeit eines unbesiedelten, in grundsätzlich erreichbarer Entfernung liegenden Habitats<br>- hohe bis mittlere Austauschrate zwischen Teilpopulationen<br><br>Entwicklung und Management:<br>- geringer bis mittlerer Aufwand, ggf. Nutzungsänderung erforderlich<br><br>Beispiele:<br>- Ausbreitung von ‚Waldarten' in gehölzbedeckten Biotoptypen<br>- Ausbreitung von ‚Offenlandarten' im ‚Offenland' |
| 2 | **Hoher Ausbreitungswiderstand**<br>Biotoptyp wirkt aufgrund seiner Struktur stark ausbreitungshemmend und ist nicht mehr durch hohe Individuenzahlen überwindbar (z.B. aufgrund abweichender Deckung durch Vegetation, abweichende Temperatur, Feuchte)<br><br>Ableitungen:<br>**-** Biotoptyp ist nur im geringen Maß für die Ausbreitung/ Migration geeignet<br>**-** hohe biotopspezifische Mortalität/ Meidung<br>- geringe Besiedlungswahrscheinlichkeit eines unbesiedelten, in grundsätzlich erreichbarer Entfernung liegenden Habitats<br>- geringe Austauschrate zwischen Teilpopulationen<br><br>Entwicklung und Management:<br>**-** hoher Aufwand, Nutzungsänderung erforderlich<br>- bei standörtlich bedingten Ausbreitungswiderständen Änderungen nur beschränkt möglich bzw. sinnvoll<br><br>Beispiele:<br>- Ausbreitung von ‚Waldarten' im Offenland<br>- Ausbreitung von ‚Offenlandarten' in gehölzbedeckten Biotoptypen |
| 3 | **Flächenhafte Barriere (Sehr hoher Ausbreitungswiderstand)**<br>Biotoptyp wirkt als sehr starke bis absolute Barriere, steht im starken Gegensatz zum Dauerlebensraum und/ oder kann aufgrund seines Charakters kaum mehr überwunden werden, z.B. Bauwerke, befestigte Flächen mit extremen Mikroklima oder extreme, naturbedingte Standorttypen (Wasserflächen, vegetationslose Trockenflächen)<br><br>Ableitungen:<br>**-** Biotoptyp nicht für die Ausbreitung/ Migration geeignet<br>- hohe bis sehr hohe biotopspezifische Mortalität/ Meidung<br>- geringe bis keine Besiedlungswahrscheinlichkeit eines unbesiedelten, in grundsätzlich erreichbarer Entfernung liegenden Habitats<br>- geringe bis keine Austauschrate zwischen Teilpopulationen<br><br>Entwicklung und Management:<br>- sehr hoher Aufwand für die Beseitigung des Ausbreitungswiderstandes<br>- i.d.R. irreversible Zustände, anthropogen bedingt oder naturbedingt |

Den bereits definierten Anspruchstypen (Lebensräume) können anschließend unter Berücksichtigung von ‚Strukturtypen' (Vegetationshöhe bzw. -dichte/ Bebauung) und ‚Standorttypen' (trocken bis nass) bezogen auf die zur Ausbreitung zu überquerenden Flächen die Grobklassen der Ausbreitungswiderstände zugeordnet werden (Beispiele s. Tab. 17 und Tab. 18). Auch diese Zuordnung basiert auf der einfachen Annahme, dass die hier berücksichtigten Tierarten (s. Kapitel 1.2) während der Ausbreitung Habitate bevorzugen, die ihren Reproduktions- bzw. Dauerlebensstätten am stärksten ähneln.

Alle Angaben beziehen sich immer auf eine bestimmte Vergleichsdistanz bzw. auf einen bestimmten Anspruchstyp mit gleicher Mobilität. Die Implementierung von Ausbreitungswiderständen erfolgt abgestuft nach den oben aufgezeigten Grobklassen während bzw. nach der Bildung der Lebensraumnetzwerke., d.h. die Barrieren werden bereits beim Aufbau der Netzwerke berücksichtigt, während reversible und weniger starke Ausbreitungswiderstände zur Ableitung von Entwicklungsmöglichkeiten mit den ermittelten räumlich günstigen Verbindungen (Distanzklassen aus Ausdruck von potenzieller Erreichbarkeit) zusammengeführt werden. Zur näheren Erklärung des Zweckes dieses Vorgehens wird auf Erläuterungen im GIS-Algorithmus (Kapitel 6.2.5 und 6.2.19) und v.a. auf die Diskussion (Kapitel 7.1.2) verwiesen.

Tab. 17: Beispiel: Anspruchstypengruppe der gehölzgeprägten Lebensräume

| Anspruchstyp ⇒ / ⇓ Strukturtyp | Bewohner trockener/ warmer Waldlebensräume | | | Bewohner mittlerer Waldlebensräume | | | Bewohner feuchter/ kühler Waldlebensräume | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Standorttyp Ausbreitung** | **TRO** | **MIT** | **FEU** | **TRO** | **MIT** | **FEU** | **TRO** | **MIT** | **FEU** |
| **gehölzbedeckt** | 1 | 2 | 3 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| **halboffen** | 1 | 1 | 3 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 1 |
| **offen (Gras/ Kraut)** | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 |
| **bebaut/ Wasserflächen** | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

Tab. 18: Beispiel: Anspruchstypengruppe der Lebensräume des Offenlandes

| Anspruchstyp ⇒ / ⇓ Strukturtyp | Bewohner trockener / warmer Offenlandlebensräume | | | Bewohner mittlerer Offenlandlebensräume | | | Bewohner feuchter / kühler Offenlandlebensräume | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Standorttyp Ausbreitung** | **TRO** | **MIT** | **FEU** | **TRO** | **MIT** | **FEU** | **TRO** | **MIT** | **FEU** |
| **gehölzbedeckt** | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 |
| **halboffen** | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| **offen (Gras/ Kraut)** | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 |
| **bebaut/ Wasserflächen** | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

Lineare Nutzungstypen (z.B. Straßen) werden aus systematischen Gründen hier noch nicht berücksichtigt (s. nachfolgendes Kapitel 5.4.7).

Ähnlich wird mit den (natürlichen) Fließgewässern verfahren; sie gehen nicht als grundsätzlich trennende Elemente ein, sondern werden in die erarbeiteten Netzwerke integriert, um wichtige Entwicklungsbereiche (z.B. Renaturierungen), die auch die Querungsmöglichkeiten verbessern können, aufzuzeigen. Eine Ausnahme evtl. stellen große Flüsse und Ströme dar, die wie die (großen) Stillgewässern behandelt werden können.

### 5.4.7 Stufen der Barrierewirkung von Verkehrsinfrastruktur

Neben flächigen Barrieren müssen auch ‚lineare' zerschneidende Elemente wie Straßen, Schienen oder Kanäle in der Methodenentwicklung berücksichtigt werden, da sie erhebliche Wirkungen auf Individuen und Populationen haben können (z.B. RECK & KAULE 1993, GLITZNER et al. 1999, HOLZGANG et al. 2000). Da diese Wirkungen komplex sind (z.B. Verhältnis von Verkehrsmortalität zu Meidung der Querung/ *kill and avoid*, s. z.B. Grundmodell von JAEGER 2006) und selbst mit speziellen artspezifischen Modellen aufgrund des mangelhaften Wissens nur schwer quantifiziert werden können, muss vor dem Hintergrund der zu bewältigenden Aufgabe, die keine artspezifische Modellierung ist, eine praktikable, aber fachlich vertretbare Lösung gefunden werden.
Bei Verkehrswegen kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass mit zunehmender Verkehrsmenge auch der Ausbaugrad (z.B. Breite, Mehrstreifigkeit) zunimmt. Obwohl dem Ausbaugrad auch isoliert von der Verkehrsmenge eine Barrierewirkung zugeschrieben werden kann (s. bereits MADER & PAURITSCH 1979), erscheint es aufgrund ihrer ‚integrierenden' Funktion im hier fokussierten Rahmen vertretbar, die Verkehrsmengen als Parameter für Zerschneidungsanalysen zugrunde zu legen. Mit Hilfe von Modellierungen wurde für Straßen festgestellt, dass etwa ab einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsmenge (DTV) von 1000 KFZ/24h mit erheblichen Beeinträchtigungen (hohe Mortalität) für den meisten querenden, sich terrestrisch fortbewegenden Tierarten zu rechnen ist (vgl. zusammenfassende Darstellungen bei RASSMUS et al. 2003). Ausnahmen bilden möglicherweise die wenigen großen Säugetiere (z.B. Rothirsch, Wildschwein, Reh, Luchs), deren schnelle Fortbewegung und z. T. ‚intelligentes' Verhalten (‚Abwarten' von Lücken im Verkehrsfluss) dafür sorgen, dass Straßen mit 1000 KFZ/24h auf Populationsebene noch keine erheblichen Barrierewirkungen hervorrufen dürften. Da heißt nicht, dass nicht einzelne Tiere trotzdem sterben können oder dass es nicht einzelne Problemstellen mit hohen Verlusten geben kann.
Die Grenze von **1000 KFZ/24h** wird daher bei den Straßen als Grundschwelle für entsprechende Zerschneidungsanalysen festgelegt. Bei Analysen hinsichtlich der Großsäuger (s. Kapitel 5.4.5, Gruppe F) dürften **5000** oder **10.000 KFZ/24h** als eine realistische Grobschwelle angesehen werden, solange es keinen Richtwert aus näher bestimmenden Untersuchungen gibt.
Mit der Anwendung der Grundschwelle von 1000 KFZ/24h bei den Straßen entspricht das Vorgehen dem der Länderinitiative Kernindikatoren (LIKI 2006), die sich mit dem Messen der ‚allgemeinen' Landschaftszerschneidung auseinandergesetzt hat.
Bei den Schienenstrecken sind in den LIKI-Kriterien bisher (ebenfalls vereinfachend) mehrgleisige und eingleisige elektrifizierte Anlagen als ‚zerschneidend' berücksichtigt, weil diesen Ausbaustufen eine hohe Barrierewirkung durch eine hohe Frequenz bzw. einen breiten Baukörper unterstellt wird. Dies soll hier ebenfalls übernommen werden. Perspektivisch ist jedoch anzuraten, wenn Daten der Bahnunternehmen zur Verfügung stehen, die Belegung der Strecken, d.h. die Frequenzen (zusätzlich) für die hier vorgesehenen Analysen zugrunde zu legen. Bei den Wasserstraßen sind bei den LIKI-Kriterien Kanäle mit Status einer Bundeswasserstraße der Kategorie IV oder größer berücksichtigt, womit nur die stärksten Barriereabschnitte hinsichtlich dieses Verkehrsträgers in die Analyse einfließen. Bei den Wasserstraßen tritt das Problem auf, dass dazu vielfach auch Flüsse, die für viele wenig mobile bzw. nicht schwimmfähige Arten bereits eine natürliche Barriere darstellen, zählen und dass eigentlich hier Stufen insbesondere des Uferausbauzustands zugrunde gelegt werden müssten, die aktuell nicht verfügbar sind.

Auf die Berücksichtigung mehr oder weniger punktueller Querungsmöglichkeiten wie Brücken bzw. Durchlässe, aber auch (kürzerer) Tunnel oder Grünbrücken wird im Rahmen der Beschreibung des Algorithmus eingegangen.

# 6 HABITAT-NET - ein vektorbasierter GIS-Algorithmus als Hilfe zur Planung von Lebensraumnetzwerken auf überörtlichen Ebenen

## 6.1 Vorüberlegungen zum GIS-Einsatz

### 6.1.1 Darstellung von Verbund durch Kombination einfacher Techniken

Für die Erfüllung der in den Zielsetzungen formulierten Anforderungen (s. Kapitel 1.2 und 2.4) bestand die Intention, dass die erforderlichen GIS-Arbeitsschritte möglichst mit „einfachen Buffer- und Overlaytechniken“ (s. BLASCHKE 2000a) im Desktop-GIS durchgeführt werden können. Dies scheint gerade für die überörtlichen Planungsebenen zweckdienlich möglich, weil in den dort fokussierten Maßstabsbereichen in der Regel noch keine hohen Aussageschärfen erreicht werden müssen (vgl. Populationsgefährdungsanalysen, Kapitel 5.3.2) bzw. können (Informationsdefizite, Kapitel 5.2). Aufgrund der in den vorbereitenden Kapiteln bereits geschilderten Schwierigkeiten ist die Entwicklung des gesamten Algorithmus als ‚Gratwanderung’ im Spannungsfeld zwischen der verfügbaren Datenqualität, den technischen Möglichkeiten von GIS, der ökologischen Aussagekraft der Ergebnisse und dem Ziel der Anwendbarkeit in der Planungspraxis zu sehen.

Im Folgenden werden zunächst nur die Grundideen der erarbeiteten Vorgehensweise vorgestellt, d.h. es werden noch nicht alle (wichtigen) Schritte im Vorfeld erwähnt und es bleiben Fragen offen. Dies ist erforderlich, um den Überblick herzustellen, der durch frühe differenzierte Erläuterungen z.B. zur Berücksichtigung von flächigen Ausbreitungswiderständen oder ‚linearen’ Barrieren nicht mehr gegeben wäre. Details sind den Erläuterungen zu den Schritten des eigentlichen Algorithmus vorbehalten.

**Kombination eines positiven und negativen Puffers = Pufferfolge**

Das Puffern mit einem positiven Wert, ausgehend von ‚Quellhabitaten‘, ist eine einfache Möglichkeit, (ungerichtete) Ausbreitungsvorgänge zu simulieren (s. z.B. BUGMANN et al. 1989). Die Pufferfläche, die entsteht, wenn man eine bekannte Ausbreitungsdistanz einer Art für den Pufferwert zugrunde legt, kann als der Raum, in dem Individuen der Art bei Abwanderungen auftreten können, aufgefasst werden. Die Außengrenze dieser Pufferfläche kann als maximale Entfernung gelten, die noch genügend Individuen für eine Wiederbesiedlung eines geeigneten Habitats zurücklegen können.

Stehen sich zwei Flächen gegenüber (Abb. 76, A), so wird deutlich, dass bezogen auf ein bestimmtes Puffer-Distanzmaß (Ausbreitungsdistanz) nur ein bestimmter Bereich als ein funktional verbindender Raum angesehen werden kann. Dieser befindet sich zwischen den Zonen, in denen die beiden Pufferringe die jeweils benachbarte Habitatfläche erreichen. Die restlichen Anteile der Pufferflächen, gedeutet als Ausbreitungsvorgänge, stoßen auf keinen geeigneten Lebensraum; sie laufen sozusagen ins Leere.

Für die GIS-gestützte Herausarbeitung dieser relevanten Verbindungsräume ist es daher wichtig, die für die Ausbreitung und den Populationsverbund nicht relevanten Flächenanteile aus dem Pufferergebnis zu entfernen. Werden die mit einem positiven Wert erzeugten Pufferflächen mit dem gleichen Betrag, aber mit negativen Wert gepuffert (‚re-buffer‘, ‚Innenpuffer‘), verbleiben nur bestimmte Räume zwischen den Flächen. Über die nach dem Vorgang verbliebenen Verbindungsflächen können theoretisch Individuen aus dem Habitat 1 den Habitat 2 und umgekehrt Individuen aus dem Habitat 2 den Habitat 1 erreichen (Abb. 76, B).

Diese auf eine bestimmte Distanz basierenden Kontaktzonen schließen zwar, geometrisch bedingt, nicht exakt an die vom positiven Puffer berührten Stellen an (vgl. Abb. 76, A, B); diese Abweichung kann jedoch für eine grobe Kennzeichnung der funktional verbindenden Flächen in Kauf genommen werden, weil das reale Maß an ‚Konnektivität' ganz wesentlich noch von anderen Faktoren abhängt, die aufgrund fehlender Daten generell nicht einfließen können (vgl. Kapitel 5.4.1).

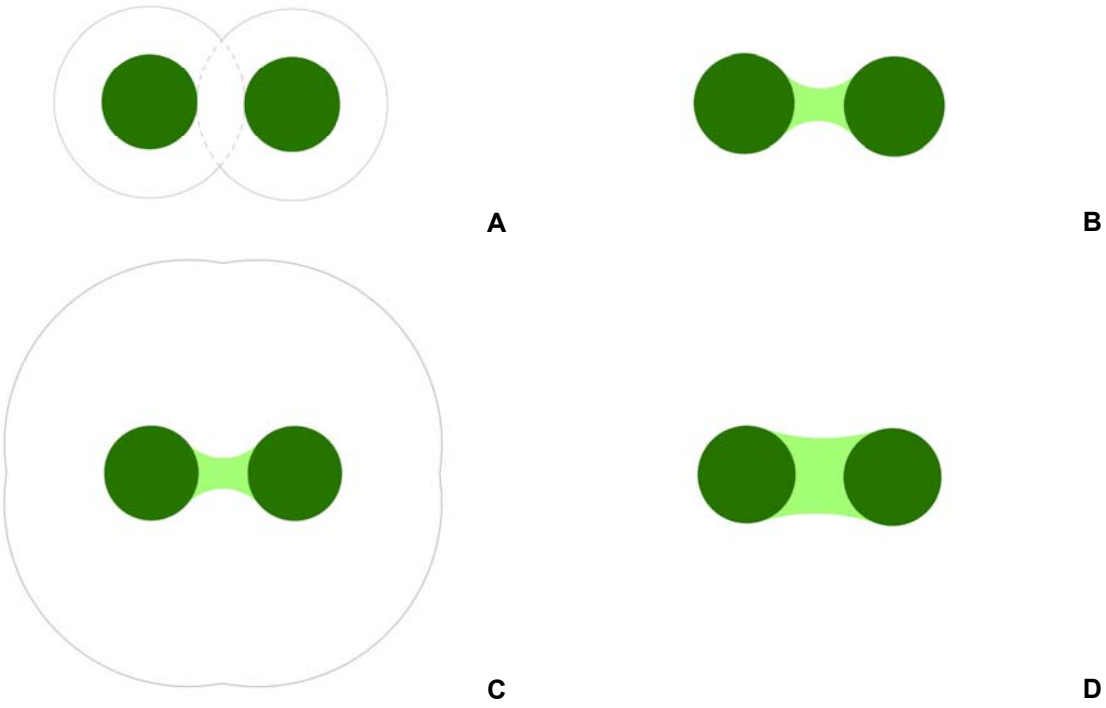



Abb. 76: Ergebnisse von Pufferfolgen (4 Hauptschritte)

A - Ergebnis eines positiven Puffers (graue Linie)
B - Ergebnis eines negativen Puffers ausgehend vom vorher erzeugten positiven Puffers (gleicher Betrag)
C - Ergebnis eines positiven Puffers um die Verbindungsfläche mit dem 4fachen Wert des ersten Puffers
D - Ergebnis eines negativen Puffers ausgehend vom vorher erzeugten positiven Puffer um die Verbindungsfläche (gleicher Betrag) = grafische ‚Verbesserung' der ursprünglichen Verbindungsfläche durch eine weitere Pufferfolge

Auch die konkave Form der verbindenden Fläche wird vor dem Hintergrund der hier ins Auge gefassten Aussageschärfe (Kennzeichnung von ‚Suchräumen', vgl. Kapitel 7.1.1) nicht als grundsätzliches Hindernis für den Einsatz der Puffer betrachtet. Die konkave Form kann zudem durch eine weitere Folge eines positiven und eines negativen Puffers, mit einem Vielfachen der ursprünglichen Distanz (empfohlen: 3-4facher Wert), stark abgeschwächt und so auf fast den gesamten Raum zwischen den beiden Flächen ausgedehnt werden (Abb. 76, C-D, detailliert s. Modifikationshinweise in Kapitel 6.2.5).

Die Abfolge eines positiven Puffers und eines negativen Puffers mit dem gleichen Betrag der Pufferdistanz soll nachfolgend vereinfacht als ‚**Pufferfolge**' bezeichnet werden.

**Geometrisches Verhalten von Pufferfolgen bei Flächenpaaren**

Ein Charakteristikum der Pufferfolgen ist, dass nicht nur die angesetzte Pufferdistanz dafür entscheidend ist, ob eine räumliche Verbindung zwischen Flächen zustande kommt. Weiterhin ist das Verhältnis der Länge der sich gegenüberliegenden Randlinien und der Abstand zwischen den Flächen relevant. Die Größen der Flächen an sich sind nicht ausschlaggebend, aber bei den am häufigsten auftretenden kompakten Formen nimmt die Länge der sich gegenüberliegenden Randlinien

mit der Flächengröße zu, sodass letztlich von ‚großen' Flächen doch eine stärkere räumliche Wirkung ausgeht.

Vor einer Verwendung der Pufferfolgen ist zu prüfen, ob dieses geometrische Verhalten des GIS-Arbeitsschrittes grundsätzlichen ökologischen Erkenntnissen zur Beschreibung von ‚Konnektivität' (Ausbreitung/ Austausch/ Metapopulationen) entgegensteht. Geht man vom einfachsten Ausbreitungsmodell aus, das die gleichmäßige Diffusion von Individuen in eine homogene Matrix annimmt, so ist bei gleicher Distanz die ‚Auftreffwahrscheinlichkeit' von Tieren (in Abb. 77 symbolisiert durch schmale, strahlenartige Linien) bei sich lang gegenüberliegenden Randlinien größer als bei sich kurz gegenüberliegenden Randlinien von Habitaten. Die ‚Auftreffwahrscheinlichkeit' bzw. ‚Austauschrate' nimmt bei kleinen Flächen in Verbindung mit großen Distanzen enorm ab bzw. bei größeren Distanzen nimmt die Streuung von Individuen im Raum zu (vgl. Kapitel 5.4.3). Die Distanz ist also grundsätzlich nicht das einzige zu berücksichtigende einfache Maß; es wäre sogar weniger zielführend, nur die Distanz zu berücksichtigen.

Ergebnisse von Pufferfolgen verhalten sich ähnlich, d.h. große Flächen wirken stärker in die Umgebung als kleine. Eine Verbindung kommt bei sich kurz gegenüberliegenden Randlinien nicht zustande, während bei gleicher Distanz sich lang gegenüberliegenden Habitate verbunden werden (in Abb. 77, lichtgrüne Flächen). Erst wenn man die Pufferdistanz erhöht, werden auch die kleineren Flächen verbunden. Bei Pufferfolgen entstehen also keine rein distanzbasierten Verbindungen von Flächen, sondern Verbindungen, deren Bildung stark von der Länge der Randlinien bzw. der Lage der Flächen zueinander abhängt.

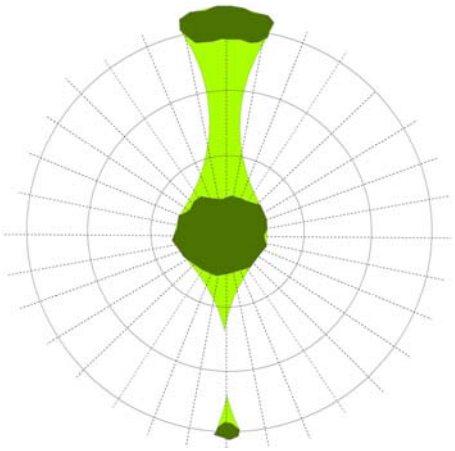


Abb. 77: Ergebnis einer Pufferfolge bei Flächenpaaren

Die aufgezeigten geometrischen Abhängigkeiten können durch einen Vergleich genauer verdeutlicht werden, bei dem verschiedene Flächenpaare immer mit den gleichen Pufferdistanzwerten in den Pufferfolgen behandelt werden. Die drei Reihen in Abb. 78 symbolisieren dabei verschiedene Flächenformen bzw. -anordnungen. Die linke Reihe zeigt Flächenpaare mit sich relativ lang gegenüberliegenden Randlinien und die rechte Reihe Flächenpaare mit sich relativ kurz gegenüberliegenden Randlinien. Die mittlere Reihe nimmt eine entsprechende Mittelstellung ein. Variiert wird auch der Abstand zwischen den Flächen: Bei der oberen Querreihe entspricht die Pufferdistanz genau dem halben Abstand zwischen den Flächen. In der unteren Querreihe ist der Abstand und die Pufferdistanz gleichgesetzt. Die mittlere Querreihe steht wiederum dazwischen.

In Bezug auf die ‚verbindende Wirkung' wird zunächst deutlich, dass sich die Ergebnisse der positiven Puffer (graue Umrisse) grundsätzlich anders verhalten als die Ergebnisse der darauf folgenden negativen Puffer. Die positiven Puffer schließen sich genau dann (noch) zusammen, wenn der

Abstand zwischen den Flächen der doppelten Pufferdistanz entspricht. Ein angeschlossener negativer Puffer trennt diesen Zusammenhang in vielen Fällen wieder, weil er an den entsprechenden Einkerbungen zwischen den verschmolzenen positiven Puffern weiter nach innen greift (s. Abb. 78). Rücken die Flächen weiter als die Pufferdistanz auseinander, entstehen noch bei sich ‚günstig' gegenüberliegenden Flächenpaaren (linke Reihe, Mitte) Verbindungen, bei allen anderen werden Verbindungen erst mit Erhöhung der Pufferdistanzen (hier nicht gezeigt) gebildet.

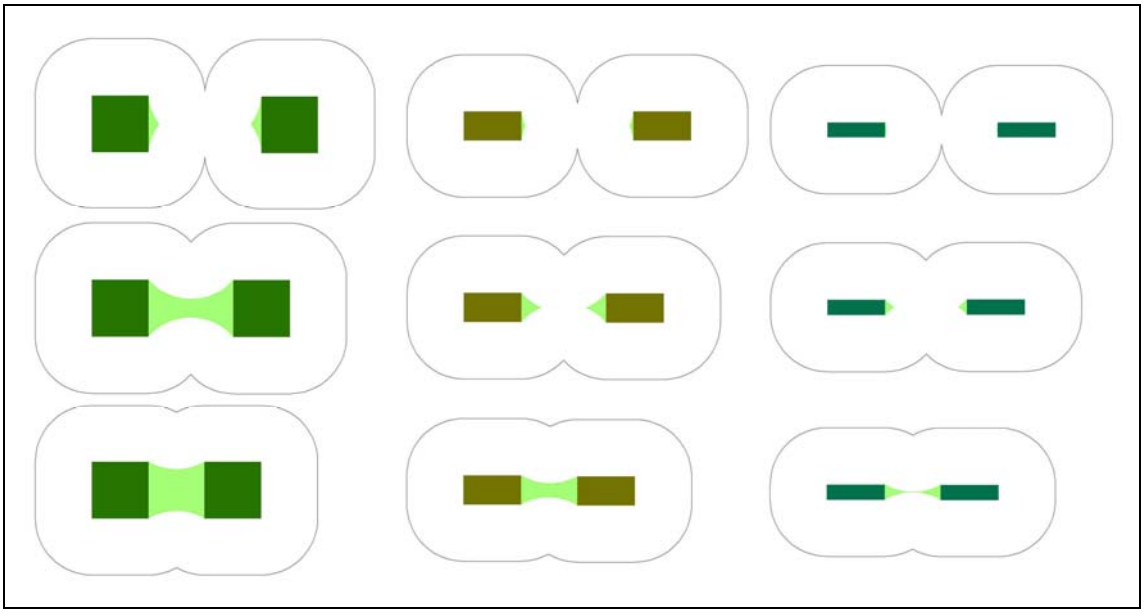


Abb. 78: Auszug: Test mit Pufferfolgen für rechteckige Formen (Erläuterungen s. Text)

Unter welchen Bedingungen nun eine Verbindung in Abhängigkeit von Pufferdistanz, Randlinienlänge und Abstand zwischen den Flächen entsteht, wird beispielhaft in Tab. 19 veranschaulicht. Ermittelt wurden die Abstandsgrenzen, bei denen es zur Ausbildung einer Verbindung kommt. Die Tests erfolgten für quadratische Flächen mit parallel zueinander liegenden Randlinien sowie für regelmäßige Achtecke (Maßeinheiten sind in dem Zusammenhang irrelevant; Meter können angenommen werden).

Quadratische bzw. sich voll parallel gegenüber liegende Flächen werden generell immer dann verbunden, wenn die Pufferdistanz halb so groß ist wie der Abstand der Flächen und die Randlinienlängen mindestens dem Abstand entspricht (‚hohe räumliche Konnektivität'). Es werden zudem aber auch für Flächenpaare Verbindungen erzeugt, bei denen die Randlinienlänge den Abstandswert unterschreitet (‚geringere räumliche Konnektivität'). Dies geschieht jedoch nur bis zu einer für jede Pufferdistanz spezifischen Untergrenze der Randlinienlänge bzw. einer Obergrenze des Abstandes. Beispielsweise wird für ein Flächenpaar mit Randlinienlängen von 50 bei einer Pufferdistanz von 500 schon ab einem Abstand von ca. 315 keine Verbindung mehr gebildet. Betragen die Randlinienlängen hingegen 250, so wird erst ab einem Abstand von 650 keine Verbindung mehr gebildet. Bei Randlinienlänge 500 beträgt die Abstandsgrenze bereits 850. Erst ab einem Abstand von 1000 wird selbst bei extrem langen Randlinien (1000) keine Verbindung mehr gebildet, weil sich selbst die positiven Puffer nicht mehr erreichen (Grundregel für alle Ergebnisse, s.o.).

Bei stärker abgerundeten Flächen (im Test abgebildet durch regelmäßige Achtecke, Inkreisdurchmesser der Randlinienlänge der Quadrate gleich gesetzt), die tatsächlich in der Landschaft vorkommenden Flächenformen eher ähneln, liegen die Abstandgrenzwerte im Vergleich zu den quadratischen Flächen insgesamt niedriger, weil sich die Randlinien nicht ‚optimal' gegenüber liegen.

Oder anders ausgedrückt: Im Vergleich zum Quadrat liegen immer vergleichsweise größere Durchmesser vor, wenn noch eine Verbindung entsteht.

Tab. 19: Ergebnisse von Tests zu Pufferfolgen mit verschiedenen Pufferdistanzen

| **Pufferdistanz →** | **100** | | **250** | | **500** | | **1000** | | **2000** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Randlinienlänge / Inkreisdurchmesser ↓** | **Abstands-grenze*** ■ ↓ ⬢ | | **Abstands-grenze*** ■ ↓ ⬢ | | **Abstands-grenze*** ■ ↓ ⬢ | | **Abstands-grenze*** ■ ↓ ⬢ | | **Abstands-grenze*** ■ ↓ ⬢ | |
| **10** | 60 | 50 | 95 | 90 | 130 | 130 | 180 | 180 | 270 | 270 |
| **25** | **90** | 80 | 160 | 140 | 220 | 200 | 310 | 310 | 440 | 410 |
| **50** | **130** | **100** | **220** | 180 | 315 | 280 | 440 | 410 | 620 | 580 |
| **100** | 170 | 120 | **300** | **240** | **430** | 370 | 620 | 560 | 870 | 810 |
| **250** | 200 | 170 | 430 | 310 | **660** | **510** | **960** | 820 | 1380 | 1230 |
| **500** | | 190 | 500 | 400 | 850 | 620 | **1300** | **1020** | **1930** | 1620 |
| **750** | | 200 | | 450 | 965 | 710 | 1560 | 1130 | **2310** | 1880 |
| **1000** | | | | 490 | 1000 | 800 | 1730 | 1240 | 2630 | **2050** |
| **1500** | | | | 500 | | 920 | 1940 | 1440 | 3110 | 2260 |
| **2000** | | | | | | 980 | 2000 | 1620 | 3450 | 2480 |
| **2500** | | | | | | 1000 | | 1750 | 3700 | 2690 |
| **3000** | | | | | | | | 1840 | 3860 | 2880 |
| **4000** | | | | | | | | 2000 | 4000 | 3230 |
| **6000** | | | | | | | | | | 3690 |
| **8000** | | | | | | | | | | 4000 |

Bereich, der keinesfalls durch die jeweils geringere Pufferdistanz abgedeckt ist

häufig auftretende Verknüpfungsfälle (Erfahrungswerte in mitteleurop. Landschaften)

seltener auftretende Verknüpfungsfälle (Erfahrungswerte)

- **fett** markiert: mittlere(r), der Pufferdistanz etwa entsprechende(r) Wert(e)

* Abstandsgrenzwerte sind grob ermittelt (etwa auf die Dezimalstelle genau)

Im Gegensatz zum erläuterten Test (mit Quadraten und Achtecken) treten in ‚realen' Landschaften verschiedenste Flächenformen und -größen auf, deren Zusammenwirken bei Pufferfolgen sich zwar nicht im Detail beschreiben lässt, aber immer wieder auf die gleichen Grundregeln der Abhängigkeiten zwischen Abstand, sich gegenüberliegender Randlinien und eingesetzter Pufferdistanz zurückgeführt werden kann. Sich eher parallel gegenüberliegende Flächen sind bei gleichem Abstand mehr ‚konnektiv' als z.B. schmale, sich ‚spitz' gegenüberstehende Flächen.

Die Pufferdistanz ist nur als eine Eingangsgröße für die GIS-Bearbeitung zu betrachten, die je nach Flächenkonfiguration im Ergebnis abgewandelt wird. Diese Abwandlung hat jedoch vom Eingangswert der Pufferdistanz abhängige Grenzen, jenseits derer keine Verbindungen mehr gebildet werden. Der erhebliche Einfluss der Randlinienlängen auf das Zustandekommen einer Verbindung (bei gleich bleibender Pufferdistanz) lässt die Ergebnisse zunächst wenig zweckdienlich wirken, weil die klare Eingangsgröße des Pufferdistanzwertes verschwimmt. Die Ergebnisse von Pufferfolgen sind jedoch eben deshalb plausibler als rein distanzbasierte Zusammenführungen, weil die Lage der Flächen zueinander (und indirekt auch ihre Größe) stark in das Ergebnis eingeht und dies wesentlich besser ‚Konnektivität' von Flächen bezüglich dispergierender Individuen oder auch den Zusammenhalt von Metapopulationen ausdrücken kann. In der Arbeit wird nachfolgend die ‚unscharfe' Formulierung „(Verbindungen) **auf Basis der Distanzklassen bis** (z.B. 500 m)" verwendet, um stets auf die hier beschriebenen Zusammenhänge hinzuweisen.

Der Ansatz eignet sich für Landschaftsteile, in denen noch eine gewisse Dichte an wertvollen Resthabitaten und/ oder lokalisierbaren potenziellen Habitaten vorhanden ist. Gibt es nur noch wenige kleine Flächen (wenige Hektar), die weit auseinander liegen (z.B. 5 km), ist die Anwendung von Pufferfolgen zum ‚Verbinden' nicht möglich. Für diese Fälle sind andere GIS-Techniken (z. B. *Cost Distance*-Analysen) besser geeignet, wobei hier jedoch gefragt werden muss, was linienartige Verbindungen dabei ausdrücken können oder sollen (vgl. Kapitel 5.3.4).

**Gruppenwirkung**

Um die grundsätzlichen Zusammenhänge aufzuzeigen, wurden bisher nur Flächenpaare betrachtet. In der Landschaft treten aber häufig räumlich angeordnete Gruppen von Habitatflächen auf. Da Pufferfolgen immer auf den Gesamtdatensatz angewandt werden, um an allen entsprechenden Stellen Verbindungspotenziale aufzuzeigen, ist es erforderlich, auch die ‚Gruppenwirkung' bei Pufferfolgen zu betrachten.

Vereinfacht lässt sich sagen, dass bei Flächengruppen genau die gleichen geometrischen Beziehungen in Kraft treten wie bei Flächenpaaren. Nur wirken hier in Abhängigkeit vom Abstand, der Größen und der eingesetzten Pufferdistanz die Flächen ‚zusammen'. Zu vermuten ist eine fraktale Charakteristik der Ergebnisse von Pufferfolgen bzw. der Distanzklassenstufen. Als Fraktal wird eine Struktur dann bezeichnet, wenn Selbstähnlichkeitsmerkmale vorliegen, d.h. wenn sich kleine Teile einer Struktur verhalten wie die Struktur auf höherer Skalenebene bzw. die Gesamtstruktur (nach PEITGEN et al. 1992). Wenn also für einen kleinen Teil (die Beziehungen zwischen zwei Flächen) grundsätzliche zweckdienliche Eigenschaften erkannt werden können, ist das auch für Gesamtheiten (Flächengruppen) wahrscheinlich. Die Skalierung erfolgt zwar allein über die eingesetzten Pufferdistanzen, aber alle Faktoren wirken im Ergebnis zusammen. Wenn sich z. B. eine große und mehrere kleine Flächen (die nah beieinander liegen) gegenüberstehen, dann entsteht bei gleicher Pufferdistanz eher eine Verbindung als bei einem Flächenpaar, welches aus einer großen und nur einer kleinen Fläche besteht (Abb. 79, vgl. Abb. 77). Dies kommt den hier angestrebten Ergebnissen entgegen, weil auch die Habitatkonnektivität in diesem Falle eine höhere ist. Dass dies so angenommen werden kann, drücken u.a. auch Simulationsergebnisse aus, bei denen die unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeit von Metapopulationen bei Ketten (also aneinander gereihten Einzelflächen ≈ Paaren) und bei „Arrays" (Array = Flächenanordnung in mehrere Richtungen, mehrere Flächen stehen sich gegenüber) untersucht wurde - im „Array" ist die Überlebenswahrscheinlichkeit in vielen Fällen grundsätzlich höher; nur bei mittelreichweitiger Ausbreitung und sehr kurzen *patch*-Distanzen bieten Ketten aufgrund geringerer Umweltkorrelationen eine längere Lebensdauer der Population (FRANK et al. 1994, FRANK & WISSEL 1998).

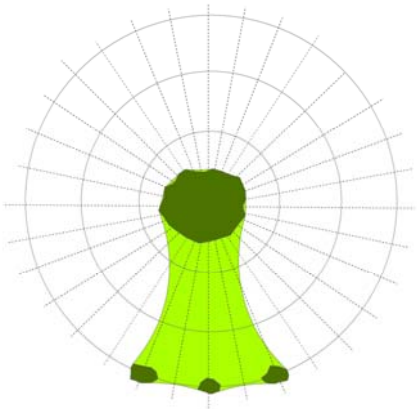


Abb. 79: Ergebnis einer Pufferfolge bei Flächengruppen

Zusammenfassend kann nach den erläuterten Tests gesagt werden, dass Pufferfolgen grundsätzlich geeignete Werkzeuge für den Desktop-GIS-Bereich (eine Zielstellung der Arbeit) sind, um vor dem Hintergrund relativ ‚unscharfer' Daten (vgl. Kapitel 5.2) in kleinmaßstäblichen Ebenen besonders relevante Räume des Habitat- bzw. Biotopverbundes aufzuzeigen. Das allgemeine Werkzeug des Puffers bietet bei kombinierter Anwendung (Pufferfolgen) überraschende, Ziel führende ‚fachliche' Vorteile gegenüber rein distanzbasierten Ansätzen, von denen zudem im Desktop-GIS-Bereich keiner zu konkreten Ausweisungen der relevanten Flächen führt (z. B. einfache positive Puffer). Diese Vorteile sind nicht zufällig, sondern führen auf die stärkere räumliche Wirkung größerer Flächen in Puffersystemen zurück, die mit der Wirkung großer Habitatflächen im Lebensraumgefüge vergleichbar ist (zu evtl. GIS-technischen Schwierigkeiten s. Kapitel 7.4).

Ergänzend ist anzumerken, dass mit ArcInfo die Möglichkeit besteht, auf der Basis euklidischer Distanzen entsprechend benachbarte Flächen unter Erhaltung der äußeren Flächengrenzen zusammenzufassen (Werkzeug „*Simplify Polygons*"/ „*Aggregating polygons based on distance*"). Auch JOOß (2005c, 2006a, 2006c, 2007, JOOß et al. 2006) entwickelte eine ähnliche Prozedur für ArcInfo, mit der Flächen über genau festgelegte Distanzen verbunden werden können. Für ArcInfo-Anwender besteht deshalb grundsätzlich die Möglichkeit, diese Funktionen an Stelle der Pufferfolgen bei den entsprechenden Teilschritten im hier vorgestellten Algorithmus einzusetzen. Allerdings wird darauf aufmerksam gemacht, dass die genannten Funktionen ausschließlich distanzbasiert arbeiten. In Zukunft ist es aber denkbar, nach Vorliegen regelhafter Angaben aus der Populations- bzw. Ausbreitungsökologie (Ausbreitungsdistanzen in Abhängigkeit von Populations- bzw. Flächengrößen), diese Möglichkeiten kombiniert weiter zu entwickeln, also bei der Bildung von ‚Verbund- oder Suchräumen' (abgesehen von den Raumwiderständen) mindestens noch die Flächengrößen bzw. ihre Wirkung in der Flächenkonfiguration zu berücksichtigen.

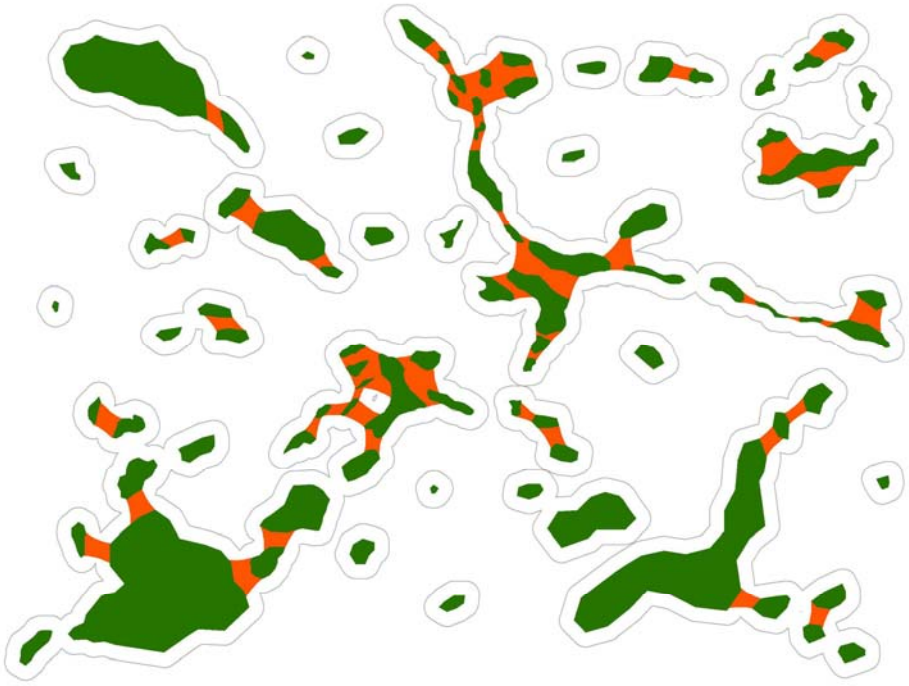


Abb. 80: Beispiel für die Gruppenwirkung einer Pufferfolge

grün: Habitatflächen; graue Linien: Ergebnisse des positiven Puffers

rot: Verbindungen als Ergebnisse der Pufferfolge, Grenzen grafisch nachbearbeitet (s. Abb. 76 C und detaillierte Beschreibung des Algorithmus)

Es wird deutlich, dass nicht in allen Bereichen, in denen sich die positiven Puffer berühren, nach der Pufferfolge eine Verbindung entsteht, weil bestimmte Flächen sich ‚ungünstiger' gegenüber liegen.

### 6.1.2 Die Idee der Reihung von Pufferfolgen - Bildung von Netzwerken

Nach Zielstellung der Arbeit soll ein ‚Vorrangflächen-Verbundsystem' erarbeitet werden, d.h. die Ausweisung von Verbindungen soll sich so weit wie möglich auf die funktional besonders wichtigen Räume zwischen den Habitatflächen beschränken. Werden Pufferfolgen oder andere Raumabgrenzungsverfahren (s.o.) mit größeren Distanzwerten (z.B. 2000 m für etwas mobilere Arten) eingesetzt, so hat dies zur Folge, dass alle Habitatflächen in diesem Distanzbereich zu relativ großen Räumen zusammengefasst werden. Das ist aus fachlicher Sicht nachvollziehbar, da es sich dabei um den Raum handelt, in dem Individuen einer Art mit der entsprechenden Mobilität zwischen den Teilflächen wechseln können. Deshalb müsste dies im Algorithmus auch angemessen berücksichtigt bleiben (s. Kapitel 6.3.3); grundsätzlich sind aber derartig großflächige Kulissen zur räumlichen Konkretisierung naturschutzplanerischer Zielsetzungen ungeeignet. Sie würden beispielsweise von vorn herein nicht für eine Übernahme in Biotopverbund- oder Raumordnungspläne in Frage kommen.

Dieser Konflikt kann durch eine Reihung von Pufferfolgen mit abgestuften Distanzwerten gelöst werden, die zu Netzwerken bestehend aus Habitatflächen und verschiedenen räumlichen Stufen von Verbindungsflächen führen. Der Algorithmus beginnt immer mit der Pufferfolge auf Basis der niedrigsten Distanzklasse (z.B. bis 100 oder 250 m). Die entstehenden zusammenfassenden Räume dieser ersten Stufe werden, wie auch die auf Basis aller anderen Distanzklassen entstehenden Räume, als **Funktionsräume** bezeichnet.

**Funktionsräume - Begriffserläuterung**
Räumlich abgegrenzte Systeme ökologisch verwandter Lebensräume sollen als Funktionsräume bezeichnet werden. Sie entstehen durch die GIS-gestütze Zusammenfassung (‚Arrondierung') von benachbarten ähnlichen Lebensräumen oder Lebensraumkomplexen auf Basis einer bestimmten Distanzklasse, aber unter Berücksichtigung des Flächenarrangements und flächiger, grob klassifizierter Ausbreitungswiderstände. Funktionsräume erfüllen besondere ökologische Funktionen, weil sie die in der Landschaft verbliebenen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräume (‚Mangelhabitate' oder naturraumtypische Habitate) beinhalten, die eine besondere Bedeutung für den Habitatverbund (Ausbreitungsquellen, Trittsteine) besitzen. Die Habitate innerhalb eines Funktionsraumes können für einen Typ mit bestimmter Ausbreitungs- bzw. Wanderfähigkeit als potenziell funktional verbunden betrachtet werden, d.h. zwischen den Flächen ist ein Individuenaustausch möglich bzw. es können Metapopulationen vermutet werden. Die Flächen werden deshalb nur als ‚potenziell kohärent' angesehen, weil auf überörtlicher Ebene aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit in der Regel nicht mit Daten zum konkreten Vorkommen von Arten, sondern mit Daten zu Lebensraumtypen gearbeitet werden muss.
Funktionsräume können je nach Grad der Berücksichtigung von vorhandenen ‚flächigen' oder ‚linearen' Barrieren im Algorithmus stark die aktuelle Situation widerspiegeln oder aber auch Zieldimensionen abbilden.

Die Funktionsräume der Stufe 1 gehen dann in die Erarbeitung der Funktionsräume der Stufe 2 (nächst höhere Distanzklasse) ein, d.h. es wird nicht mehr direkt mit den Habitatflächen gearbeitet, sondern mit den die Habitatflächen beinhaltenden Funktionsräumen der Stufe 1. Mit einem speziellen Selektionsschritt (s. detaillierte Beschreibung der Teilschritte des Algorithmus) wird es möglich, all jene Verbindungen zu erkennen, die die Funktionsräume der Stufe 1 verknüpfen, im selben Arbeitsschritt können alle anderen (abrundenden) Flächen, die bei Pufferfolgen in Buchten der gepufferten Flächen zahlreich entstehen und für den Aufbau des Verbundsystems wenig relevant

sind, ausgeschlossen werden. Damit wird erreicht, dass sich das System insgesamt nicht proportional mit Erhöhung der Pufferdistanz vergrößert, sondern sich nur in den Bereichen erweitert, in denen ‚neue', für den Aufbau des Netzwerks ‚essenzielle' Verbindungen zu benachbarten Habitatgruppen (Funktionsräume der Stufe 1) hergestellt werden. Diese Bereiche werden als **Verbindungsräume** bezeichnet. Der Begriff ‚Raum' wird verwendet, da das Wort ‚Fläche' eine für die hier mögliche Aussageschärfe zu konkrete Festlegung vor Ort implizieren würde.

**Verbindungsräume - Begriffserläuterung**
Verbindungsräume sind Räume, die benachbarte Funktionsräume auf Basis einer bestimmten Distanzklasse flächenhaft verbinden. In den Verbindungsräumen befinden sich keine aktuell besiedelten oder besiedelbaren Lebensräume des betrachteten Anspruchstyps. Verbindungsräume können verschieden starke, flächige, von der aktuellen Nutzung und von abiotischen Faktoren abhängige Ausbreitungswiderstände für einen bestimmten Anspruchstyp von Tieren aufweisen. Je nach Ausgestaltung des Algorithmus wird entweder überwiegend der aktuelle Zustand wiedergegeben, d.h. es werden keine Verbindungen in Bereichen mit aktuell ungünstiger Landnutzung gebildet, oder die Verbindungen werden auch dort aufgezeigt, wo die Landnutzung zwar aktuell Ausbreitung und Wanderung stärker behindert, es aber durch Nutzungsänderung grundsätzlich möglich ist, die Verbundfunktionen zu verbessern (Entwicklungspotenzial).
Grundsätzlich ausgeschlossen werden allerdings immer Verbindungen, die irreversibel verloren gegangen sind (Flächennutzung z.B. durch Bebauung) oder die einer Ausbreitung standörtlich extrem entgegenstehen (z.B. größere Wasserflächen).

Die ermittelten Verbindungsräume zwischen den Funktionsräumen der Stufe 1 werden als Verbindungsräume der Stufe 2 bezeichnet (2 deshalb, weil die Funktionsräume der Stufe 1 ja bereits verbindende Flächen enthalten). Durch Zusammenfassung der Funktionsräume der Stufe 1 und der Verbindungsräume der Stufe 2 entstehen die Funktionsräume der Stufe 2. Diese Funktionsräume dienen nun wiederum als Ausgangspunkt für die Pufferfolge auf Basis der nächst höheren Distanzklasse; gebildet werden die Verbindungsräume der Stufe 3 und die Funktionsräume der Stufe 3. Nach einigen solcher verknüpfenden Bearbeitungsstufen sind (bei entsprechend guter Datenlage) für typische mitteleuropäische Landschaften bereits längere und verzweigte Raumsysteme entstanden. In vielen Fällen genügt es, die Funktions- bzw. Verbindungsräume bis zur Distanzklasse von 2000 m zu bilden; durch die Verknüpfung der einzelnen Teilsegmente kommt es bald zu ‚zusammenwachsenden' Systemen von 50 oder 100 km Ausdehnung. Die eingangs genannten relativ großflächigen Abgrenzungen von Verbindungsräumen treten dabei nur in den Bereichen auf, in denen sich größere Habitate bzw. Habitatgruppen (ohne entsprechende Trittsteine) weiter entfernt gegenüber liegen.

Während die Gesamtheit der Ergebnisse des Algorithmus als **Lebensraumnetzwerk** (s. Kasten unten) bezeichnet wird, liegen für die Beschreibung lang gestreckter, deutlich richtungweisender Netzwerkteile die Begriffe ‚Lebensraumkorridore' oder ‚Landschaftskorridore' nahe (s. Kapitel 3.3.3). Bei der kleinmaßstäblichen Analyse der Habitatflächenkonfigurationen und -potenziale in der Landschaft wird jedoch deutlich, dass sich zwar in vielen Bereichen deutlich korridorartige (meist auch abiotisch begründbare) Zusammenhänge herausarbeiten lassen, es aber auch Landschaftsräume gibt, die als Ganzes hohe Verbundqualitäten aufweisen. Diese treten dann in den Ergebnissen, trotz der beschränkenden Wirkung des Algorithmus auf ‚essenzielle' Verbindungen, nicht korridorartig, sondern kompakt heraus oder sind durch mehrere angeschlossene Nebensysteme so verzweigt, dass sich aus fachlicher Sicht automatisch keine ‚Hauptrichtungen' ergeben (weiterführende Ausführungen dazu im Kapitel 7.5.9). Insgesamt entspricht das Vorgehen einem

‚*bottom up*-Ansatz', bei dem überörtliche Zusammenhänge aus der Konfiguration einer Vielzahl von lokalen Funktionsmustern abgeleitet werden (vgl. Kapitel 5.4.3).

**Lebensraumnetzwerke (kurz: Netzwerke/ Verbundsysteme) - Begriffserläuterung**
Die Systeme abgestufter Funktions- und Verbindungsräume werden als Lebensraumnetzwerke bezeichnet. Sie können für mehrere Anspruchstypen von Arten erarbeitet werden und anschließend zu einem Netzwerk zusammengefasst werden.
Lebensraumnetzwerke können nicht mit Ergebnissen von (oft artzentrierten) Habitat- bzw. Ausbreitungsmodellierungen gleichgesetzt werden, weil ein ‚Vorrangflächen-Verbundsystem' (s. Kapitel 1.3) für mehrere Artengruppen abgestufter Ausbreitungsfähigkeit erzeugt wird, das nur die für den Aufbau des Netzes ‚strategisch wichtigsten' und damit ‚essenziellen' Verbindungen enthält. Für Arten mit höheren Ausbreitungsdistanzen werden nicht alle Räume eingebunden, die von diesen Arten überwunden werden können, sondern nur die Bewegungskorridore mit der größten Dichte an Habitaten, die gleichzeitig auch für Arten mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit gelten. Die jeweils nächst höhere Distanzklasse sorgt in entsprechenden Bereichen ‚nur' für die Zusammenfügung der bereits entstandenen Funktionsräume. Damit wird in die Abbildung einer Raumstruktur investiert, die auch den aktuellen Theorien zur größtmöglichen Effizienz von Naturschutzmaßnahmen (hier primär im Sinne der Raumsicherung) entspricht (vgl. HENLE et al. 1999: 285 ff.).

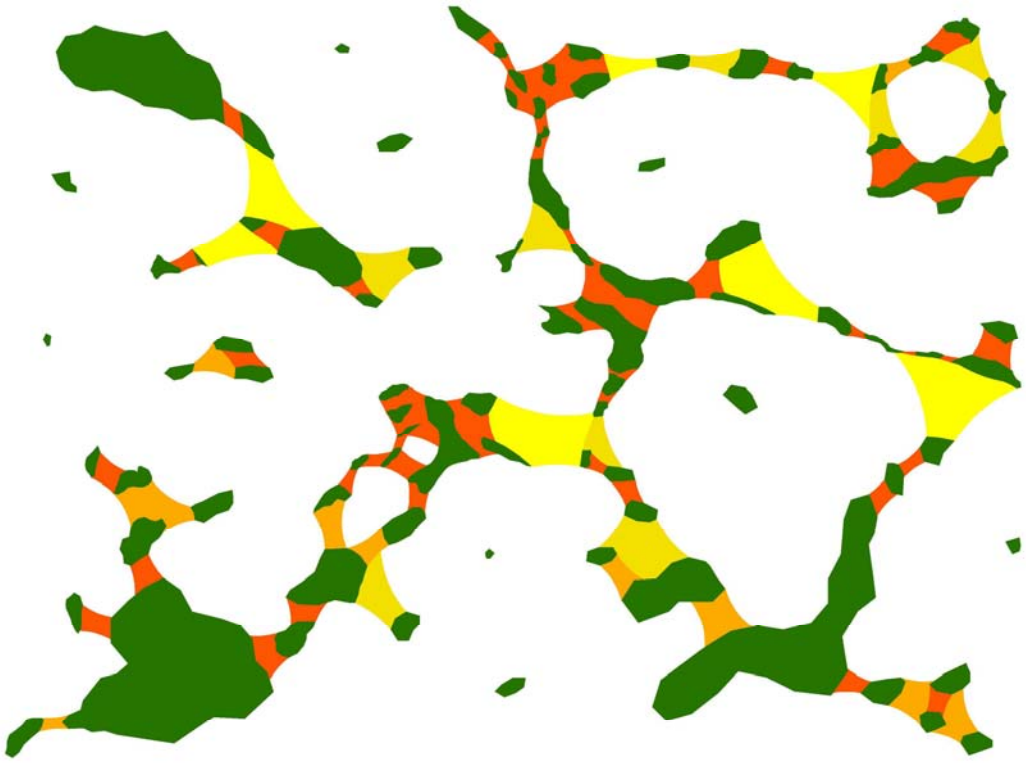


Abb. 81: Lebensraumnetzwerk gebildet mit vier Stufen von Verbindungsräumen
Habitatflächen: grün
Verbindungsräume (Ergebnisse gestufter Pufferfolgen):
rot (kleine Distanz) - orange - gelb (große Distanz)
Grenzen der Verbindungsräume grafisch nachbearbeitet (s. Abb. 76 C-D)

### 6.1.3 Struktur und Beschreibung des Algorithmus

Die nachfolgende Arbeitsanweisung (Kapitel 6.2 und 6.3) hat folgenden Aufbau:

**Hauptschritt 1**
- Fachlicher Hintergrund (Erläuterungen/ Begründungen des Hauptschrittes)
- Teilschritte (technische Anleitung und Erläuterung für die GIS-Bearbeitung)
- Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse (z.B. Abhängigkeit von Datenqualität)

**Hauptschritt 2**
- Fachlicher Hintergrund
- Teilschritte
- Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse

...

**Hauptschritt n**

Eine solche endliche Folge von Anweisungen, die nacheinander ausgeführt und oft in festgelegter Weise wiederholt werden, ist für einen Algorithmus typisch. Als Algorithmus wird eine genau definierte Verarbeitungsvorschrift zur Lösung eines Problems oder einer bestimmten Art von Problemen bezeichnet. Die hier aufgeführten Schritte stellen keinen Algorithmus im engeren Sinn dar, sondern es handelt sich um eine Rahmenarbeitsanleitung mit Hinweisen zur Modifikation. Es wird auch aus Gründen der Nachvollziehbarkeit darauf verzichtet, die Schritte als GIS-technische Befehlskette nieder zu schreiben (repräsentatives Beispiel dafür, aus dem Bereich der ökologischen Netzwerke: CHESAPEAKE AND COASTAL WATERSHED SERVICES 2001)

Folgende Hauptschritte werden in den Kapiteln 6.2 und 6.3 detailliert beschrieben:

**Teil I - Bildung von Lebensraumnetzwerken**

> Zuordnung von Ausbreitungswiderständen
> Selektion der Habitatflächen (Lebensraumtypen)
> Bildung von Funktions- und Verbindungsräumen der Stufe 1
> Vorbereitung der Funktionsräume der Stufe 2
> Bildung von Verbindungsräumen der Stufe 2
> Bildung von Funktionsräumen der Stufe 2
> Separieren von kleinen Funktionsräumen
> Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 3
> Bildung von Verbindungs- und Funktionsräumen der Stufe 3
> Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 4
> Bildung des Lebensraumnetzwerkes (Befehlsliste)
> Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen
> Integration von Pufferzonen in Lebensraumnetzwerke
> Charakterisierung von Funktionsräumen (Flächengrößen)
> Charakterisierung von Funktionsräumen (Arten)
> Charakterisierung von Verbindungsräumen (Flächengrößen)
> Charakterisierung von Verbindungsräumen (Arten)
> Ausbreitungswiderstände in Verbindungsräumen
> Bildung von zusammenfassenden Lebensraumnetzwerken

**Teil II - Zerschneidung/ Entschneidung**

> Aufbereiten von Daten zu ‚linearen' Barrieren/ Straßen
> Ermittlung Unzerschnittener Funktionsräume (UFR)
> Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Flächengrößen)

> Stufenübergreifende Priorisierung von ‚Entschneidungsabschnitten'
> Suche potenzieller Standortbereiche für Querungshilfen
> Berücksichtigung bestehender Querungsmöglichkeiten
> Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Artvorkommen)
> Beurteilung von ‚Neuzerschneidungen'
> Ansatz zum Monitoring - Gewährleistung von Zeitreihen
> Summarische Wirkung verschiedener Verkehrsträger

Innerhalb der Teilschritte werden Vorschläge zur Benennung von Dateien (z.B. Shape oder Geodatabase) gemacht; sie beziehen sich immer auf das Beispiel. In den Benennungsvorschlägen sind Abkürzungen für GIS-Bearbeitungsschitte enthalten. Abkürzungen werden verwendet für die Werkzeuge „*dissolve*" (dis), „*erase*" (era), „*merge*" (mer), „*union*" (uni), „*intersect*" (int) und „*select*" (sel). Für Pufferergebnisse steht der Großbuchstabe „B" (*buffer*) im Dateinamen und die Pufferdistanz in Metern wird hinzugefügt (z.B. B_500). Am Anfang des Algorithmus werden die Schritte (auch einfache GIS-Arbeitsschritte) relativ detailliert beschrieben, damit auch weniger versierte Anwender folgen können. Alle Angaben beziehen sich, wie bereits erwähnt, auf die ArcMap-Stufe von ArcGIS 9 bzw. auf ArcView 3.2 / 3.3 (Firma ESRI).

Die auf der Basis der vorstehenden Grundlagen entwickelte Arbeitsanweisung wird am Beispiel eines Lebensraum-Anspruchstyps erläutert. Ausgewählt wurden dafür die Komplexe der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts. Die verwendeten Geodaten sind im Quellenverzeichnis aufgeführt. Für den jeweiligen Arbeitsschritt aussagekräftige Abbildungen werden für den Ausschnitt des östlichen (einschließlich des nord- und südöstlichen) Harzvorlandes angefertigt. In den einzelnen Abbildungen wird zur Bewahrung einer klaren Darstellung der Arbeitsschritte auf Textbeschriftungen verzichtet; stattdessen wird in der nachfolgenden Abb. 82 der Raumzusammenhang hergestellt.

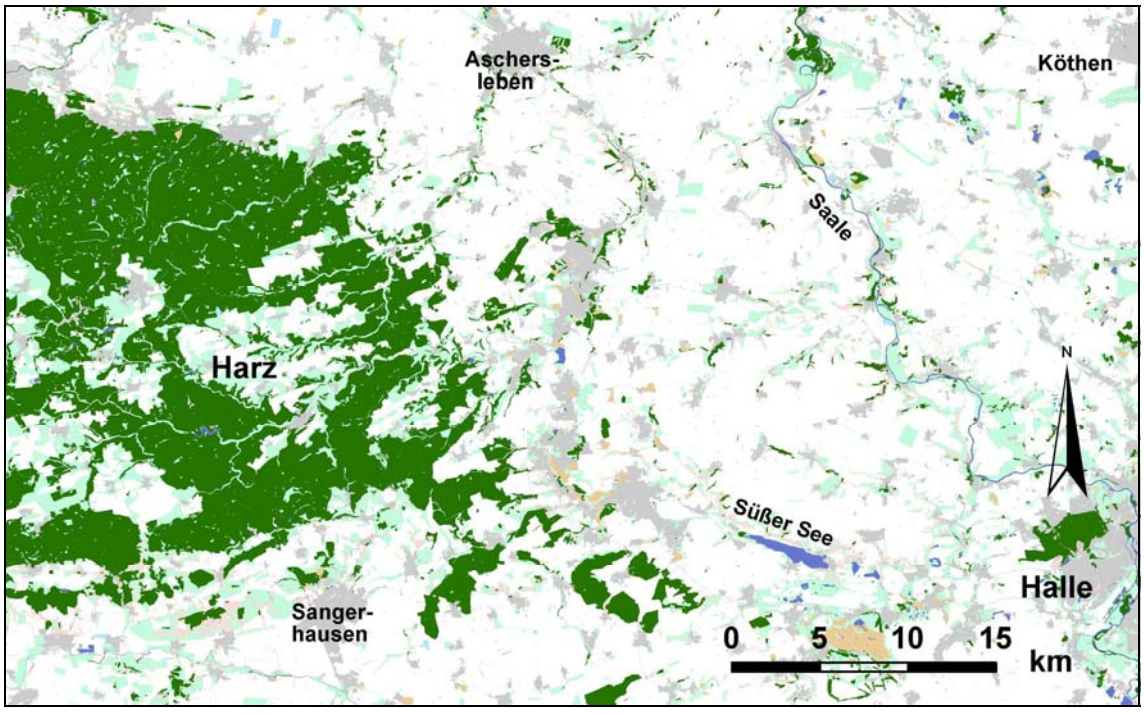



Abb. 82: Ausschnitt für die Abbildungen
CIR-BNTK als Hilfe zur Orientierung (wichtigste Farben: dunkelgrün: Wälder, hellgrün: Grünland, weiß: Ackerland, blau: Gewässer, braun: vegetationsfreie Flächen / größtenteils Bergbau, grau: Siedlungen)

## 6.2 Teil I - Bildung von Lebensraumnetzwerken

### 6.2.1 Zuordnung von Ausbreitungswiderständen

**Fachlicher Hintergrund:**
Es handelt sich um einen vorbereitenden Schritt, dessen Ergebnisse im Algorithmus später mehrfach benötigt werden. Die verschiedenen Flächeneigenschaften einer Landschaft (Nutzungen/ Vegetation, abiotische Verhältnisse) haben auf Ausbreitungsbewegungen von Tieren erheblichen Einfluss und müssen entsprechend berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 5.4.6).

Benötigt wird eine digital aufbereitete Landnutzungs- bzw. Biotoptypenkartierung, die in ihren Geometrien (Generalisierung/ Maßstab, Erfassungsgrenzen) möglichst gut mit den Daten, die zur Selektion der Habitatflächen verwendet werden (s. nächster Schritt), kompatibel ist.

Flächen, die absolute und in der Regel irreversible Barrieren darstellen und auf denen gewöhnlich keine Entwicklung von naturgeprägten Flächen mehr stattfinden kann (z.B. bebaute Flächen), können nicht Bestandteile von Verbundsystemen sein und werden in jedem Fall im Algorithmus ausgeschlossen (s. Kapitel 6.2.5).

Die Informationen zu den bebauten Flächen liegen in den hier zur Nutzung herangezogenen Daten (CIR-BNTK, ATKIS) meist als leicht zusammengefasste Räume vor und werden deshalb oft als ‚Siedlungsflächen' bezeichnet. Das bedeutet nicht automatisch, dass alle Flächen im Siedlungszusammenhang hier generell ‚ausgeblendet' werden, nur sind kleinere noch ‚offene' Flächen im Siedlungsbereich (z.B. Baulücken) aufgrund der Datenauflösung nicht mehr repräsentiert. Zwar können diese im Einzelfall (der eingearbeitet werden könnte) eine größere Bedeutung auch im überörtlichen Verbund besitzen, meist dürften diese jedoch (allein aufgrund der beschränkten Flächenverfügbarkeit) nicht Bestandteil einer entwicklungsfähigen ‚strategischen Hauptverbindung' sein, um deren Identifizierung es hier im Wesentlichen geht. Auf mögliche wichtige ergänzende Funktionen von Flächen in Siedlungsräumen soll jedoch hingewiesen werden (s. auch VOLG 2003).

Die im hier zugrunde liegenden Maßstabsbereich als ‚lineare' Barrieren (Straßen, Bahnstrecken, Kanäle) aufzufassenden Elemente werden aus systematischen Gründen an dieser Stelle des Algorithmus noch nicht berücksichtigt. Daten der Landnutzungs- bzw. Biotoptypenkartierungen können aber solche Elemente teilweise als Flächen enthalten. Um bei der späteren Berücksichtigung von flächigen Ausbreitungswiderständen (Kapitel 6.2.19) Fehler bzw. geometrische Ungenauigkeiten zu vermeiden, müssen diese Flächen entfernt und die entstandenen ‚Lücken' den benachbarten Flächen zugeordnet werden.

**Teilschritte:**

- Jedem im Bearbeitungsgebiet vorkommenden Landnutzungs- bzw. Biotoptyp wird bezogen auf den zu bearbeitenden Anspruchstyp ein Wert (1-3) für den Ausbreitungswiderstand zugewiesen (3-stufige Skala nach Kapitel 5.4.6). Bebaute Flächen erhalten den Wert „4". Die Zuweisung erfolgt wissensbasiert zweckmäßigerweise in einer separaten Tabelle oder Datenbank (Fortschreibung bei Bearbeitung weiterer Lebensraumnetzwerke).
- Grundsätzlich ist eine Datei mit allen bebauten Flächen vorzubereiten, die auch für weitere Anspruchstypen benötigt wird. Dies geschieht durch Selektion (Wert 4) aus dem o.g. vorbereiteten Grunddatenbestand.
  Dateibenennung: z.B.:
  CIR_SF (für Daten, die aus der CIR-Landnutzungs- bzw. Biotoptypenkartierung gewonnen wurden – SF steht für Siedlungsflächen)
  ATKIS_SF (für Daten, die aus ATKIS gewonnen wurden)

- Zur Nutzung im Algorithmus müssen alle Datensätze der Datei der Siedlungsflächen über das gleiche Erkennungsattribut verfügen; das Feld dafür ist anzulegen.
  Feldbenennung:
  Feld „K_SF“ / Erkennungsattribut: 444
- Die Flächen der Datei(en) zu den Ausbreitungswiderständen dürfen sich nicht mit den im weiteren Algorithmus genutzten Habitatflächen überschneiden; sie sind gegen die Habitatflächen zu löschen (s. unter nächstem Schritt).

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**
**1)** Wenn nur eine grobe Landnutzungskartierung (z.B. ATKIS Basis-DLM 25) vorliegt, könnte mit geeigneten Daten zu abiotischen Merkmalen (z.B. Feuchtestufen der Böden aus Bodenkarten 1:25.000 oder 1:50.000) im Vorfeld eine Präzisierung der Datengrundlage durchgeführt werden (Verschneiden der Daten mit dem Werkzeug ‚intersect‘).

### 6.2.2 Selektion der Habitatflächen (Lebensraumtypen)

**Fachlicher Hintergrund:**
Es sind alle Habitatflächen auszuwählen, die nach fachlichen Kriterien der fokussierten Lebensraumgruppe (vgl. Tab. 12) zugeordnet werden müssen. Dabei sind die Flächen auszuwählen, die vermutlich noch eine geeignete Habitatqualität aufweisen, d.h. die Flächen müssen als aktuell besiedelte oder besiedelbare Lebensräume für die Wert gebenden Arten des Bearbeitungsgebietes in Frage kommen. Die Möglichkeiten zur fachlichen Eingrenzung der Flächen hängen maßgeblich von der Art bzw. Qualität der Datenquelle ab. Häufig werden die Datensätze der selektiven Biotopkartierung als Datenquelle dienen (so auch hier). Die entsprechenden Eigenarten dieser Kartierungsmethode, die zudem noch von Bundesland zu Bundesland variiert, sind dabei besonders zu beachten. Bei der Arbeit mit den Ergebnissen der selektiven Biotopkartierungen wirkt sich ganz besonders aus, dass in fast allen Bundesländern nicht einzelne Flächen, sondern stets Komplexe (von Lebensraumtypen) kartiert wurden. Ein kartierter Komplex ist in den digitalen Daten jedoch als ein Polygon repräsentiert, das keine inneren Grenzen zwischen Teilflächen besitzt. Bei einer Selektion bestimmter Lebensraumtypen wird demzufolge immer der gesamte Komplex ausgewählt, d.h. die Selektion ist immer nur mit einer ‚gewissen räumlichen Unschärfe‘ durchführbar (vgl. Kapitel 5.2.3, s. auch Modifikationshinweis 1).

Ein Ausschluss sehr kleiner Habitatflächen wird an dieser Stelle nicht vorgesehen, weil die Auswahl der Flächen für diesen Schritt sich nicht an eine bestimmte Klasse von Anspruchtypen bezüglich des Minimalareals orientiert. Auch kleine Flächen können für kleine wirbellose Arten geeignete Fortpflanzungshabitate sein.

Generell ist die Selektion der Habitatflächen als ein sehr wesentlicher Basisschritt zu betrachten, von dem die Ausformung des gesamten Netzwerks abhängt. Für das sichere Ausführen des Arbeitschrittes ist die genaue Kenntnis (Quantität, Qualität) der für ein Bearbeitungsgebiet vorliegenden Daten erforderlich. An den Grenzen von Bearbeitungsgebieten gilt es, auch die Habitatflächen der benachbarten Gebiete mit einzubeziehen (s. Kapitel 7.4.1). Auch Überlegungen zum Einbinden von Potenzialflächen, welche die Ergebnisse stark beeinflussen können, sind bereits an dieser Stelle anzustellen (siehe dazu Modifikationshinweis 2).

Im hier bearbeiteten Beispiel wurden die Ergebnisse der CIR-Biotop- und Nutzungstypenkartierung Sachsen-Anhalts (s. Kapitel 5.2.2) ergänzend zur den Daten der selektiven Biotopkartierung herangezogen, weil die selektiven Biotopkartierung beispielsweise nicht auf den großen Truppenübungsplätzen durchgeführt wurde, auf den bedeutende Trockenlebensräume (Heiden) zu finden

sind. Ähnliches gilt für die Tagebaufolgelandschaften; hier war es aufgrund der zu wenig differenzierten Klassifikation der CIR-BNTK nicht möglich, wertvolle Trockenlebensräume zu extrahieren.

**Teilschritte:**

- Die Lebensraumtypen (und Potenzialflächen) sind aus fachlicher Sicht festzulegen (s.o.)
- Die entsprechenden Flächen sind aus dem Grunddatenbestand zu selektieren und in eine neue Datei zu schreiben.
  Dateibenennung:
  Abkürzung für Datenbestand_Abk. für Anspruchstyp_Abk. für Bearbeitungsschritt
  z.B. für das Selektieren der Daten zu den Trockenhabitaten (TRO) aus der selektiven Biotopkartierung (SBK): SBK_TRO_sel
- Grundsätzlich wird empfohlen, direkt aneinander grenzende Teilflächen (bzw. Untereinheiten des Lebensraumtyps) mit dem Werkzeug „*dissolve*“ zu vereinigen. Bei der Anwendung des Werkzeugs „*dissolve*“ ist darauf zu achten, dass keine *Multipart*-Polygone entstehen (Einstellung *Dissolve*-Type: ALL). Diese können sonst zu Verarbeitungsfehlern (z.B. bei Puffern, Flächenberechnungen) führen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_dis
- Zur Nutzung im Algorithmus müssen alle Datensätze der Datei der Habitatflächen über das gleiche Erkennungsattribut verfügen; das Feld dafür ist anzulegen.
  Feldbenennung: Feld „K_HAB“ / Erkennungsattribut: 999
- Als Grundlage für spätere Schritte sollte eine Flächenberechung für alle Flächen des Datensatzes durchgeführt werden / „*calculate*“ als Werkzeug oder Empfehlung für Field Calculator (Modus Advanced): Pre-Logic VBA Script Code:
  *Dim dblArea as double*
  *Dim pArea as IArea*
  *Set pArea = [shape]*
  *dblArea = pArea.area*
  Feld Area: *dblArea*
- Rückgriff auf Kapitel 6.2.1 (Ausbreitungswiderstände):
  Wenn die Habitatflächen aus einem anderen Datensatz (z.B. aus Selektiver Biotopkartierung) stammen als die beiden vorbereiteten Datensätze zu den Ausbreitungswiderständen (z.B. aus CIR-Kartierung), ist ein Bereinigen der Geometrien erforderlich. Der Datensatz mit dem genaueren Bearbeitungsmaßstab ist zum Teillöschen des jeweils ungenaueren Datensatzes zu verwenden. In der Regel müssen die Habitatflächen zum Löschen der sich überlagernden Teile der Datensätze zu den Ausbreitungswiderständen genutzt werden. Das Teillöschen erfolgt mit dem Werkzeug „*union*“ (Alternative: Werkzeug „*erase*“ in ArcInfo oder in der Erweiterung EditTools). Im jeweiligen Zwischenergebnis (*union*) sind alle Datensätze zu selektieren, die im Feld „K_HAB“ den Wert „0“ aufweisen. Diese stellen Anteile der Flächen aus dem jeweiligen Datensatz zu den Ausbreitungswiderständen dar, die sich nicht mit Habitatflächen überlagern. Sie werden in neue Dateien geschrieben, d.h. es entsteht ein ‚überarbeiteter‘ Datensatz zu den sehr hohen Ausbreitungswiderständen. Diese neue Datei enthält im Regelfall *Multipart*-Flächen, die aufgelöst werden müssen (Werkzeug „*Multipart to Singlepart*“). Schließlich sind alle Felder bis auf das Feld „K_SF“ (mit Attribut 444) zu löschen.
  Dateibenennung: z.B.: CIR_SF_ohne_TRO (Trockenhabitatflächen ausgespart)

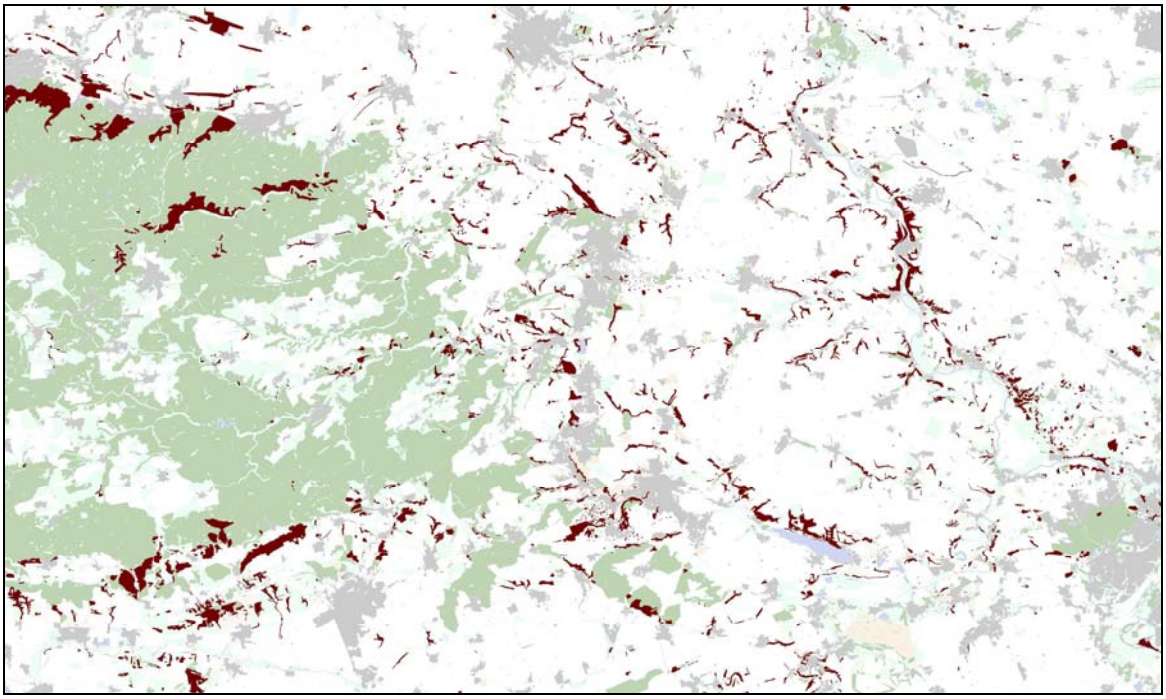


Abb. 83: Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland
dunkelrot: Habitatflächen, CIR-BTNK als Hintergrund zur Orientierung

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**

**1)** Aufgrund der in Deutschland praktizierten Methode der selektiven Biotopkartierung (Kartierung von Biotopkomplexen) sind oftmals in einem kartierten Komplex offene *und* gehölzgeprägte Teilbiotope enthalten. Der kartierte Komplex ist in den digitalen Daten jedoch als ein Polygon repräsentiert, das keine inneren Grenzen zwischen Teilbiotopen besitzt. Bei einer Selektion der offenen oder der gehölzgeprägte Teilbiotope werden demzufolge immer die gleichen Komplexflächen ausgewählt. Damit wird eine getrennte Behandlung der offenen bzw. gehölzgeprägten Biotope im Algorithmus praktisch zwecklos. Das wäre anders, wenn die einzelnen Biotope explizit als Einzelflächen vorlägen (vgl. Kapitel 5.2.3 und 5.2.6).

Eine Verbesserung dieser Datenlage ist in den Gebieten möglich, in denen eine flächendeckende Biotoptypenkartierung vorliegt, deren Maßstab ähnlich dem der selektiven Biotopkartierung ist (z.B. CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Landnutzungskartierung). Im Datensatz der flächendeckenden Biotoptypenkartierung lassen sich als grobe Klassifizierung offene und gehölzgeprägte Biotope unterscheiden (Einführung eines Attributes). Die Biotopkomplexe der selektiven Biotopkartierung können dann mit dem Datensatz der flächendeckenden Biotoptypenkartierung überlagert werden (Werkzeug „*intersect*“) und man erhält annäherungsweise die offenen und gehölzgeprägten Anteile in den Biotopkomplexen der selektiven Biotopkartierung. Die Verwendung dieser verbesserten Daten würde es im Algorithmus grundsätzlich ermöglichen, Netzwerke für spezifische Anspruchstypen nach Tab. 12 zu bilden, was mit dem hier bearbeiteten Beispiel nicht bezweckt war.

**2)** Grundsätzlich ist es anzustreben, von Beginn an Flächen mit einem erhöhten Potenzial zur (Wieder-)Herstellung von Habitaten in die Bearbeitung einzubeziehen. Als solche ‚Potenzialflächen' sind in diesem Zusammenhang nur Flächen aufzufassen, die zwar die entsprechenden Standortfaktoren für die Entwicklung von Habitaten aufweisen, auf denen die Habitate des fokussierten Anspruchstyps aber noch nicht oder nicht mehr ausgeprägt sind. Mit der Implementierung derartiger Daten können frühzeitig auch planerische Zielvorstellungen in den Aufbau des Netzwerkes integriert und Entwicklungsbereiche bereits genauer abgesteckt werden. Demzufolge

sind vor der Einbindung von Flächen mit entsprechendem Standortpotenzial Zielbestimmungen (evtl. naturräumlich differenziert) erforderlich.

Für das Hinzuziehen von Potenzialflächen ist entscheidend, dass überhaupt Geodaten in einem verwendbaren Maßstab zur Verfügung stehen, was überwiegend wohl nicht zutrifft. Meist sind entsprechende Flächen aufgrund der Generalisierung in Boden- oder hpnV-Karten nicht in der erforderlichen räumlichen Auflösung extrahierbar (vgl. Kapitel 5.2.5). Zudem ist eine Einbindung im Wesentlichen nur für die ‚Mangelstandorte' (trocken, feucht) sinnvoll, weil mittlere Standorte meist großflächig vorkommen bzw. abgegrenzt sind und sie so nicht in den Algorithmus, der für ‚*patch*-Systeme' ausgelegt ist, eingebunden werden können. Sinnvoll ist es deshalb, den vorbereitenden Aufwand zu betreiben und gut geeignete Habitatpotenzialflächen (für die jeweiligen Anspruchstypen) nach einer Zielfindung fachlich zu bestimmen und im geeigneten Maßstab digital abzugrenzen (z.B. Entnahme aus anderen Katastern wie z.B. Forsteinrichtungskarten oder analogen höher aufgelösten Bodenkarten, s. z.B. Abb. 58), um sie dann von Beginn an in den Algorithmus einzubinden. Von den noch vorhandenen Habitaten müssen sie im Algorithmus allerdings noch zu unterscheiden sein (Attributierung).

Im bearbeiteten Beispielfall (Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts) lagen Potenzialdaten (hpnV) im Bezugsmaßstab 1:50.000 vor; die dort enthaltenen (wenigen kleinflächigen) Trockenstandorte deckten sich weitgehend mit den zugrunde gelegten kartierten Biotopkomplexen, sodass eine Einbindung dieser Flächen nicht zur ‚Verbesserung' des Netzwerks führte.

Weitere Hinweise zum Einbinden von Flächen mit erhöhtem Entwicklungspotenzial enthalten die Kapitel 6.2.20 und 7.2.3 (Diskussion).

**3)** Grundsätzlich ist es zweckmäßig und deshalb empfehlenswert, Flächen die nicht durch Biotopkartierungen erfasst worden sind, von denen aber sichere Nachweise des Vorkommens charakteristischer Arten (Vertreter des Anspruchstyps, Zielarten) vorhanden sind, von Beginn an in den Algorithmus einzubinden. Dazu müssen in der Regel die Informationen zu den Arten (‚Punktdaten') auf (Bezugs-)Flächen ‚übertragen' werden. Eine ‚Übertragung' kann auf vorhandene, entsprechend genau abgrenzte Polygone (aus CIR-BNTK oder ATKIS) erfolgen oder, falls dies nicht zweckmäßig erscheint, es werden angemessen große Flächen um die Fundpunkte erzeugt (Puffer).

Für die hier durchgeführte Demonstration eines Beispiels wurde auf die Integration o.g. zusätzlicher Flächen verzichtet, weil dies eine zu intensive Auseinandersetzung mit 1000en von Einzeldatensätzen, deren Qualität allein anhand der digitalen Informationen oft nicht objektiv einschätzbar ist, erfordert hätte. Daten zu Arten wurden aber zur Charakterisierung der Netzwerkbestandteile (Kapitel 6.2.16 und 6.2.18) und für eine Repräsentativitätsanalyse bzw. Validierung genutzt (Kapitel 7.2.1).

**4)** Die Vorgehensweise bei der Flächenauswahl für den Netzwerkaufbau kann soweit abgewandelt werden, dass entgegen der oben empfohlenen spezifischen Auswahl von Trockenlebensräumen (offene und gehölzbedeckte Lebensräume wenn möglich noch getrennt) auch standörtlich weniger verwandte Lebensräume mit integriert werden. Ein ökologisch begründbarer Fall wäre z.B. die Zusammenfassung aller gehölzarmen, wertvollen Lebensräume jeweils für die Standortbereiche „trocken bis frisch" und „frisch bis feucht/ nass", weil zwischen offenen Lebensräumen, insofern sie nicht extrem standörtlich unterschiedlich sind, hohe Verwandtschaftsgrade bestehen (s. Kapitel 5.4.2). Die beiden erarbeiteten Lebensraumnetzwerke würden sich dann im mittleren Standortbereich räumlich überlagern. Beziehungen nur zwischen Feuchtlebensräumen oder nur zwischen Trockenlebensräumen könnten in diesem System nachträglich aber trotzdem besonders hervorgehoben werden.

### 6.2.3 Bildung von Funktions- und Verbindungsräumen der Stufe 1

**Fachlicher Hintergrund:**

Der Arbeitsschritt führt zu einem räumlichen Verbund aller Flächen, die sich mit einer ‚geringen' Distanz gegenüberliegen und nicht durch flächige absolute Barrieren getrennt sind. Dabei sollte diese ‚geringe' Distanz dem höchsten Wert der niedrigsten Distanzklasse der hier zugrunde liegenden Abstufung (100 m) entsprechen. Dadurch werden funktionale Räume ausgewiesen, die für Arten mit dieser geringen Mobilität als aktuell oder potenziell kohärent betrachtet werden können. Zur korrekten Abgrenzung ist es erforderlich, die entstehenden Räume anhand der Flächen mit sehr hohem Ausbreitungswiderstand (hier: bebaute Flächen) an den entsprechenden Stellen wieder zu trennen, da in diesen Bereichen funktionale Wechselbeziehungen nicht möglich sind (s. dazu auch fachlichen Hintergrund im Kapitel 6.2.5).

**Teilschritte:**

- Die selektierten Flächen sind mit dem höchsten Wert der niedrigsten anzusetzenden Distanzklasse zu puffern (z.B. 100 m). Die Grenzen zwischen den entstehenden Pufferflächen müssen während des Puffervorgangs bereits aufgelöst werden (Einstellung *Dissolve-Type*: ALL).
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_B_100
- Die entstandenen Flächen sind mit dem gleichen Betrag, aber negativen Wert zu puffern. Es verbleiben um den Pufferwert reduzierte Flächen, die die Habitatflächen einschließen. Auch hier ist zu beachten, dass die Einstellung „*Dissolve-Type*: ALL" gewählt wird, da sonst *Multipart*-Flächen verbleiben, die später Fehler hervorrufen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_B_100- (- steht für negativen Pufferwert)
- Im nächsten Schritt wird eine vorbereitete Datei, die alle Flächen mit einem sehr hohen Ausbreitungswiderstand (Siedlungsflächen, hier Datei: CIR_SF_ohne_TRO) beinhaltet, benötigt (vgl. Kapitel 6.2.1). Aus den entstandenen Funktionsräumen der Stufe 1 werden die sich mit den Siedlungsflächen überschneidenden Teilflächen gelöscht; dies erfolgt mit dem Werkzeug „*union*" (Alternative: Werkzeug „*erase*" in ArcInfo oder in der Erweiterung EditTools). Bei Nutzung des Werkzeugs „*union*" muss die Datei der Siedlungsflächen über ein Erkennungsattribut verfügen (s.o.).
  Im Zwischenergebnis (*union*) sind alle Datensätze zu selektieren, die im Feld „K_SF" den Wert „0" aufweisen. Diese stellen Flächenanteile der Funktionsräume der Stufe 1 dar, die keine flächenhaften Barrieren enthalten. Sie werden in eine neue Datei geschrieben (Dateibenennung mit Zusatz ‚multi' sinnvoll). Es ist dadurch möglich und auch bezweckt, dass bestimmte Funktionsräume z.B. aufgrund von bereits bebauten Bereichen wieder geteilt werden. Diese neue Datei enthält i.d.R. *Multipart*-Flächen, die aufgelöst werden müssen (Werkzeug „*Multipart to Singlepart*"). Die Felder mit Erkennungsattributen sind zu löschen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_100 (**FR = Funktionsraum**)

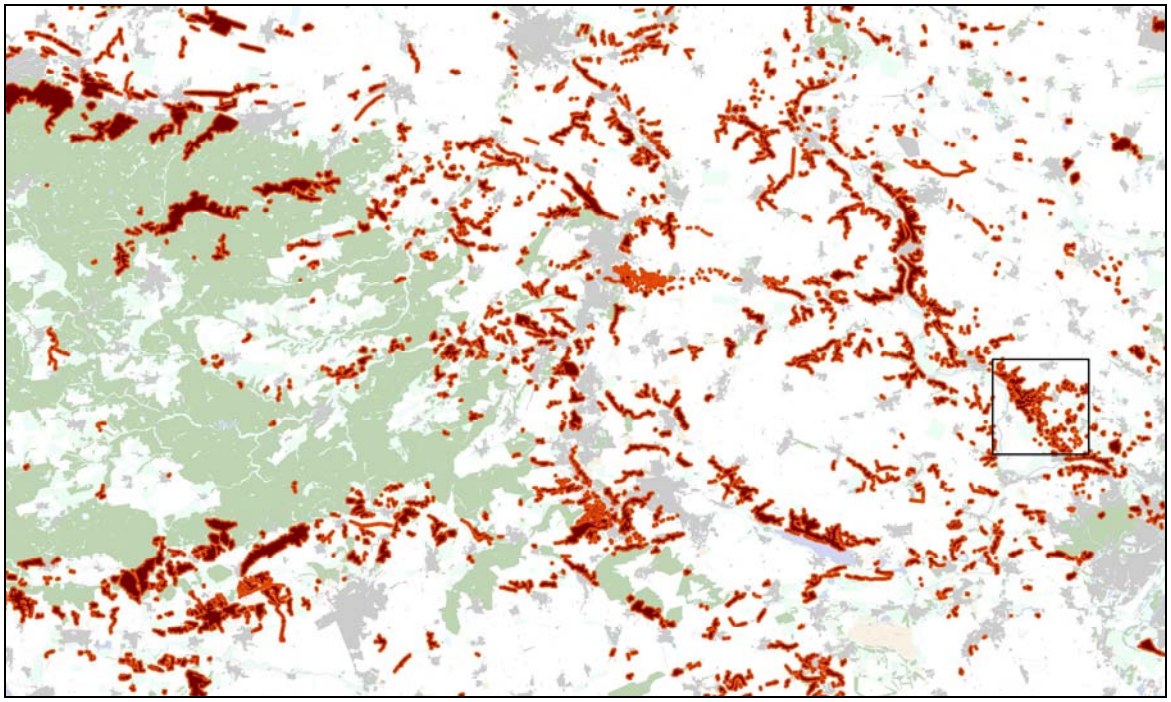


Abb. 84: Ergebnisse eines positiven Puffers um die Habitate

Habitatflächen (dunkelrot), Puffer (rot)

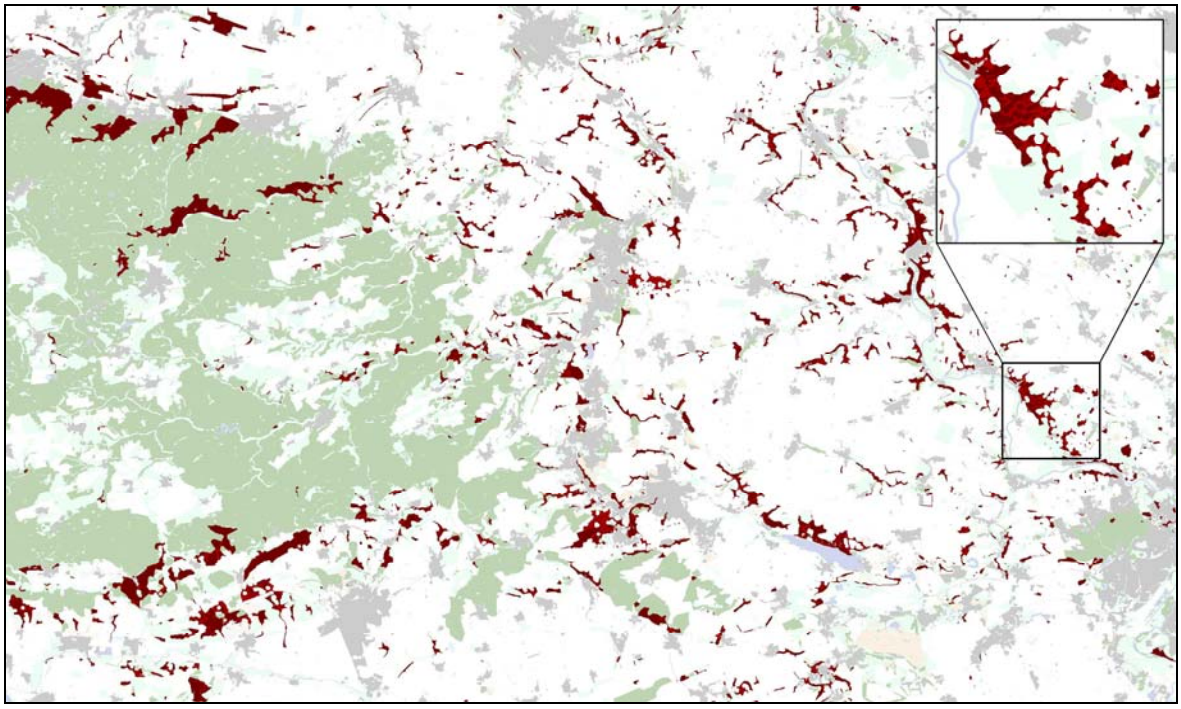


Abb. 85: Funktionsräume der Stufe 1 entstehen nach dem angeschlossenen negativen Puffer

Habitatflächen (dunkelrot) + Verbindungsräume der Stufe 1 (rot) = Funktionsräume der Stufe 1

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**

**1)** Die Funktionsräume der Stufe 1 beinhalten auch alle zwischen den eigentlichen Habitatflächen liegenden Räume (Verbindungsräume der Stufe1), die durch die Pufferfolge mit der niedrigsten Distanzklasse integriert wurden. Sie stellen somit erste grundlegende Biotopkomplexe dar und sind wichtige Bezugsflächen für die spätere Zuordnung von möglicherweise vorhandenen Daten zum Vorkommen von Arten. Ein Ausscheiden der konkreten Verbindungsräume ist möglich (Schritte s. nächste Stufe der Bearbeitung), wird hier aber aus maßstäblichen Gründen nicht vorgenommen.

Wenn bereits von größeren Habitatflächen ausgegangen wird (für bestimmte Anspruchstypen), dann ist es zweckmäßig, auch die Verbindungsräume der niedrigsten Stufe separat zu führen (vgl. auch nachfolgender Punkt 2).
**2)** Für kleine Maßstäbe, große Ausgangshabitatflächen und entsprechend vereinfachten Aussagezielen kann es sinnvoll sein, die Stufe 1 der Funktionsräume bereits auf der Basis der Distanzklasse von 250 m oder 500 m zu bilden. Damit lassen sich aber funktional kohärente Räume für Arten mit der geringsten Mobilität nicht mehr abbilden. Sie sind dann in den bereits größeren zusammenhängenden Räumen enthalten. Das muss bei abgeleiteten fachlichen Aussagen berücksichtigt werden.

### 6.2.4 Vorbereitung der Funktionsräume der Stufe 2

**Fachlicher Hintergrund:**
Als Vorstufe für die Erarbeitung der Funktionsräume der Stufe 2 werden Räume benötigt, die in gleicher Weise wie die Funktionsräume der Stufe 1 erzeugt werden. Es wird lediglich die Pufferdistanz erhöht. Die nach diesen Schritten entstehende „Funktionsraumvorstufe 2“ steht für den Anspruchstyp der festgelegten nächst höheren Ausbreitungsdistanzklasse. Die Bildung der eigentlichen Funktionsräume der Stufe 2 kann erst erfolgen, wenn der nächste Schritt (Bildung von Verbindungsräumen der Stufe 1) durchgeführt wurde.

**Teilschritte:**

- analog der ersten beiden Teilschritte der Erarbeitung der Funktionsräume der Stufe 1 – Pufferfolge mit Verwendung des Pufferwertes 250 m
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_B_250- (letzte Datei)

### 6.2.5 Bildung von Verbindungsräumen der Stufe 2

**Fachlicher Hintergrund:**
Die Flächen der Funktionsraumvorstufe 2 (s.o.) sind ausgedehnter als die Funktionsräume der Stufe 1, was in der verwendeten größeren Pufferdistanz begründet liegt; es werden größere Bereiche ‚zusammengefasst'. Zur Ausscheidung von Verbindungsräumen wird dieser Sachverhalt genutzt, indem die Funktionsräume der Stufe 1 zum Löschen der deckungsgleichen Teile der Funktionsraumvorstufe 2 verwendet werden.

Zur Bildung von Verbindungsräumen ist es weiterhin erforderlich, Ausbreitungswiderstände zu berücksichtigen (s. Klassifizierung im Kapitel 5.4.6). In allen Bereichen, die durch in der Regel irreversible anthropogen bedingte (z.B. bebaute Flächen) sowie durch naturbedingte (z.B. Standgewässer) sehr hohe Ausbreitungswiderstände (Klasse 3) gekennzeichnet sind, sollen keine Verbindungen ausgewiesen werden (s. aber Modifikationshinweis 3). Im bearbeiteten Beispiel spielen Unterbrechungen durch große Wasserflächen keine maßgebliche Rolle (Vorabprüfung), sodass sich bei dem Arbeitsschritt auf die bebauten Flächen beschränkt werden kann. Anhand der bebauten Flächen sind alle Verbindungen wieder aufzubrechen, die aufgrund der flächigen Barrieren nicht für den Aufbau des Netzwerkes zur Verfügung stehen.

Zum Umgang mit Ausbreitungswiderständen der Klassen 1 und 2 wird auf das Kapitel 6.2.19 und auf die Diskussion (speziell Kapitel 7.1.2) verwiesen.

**Teilschritte:**

- Die Flächen der Funktionsraumvorstufe 2 werden mit den Funktionsräumen der Stufe 1 vereinigt; dies erfolgt mit dem Werkzeug „*union*“ (Alternative: Werkzeug „*erase*“ in ArcInfo

oder in der Erweiterung EditTools). Bei Nutzung des Werkzeuges „*union*“ muss jede der Dateien über ein Erkennungsattribut verfügen, die Felder dafür sind anzulegen (*Long Integer*).
Feldbenennung:(bei Nutzung des Werkzeuges „*union*“)
Datei SBK_TRO_FR_100 (Funktionsräume der Stufe 1): Anlegen des Feldes „K_FR_100“ (K = Kennung), Vergabe des gleichen Erkennungsattribut für alle Datensätze (z.B. 100)
Datei SBK_TRO_B_250- (Funktionsraumvorstufe 2): Anlegen des Feldes „K_B_250“ (K = Kennung); Vergabe des gleichen Erkennungsattribut für alle Datensätze (z.B. 250)
Im Zwischenergebnis (Dateibenennung mit Zusatz: uni) sind alle Datensätze zu selektieren, die im übernommenen Feld des Funktionsraumes (hier: K_FR_100) den Wert „0“ aufweisen. Sie werden dann in eine neue Datei geschrieben.
Dateibenennung: z.B. SBK_TRO_VR_250_era **(VR = Verbindungsraum)**

- Die Teilflächen der Verbindungsräume, die Siedlungsflächen enthalten, sind zu löschen (hier Datei: CIR_SF_ohne_TRO); dies erfolgt mit dem Werkzeug „*union*“ (Alternative: Werkzeug „*erase*“ in ArcInfo oder in der Erweiterung EditTools). Bei Nutzung des Werkzeuges „*union*“ muss die Datei mit den Siedlungsflächen über ein Erkennungsattribut verfügen (s.o.).
  Im Zwischenergebnis (Dateibenennung mit Zusatz: uni) sind alle Datensätze zu selektieren, die im Feld „K_SF“ den Wert „0“ aufweisen. Diese stellen Flächenanteile der Verbindungsräume dar, die keine flächenhaften Barrieren sind. Sie werden in eine neue Datei geschrieben (Dateibenennung mit Zusatz „multi“ sinnvoll). Diese neue Datei enthält i.d.R. *Multipart*-Flächen, die aufgelöst werden müssen (Werkzeug „*Multipart to Singlepart*“). Alle bisher entstandenen Attributfelder sind zu löschen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_VR_250_SF

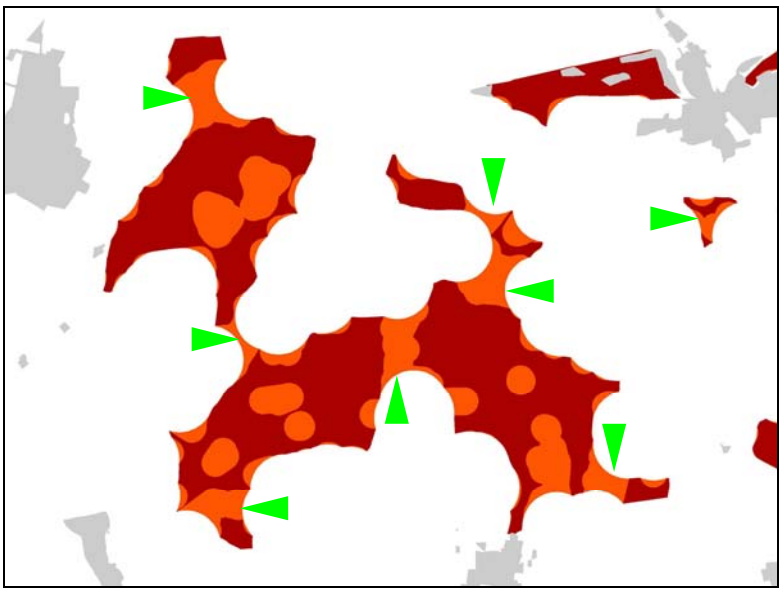


Abb. 86: Zwischenergebnis einer Überlagerung von zwei Funktionsraumstufen

Durch die Vereinigung entstehen nicht nur die gesuchten Verbindungsräume (angezeigt durch grüne Pfeile) zwischen den Funktionsräumen der niedrigeren Stufe, sondern auch zahlreiche ‚Abrundungsflächen‘, die entfernt werden müssen.

- Die Ergebnisdatei enthält nicht nur die gesuchten Verbindungsräume, sondern auch eine Vielzahl von meist kleinen, halbkreisförmigen Flächen an der Umrandung der Funktionsräume sowie größere Flächen in ‚Buchten‘ und ‚Löchern‘ der Funktionsräume (s. Abb. 86).

Sie entstehen durch die geometrischen Differenzen zwischen den beiden zugrunde liegenden Ergebnissen der Pufferfolgen und müssen entfernt werden. Dieser Schritt ist im Desktop-GIS nicht möglich. Dafür wurde ein Skript für ArcView 3 (Select by Theme - SelByTheme.avx) entwickelt (LORENZEN 2004), mit dessen Hilfe die Selektion der Flächen möglich ist, die tatsächliche Verbindungen darstellen. Da viele der genannten Flächen sehr klein sind und diese nie Verbindungen darstellen, sind diese Flächen zur Beschleunigung des Selektion vor der Anwendung des Skripts aus der Datei zu entfernen. Dies gilt auch für alle weiteren Stufen der Erarbeitung von Verbindungsräumen. Der Grenzwert sollte 1 m² betragen (gängiger Erfahrungswert); er sollte nicht viel größer gewählt werden, weil sonst Verbindungen verloren gehen könnten.

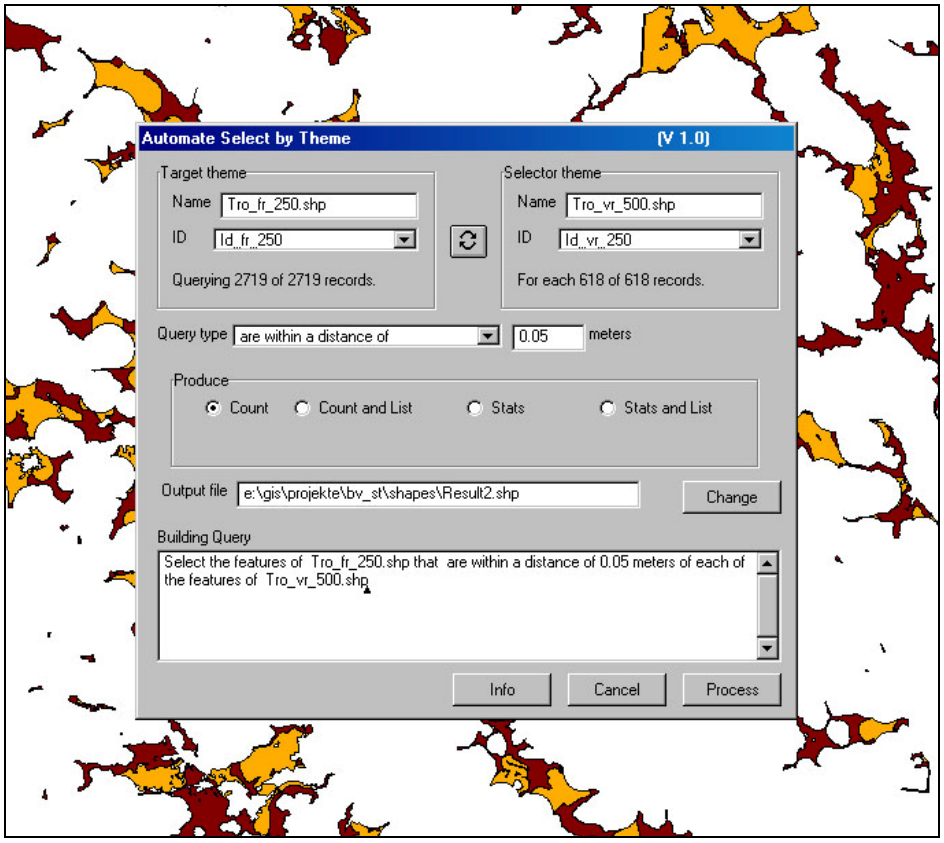



Abb. 87: Eingabemaske der Erweiterung „*SelByTheme.avx*“
(Eingaben sind Beispiele)

- Das Skript „*SelByTheme.avx*“ wird mit den dafür in ArcView 3 vorgegebenen Arbeitsschritten in das Programm eingebunden (Ablage im EXT32-Ordner/ Aktivieren). Es ist darauf zu achten, dass die Einheit „Meter“ für das Projekt eingestellt ist (View: Properties).
- Für die Bearbeitung werden die Funktionsräume der Stufe 1 und die zuletzt erzeugte Ergebnisdatei der potenziellen Verbindungen (z.B. SBK_TRO_VR_250_SF) benötigt
- Beide Themen erhalten ein Feld mit einer eindeutigen Kennnummer (ID) für jede Fläche (einfachster Weg in ArcMap: Feld mit Feldtyp „*Long Integer*“ anlegen, *Calculate*: [FID]+1)
  Feldbenennung:
  Feld „ID_FR_100“ für die Funktionsräume (z.B. in Datei SBK_TRO_FR_100)
  Feld „ID_VR_250“ für die Verbindungsräume (z.B. in Datei SBK_TRO_VR_250_SF)
- Nach dem Laden der Dateien in ArcView sind beide Themen zu aktivieren (Shift); damit wird das Skript „*SelByTheme.avx*“ (Button SBT) aktiv (durch Klicken öffnen)

- Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der Verbindungsräume
- Für das Funktionieren des Arbeitsschrittes ist es besonders bedeutsam, dass in den beiden Feldern für die ID die entsprechenden Felder mit den angelegten IDs (s.o.) angewählt werden.
- Einstellung im Feld „*Query Type*“: *are within a distance* (nach unten scrollen)
  Es muss hier zusätzlich eine Distanz (im Sinne einer Toleranz) eingegeben werden, weil ArcGIS in den vorher vollzogenen Overlay-Schritten bei einzelnen Flächen ungenau arbeiten kann; es ist möglich, dass eigentlich angrenzende Polygone nicht genau aneinander anschließen, wodurch diese Flächen letztlich nicht als ‚Nachbarn‘ erkannt werden. Die ‚Spalten‘ sind nach Erfahrungswerten meist um 0,0002 Meter breit, womit eine einzustellende Distanz von 0,05 m ausreichend ist. Die Distanz ist nicht zu groß zu wählen, da sonst die Gefahr von ‚Fehlselektionen‘ an anderer Stelle besteht.
- Im Auswahlbereich „*Produce*“ sind folgende Möglichkeiten relevant:
  Count: Es werden nur die Verbindungen gezählt (Standard für den Algorithmus).
  Count and List: Es werden die Verbindungen gezählt und die IDs der angrenzenden Flächen in ein separates Feld geschrieben.
  Die Einstellung „*Count and List*“ ist dann zu wählen, wenn die Verbindungen in späteren Arbeitsschritten miteinander verglichen werden sollen.
- Danach kann das Skript über den Button „*Process*“ gestartet werden. Der Vorgang kann je nach Datenmenge einige Zeit in Anspruch nehmen (ab 50.000 potenziellen Verbindungsräumen mit einem leistungsfähigen PC - Stand 2006 - ca. 8 Stunden Laufzeit).
  Die Ergebnisdatei der Skriptanwendung wird automatisch mit „*result*“ bezeichnet.
- Diese Ergebnisdatei (Einstellung: „*Count*“) enthält dann eine Auflistung aller Flächen aus der Datei „Verbindungsräume“ und in einem separaten Feld („*NumTargets*“) die Anzahl der Verbindungen zu den Funktionsräumen. Die Flächen, die keinen Anschluss an die Funktionsräume der Stufe 1 besitzen, weisen den Wert „0“ auf. Sie entstanden durch die Verschneidung mit den Flächen mit sehr hohem Ausbreitungswiderstand (Siedlungen). Die Flächen, die nur einen Anschluss an die Funktionsräume der Stufe 1 besitzen und deshalb keine Verbindungen darstellen, weisen den Wert „1“ auf. Alle Flächen, die nicht den Wert „0“ oder „1“ aufweisen, sind zu selektieren u. als Verbindungsräume in eine neue Datei zu schreiben.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_VR_250

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**

**1)** Die entstandenen konkaven Formen der Verbindungen, die in einigen Fällen zu sehr schmalen Räumen führen, können durch eine weitere Folge eines positiven und eines negativen Puffers stark abgeschwächt und so auf fast den gesamten Raum zwischen den Funktionsräumen ausgedehnt werden (vgl. Kapitel 6.1.1 und Abb. 81). Für diese ‚grafische Verbesserung’ wird der 3-4fache Pufferwert, der für die jeweilige Verbindungsraumstufe angewandt wurde, empfohlen (Einstellung *Dissolve-Type*: NONE). Für das Funktionieren des nachfolgenden Vorgehens sind ‚grafisch’ überarbeitete Verbindungsräume jedoch keine Bedingung. Der Arbeitsschritt kann nachträglich auch am Ende des gesamten Algorithmus für alle Verbindungsräume der jeweiligen Stufen durchgeführt werden.

**2)** Ist bereits im Vorfeld bekannt, dass die Ergebnisse nicht nur fachintern (z.B. als iterative Grundlage für eine Biotopverbundplanung) verwendet werden sollen, so besteht auch die Möglichkeit, die konkaven Flächen bereits im Ablauf des Algorithmus zu ‚begradigen’. Dies ist mit geringfügig mehr

Aufwand verbunden und wird zur Beibehaltung größtmöglicher Übersichtlichkeit hier auch nicht bei jedem einzelnen erläuterten Schritt mit Pufferfolge aufgezeigt. Es ist folgende Verfahrensweise erforderlich: Bereits nach dem ersten, positiven Pufferschritt der Pufferfolge, der zur Verschmelzung benachbarter Polygone geführt hat, ist ein weiterer positiver Pufferschritt einzubauen. Auch dafür ist der 3-4fache Pufferwert, der für die jeweilige Verbindungsraumstufe angewandt wurde, zu wählen. Entscheidend ist jedoch, dass die Ergebnisse dieses Pufferschrittes nicht verschmolzen werden (Einstellung *Dissolve-Type*: NONE). Im Anschluss erfolgt ein einziger negativer Pufferschritt; der Pufferwert muss der Summe der zuvor angewandten Pufferdistanzen der positiven Puffer entsprechen. Die dadurch entstehenden Räume werden weiter im Algorithmus verwendet. Sie beinhalten genau dieselben Habitatflächen bzw. Funktionsräume, nur dass die Außenkanten nicht mehr stark konkav sind.

**3)** Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, auch Flächennutzungstypen mit hohen Ausbreitungswiderständen für den Anspruchstyp in gleicher Weise zu berücksichtigen, d.h. das Netzwerk wird dann nur über Flächen aufgebaut, die bereits jetzt eine entsprechende Durchlässigkeit aufweisen (z.B. Offenland für ‚Offenlandarten', Gehölzflächen für ‚Waldarten'). Dies entspricht einem eher ‚aktualistischen' Ansatz, auf dessen Vor- und Nachteile gegenüber dem hier favorisierten ‚perspektivischen' Ansatz in der Diskussion stärker eingegangen wird (Kapitel 7.1).

### 6.2.6 Bildung von Funktionsräumen der Stufe 2

**Fachlicher Hintergrund:**

Die Bildung der Funktionsräume der Stufe 2 erfolgt durch die Zusammenführung der Funktionsräume der Stufe 1 mit den Verbindungsräumen der Stufe 2. Die Funktionsräume der Stufe 2 bilden ein Raumsystem ab, das als (potenziell) funktional kohärent für die Arten der bei dieser Stufe zur Anwendungen gekommenen Ausbreitungsdistanzklasse aufgefasst werden kann.

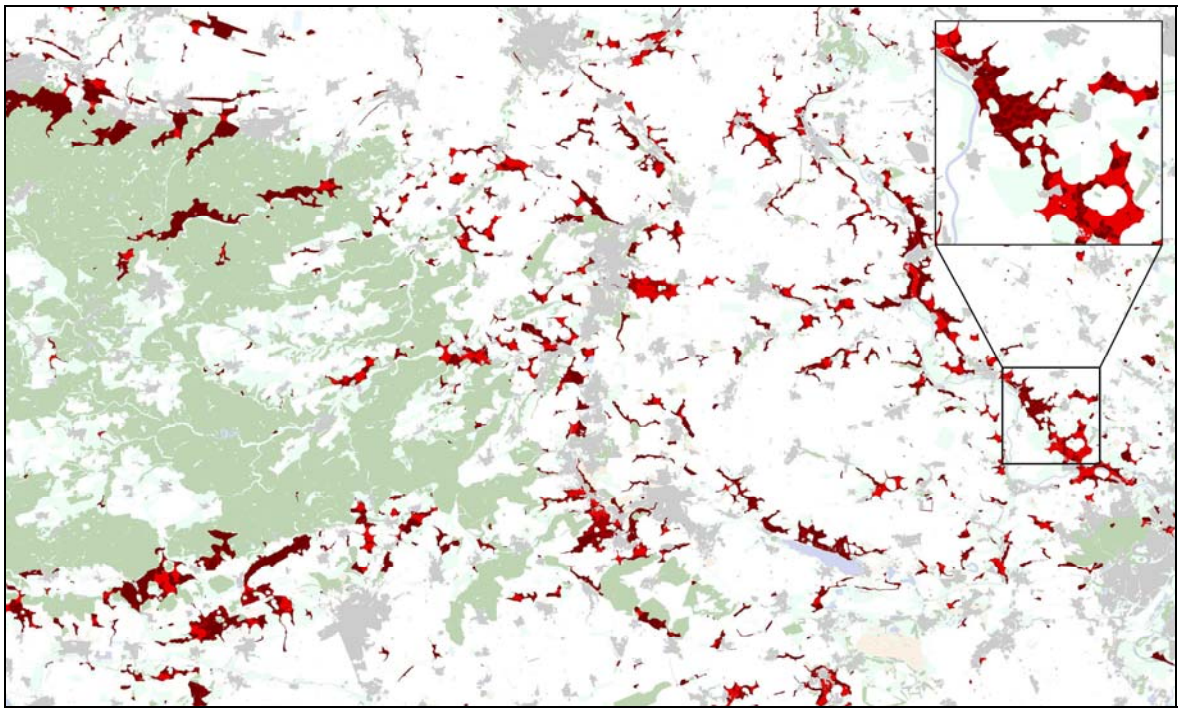


Abb. 88: Funktionsräume der Stufe 2

Funktionsräume der Stufe 2 entstehen durch die Verknüpfung von Verbindungsräumen der Stufe 2 (hellrot) mit den Funktionsräumen der Stufe 1 (rot), die die Habitatflächen (dunkelrot) enthalten.

**Teilschritte:**

- Die Verbindungsräume der Stufe 2 sind mit den Funktionsräumen der Stufe 1 zu den Funktionsräumen der Stufe 2 zu vereinigen (Werkzeug „*merge*“ und anschließend Werkzeug „*dissolve*“). Es muss darauf geachtet werden, dass keine „*Multipart*“-Datei entsteht (Deaktivieren der Einstellung „*Multipart*“ im Werkzeug „*dissolve*“).
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_250_ges (ges für gesamt)

### 6.2.7 Separieren von kleinen Funktionsräumen

**Fachlicher Hintergrund:**
Mit dem GIS-Algorithmus wird das Ziel verfolgt, nur die überörtlich bedeutsamen Funktions- und Verbindungsräume zu einem Lebensraumnetzwerk zusammenzuführen (s. Kapitel 5.1). Habitate können in bestimmten Landschaftstypen (z.B. in Landschaften mit vielen Söllen oder inselartigen Trockenhabitaten) relativ gleichmäßig, d.h. mit ähnlichen Distanzen untereinander verteilt sein. Deshalb ist das Ermitteln und Verbinden von Hauptstrukturen, welches ein Trennen von wichtigen und weniger wichtigen Elementen im überörtlichen Verbund voraussetzt, vor fachlichem Hintergrund keine triviale Aufgabe im GIS. Auch im Ergebnis der hier verwendeten Arbeitsschritte würden viele gleichmäßig in der Landschaft verteilte Habitate dafür sorgen, dass mit Erhöhung der Funktionsraumstufen relativ kleine Funktionsräume mit immer größeren Verbindungsräumen einbezogen werden. Damit werden große Teile der Landschaft vom System ergriffen und überörtlich bedeutsame Bestandteile nicht erkennbar. Ganz besonders wirken sich dabei kleine Funktionsräume aus, die neben bereits generierten großen, lang ausgedehnten und damit bereits als bedeutend herausgearbeiteten Funktionsräumen liegen und bei Erhöhung der Funktionsraumstufen mit relativ großen Verbindungsräumen eingebunden werden, ohne dass sie jemals eine wichtige räumliche Funktion im überörtlichen Gesamtnetzwerk übernehmen werden. Primär geht es bei dem Arbeitsschritt um das Erkennen und letztendlich um den Ausschluss speziell dieser wenig bedeutsamen Funktionsräume.

Zur Herausarbeitung der ‚Hauptstruktur’ müssen deshalb nach Erstellung einer bestimmten Funktionsraumstufe relativ kleine Funktionsräume selektiert und in der weiteren Bearbeitung besonders behandelt werden (ergänzend s. Modifikationshinweis 1). Die Bestimmung dieser Funktionsraumstufe ist abhängig vom Landschaftstyp bzw. der Verteilung der fokussierten Lebensraumtypen. Tests haben gezeigt, dass bei der Bildung von Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 150 m, 250 m oder 500 m oftmals bereits Funktionsräume entstehen, die einen Großteil der Habitate zusammenführen und schon Teilnetzwerke bilden, aber trotzdem erst einen relativ geringen Teil der Landschaft einnehmen (s. Kapitel 7.3.2). Bei einer dieser Stufen sollte deshalb die erforderliche Trennung der Funktionsräume vollzogen werden. Die Gesamtmenge der kleinen Funktionsräume wird nicht grundsätzlich aus der Bearbeitung ausgeschlossen, sondern es werden jeweils bei jeder weiteren Stufe der Erarbeitung des Netzwerks die kleinen Funktionsräume ermittelt und weiter in die Bearbeitung einbezogen, die für die räumlich Verbindung der Hauptbestandteile relevant sind (s. aber vereinfachte Variante unter Modifikationsansatz 2).

Die Selektion der relativ kleinen Funktionsräume aus dem Gesamtdatensatz der Funktionsräume einer Stufe erfolgt durch eine einfache Setzung, da es an dieser Stelle lediglich darum geht, einen Auswahldatensatz relativ kleiner Funktionsräume abzutrennen (s. Diskussion in Kapitel 7.3.2). Da im Regelfall ein hoher Prozentsatz der schutzwürdigen Habitate sehr klein ist, was sich aufgrund der Fragmentierung selbst noch nach Bearbeitung der ersten Funktionsraumstufen bemerkbar macht, muss der Größenwert zur Selektion der relativ kleinen Funktionsräume bei wenigen Hektar

liegen (1-5 ha, s. Beispielwerte unten). Damit ergeben die flächensummierten, im Hauptdatensatz verbleibenden Funktionsräume einen Prozentsatz von meist über 90 %, häufig sogar über 95 %.

Es ist zu beachten, dass die hier angegebenen Werte nur für die Verarbeitung von Ergebnissen relativ detaillierter Kartierungen, die auch die Vielzahl kleiner schützwürdiger Flächen erfasst haben, gelten. Es wird an dieser Stelle explizit darauf hingewiesen, dass der hier beschriebene Arbeitsschritt je nach Qualität der zugrunde liegenden Lebensraumkartierung modifiziert werden muss und keine allgemein gültigen Werte angegeben werden können.

Die separierten kleinen Funktionsräume werden nachfolgend als (potenzielle) **Trittsteine** bezeichnet. Dabei ist der auch oft im Zusammenhang mit Biotopverbundkonzepten verwendete Begriff ‚Trittstein' hier nur mit möglichen räumlichen Funktionen für den Aufbau der Netze verknüpft, nicht aber mit näher definierten Bedeutungen für Arten oder Artengruppen.

**Teilschritte:**

- Im letzten Ergebnisdatensatz (hier SBK_TRO_FR_250_ges) ist ein Feld („*AREA*" Type: „*Double*") anzulegen, in dem die Flächengröße berechnet wird (in Hektar).
- Als Basis für Vergleiche ist die Gesamtflächengrößensumme der Funktionsräume der entsprechenden Stufe zu ermitteln (Funktion: „*Selection/ Statistics*").
- Die Ermittlung des Größenwerts zur Selektion der relativ kleinen Funktionsräume erfolgt über eine iterative Annäherung: Durch Abfragen mit veränderten Flächengrößen (>1 ha - 2 ha - 3 ha usw.) wird in der GIS-internen Selektionsstatistik sichtbar, welche Flächengrößensummen und Anzahlen von Funktionsräumen damit jeweils erfasst werden. Diese können dann ins Verhältnis zur Gesamtflächengrößensumme bzw. -anzahl gesetzt werden. Im hier bearbeiteten Beispiel ergaben sich folgende Werte:
  Gesamtflächengrößensumme: 72.504 ha / Anzahl der Funktionsräume: 2576
  Funktionsräume > 1 ha = 418 ha (0,6 % Flächenanteil, 39 % der Funktionsräume)
  Funktionsräume > 2 ha = 948 ha (1,4 % Flächenanteil, 54 % der Funktionsräume)
  Funktionsräume > 3 ha = 1.436 ha (2 % Flächenanteil, 61 % der Funktionsräume)
  Funktionsräume > 4 ha = ha (2,6 % Flächenanteil, 66 % der Funktionsräume)
  Funktionsräume > 5 ha = ha (3,2 % Flächenanteil, 70 % der Funktionsräume)
  Funktionsräume > 6 ha = ha (3,8 % Flächenanteil, 73 % der Funktionsräume)
  Eine Orientierung bietet auch der Prozentsatz der Summe der selektierten Funktionsräume. Die 50 %-Marke sollte nicht wesentlich überschritten werden, weil in Teilgebieten Gruppierungen von kleinen Funktionsräumen vorhanden sein können, die sich erst in den weiteren Bearbeitungsstufen zu größeren Funktionsräumen formieren würden. Diesen kann trotz ihres geringen Flächenanteils durchaus noch eine gewisse Bedeutung zugewiesen werden (regionale Ebene) und sie sollten deshalb im Hauptdatensatz mitgeführt werden. Im hier bearbeiteten Beispiel wurde der Größenwert von 3 ha zur Selektion der relativ kleinen Funktionsräume festgelegt. Die selektierten Funktionsräume (< 3 ha) werden in eine separate Datei geschrieben.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_250 (TS für Trittsteine)
- Der für die weitere Bearbeitung zentrale Datensatz ist jedoch der um die kleinen Funktionsräume reduzierte Datensatz (Auswahl über „*switch selection*"), der ebenfalls in eine separate Datei geschrieben wird.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_250_red (red für reduziert)
- Jeder der beiden neu erzeugten Datensätze erhält ein Feld mit einer eindeutigen Kennnummer (ID) für jede Fläche (einfachster Weg in ArcMap: Feld mit Feldtyp „*Long Integer*" anlegen, *Calculate*: [FID]+1)

Feldbenennung:
Feld „ID_TS_250“ für die potenziellen Trittsteine (Datei SBK_TRO_TS_250)
Feld „ID_FR_250“ für die Funktionsräume (Datei SBK_TRO_FR_250_red)

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**
**1)** Als Grundlage für das Separieren von kleinen Funktionsräumen werden die Flächengrößen der Funktionsräume herangezogen. Als genaueste Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse ist jedoch die jeweilige Flächengrößensumme der am Funktionsraum beteiligten Habitatflächen anzusehen. Es führt aber nicht zu falschen Ergebnissen, wenn vereinfachend die Funktionsräume der entsprechenden Stufe für die Berechnung herangezogen werden, denn in der Regel vereinigen große Funktionsräume der Anfangsstufen auch große Habitatflächengrößensummen auf sich.
**2)** Für vereinfachte Betrachtungen in kleinen Maßstäben (etwa ab 1:200.000) besteht generell die Möglichkeit, die kleinen separierten Funktionsräume generell aus der weiteren Bearbeitung auszuschließen. Da im zentralen Datensatz meist weit über 90 % der Funktionsräume verbleiben (s.o.), wird die Hauptstruktur des Netzes dadurch nicht wesentlich verändert (s. Kapitel 7.3.2). Nach Aufbau des Netzes ist es dann möglich, alle separierten kleinen Funktionsräume, die in der ohne sie generierten Kulisse liegen, nachträglich wieder einzublenden. Da die Auswahl effektiver Trittsteine durchaus mit erhöhtem Aufwand verbunden ist, ist je nach Aufgabe einzuschätzen, ob dieser Aufwand vor dem Hintergrund des Zieles dennoch als effizient zu betrachten ist.
**3)** Zweckmäßig ist es, dass bestimmte kleine Funktionsräume, von denen besondere Artvorkommen oder hohe Bestandsdichten von relevanten Arten bekannt sind, grundsätzlich im System (Hauptdatensatz) verbleiben. Auch eine Fläche von unter einem Hektar Größe kann eine wichtige Quellpopulation z.B. für Wirbellose beherbergen.

### 6.2.8 Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 3

**Fachlicher Hintergrund:**
Der Arbeitsschritt dient der Auswahl von Trittsteinen, die aufgrund ihrer räumlichen Lage zwischen mindestens zwei (großen) Funktionsräumen eine wichtige Funktion im Netzwerk erfüllen können. Sie werden nachfolgend als effektive Trittsteine bezeichnet. Die Integration dieser Lebensraumflächen in das aufzubauende Netzwerk ist aus ökologischer Sicht erforderlich, weil nur durch diese Integration die entsprechenden Stufen der Funktions- und Verbindungsräume in Anlehnung an die realen Verbundverhältnisse gebildet werden können. Außerdem bedingt die Integration effektiver Trittsteine eine räumlich konkretisierte Ausbildung der Verbindungen (s. Diskussion in Kapitel 7.3.2).

**Teilschritte:**

- Die Bearbeitung erfolgt mit dem Skript „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3 (Grundsätzliches dazu s. Kapitel 6.2.5).
  Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  (hier SBK_TRO_FR_250_red)
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der potenziellen Trittsteine
  (hier SBK_TRO_TS_250)
- Für das Funktionieren des Arbeitsschrittes ist es besonders bedeutsam, dass in den beiden Feldern für die ID die entsprechenden Felder mit den angelegten ID´s (s. vorhergehender Arbeitsschritt) angewählt werden.
- Als Einstellung im Feld „*Query Type*“ ist zu wählen: „*are within a distance*“ (scrollen).
  Hier ist im Eingabefeld „*meter*“ ein Wert anzugeben, der aus der Pufferdistanz abgeleitet

wird, die der Erarbeitung der nächst höheren Funktionsraumstufe zugrunde liegt. Im Beispiel wäre dies die Pufferdistanz 500 m. Da jedoch je nach Größe bzw. Randlinienlänge der beteiligten Funktionsräume in günstigen Fällen auch über größere Distanzen (max. 1000 m, vgl. Tab. 19) Verbindungen entstehen können, würde mit dem Wert 500 m im Ergebnis nur eine sehr enge Auswahl effektiver Trittsteine erzielt werden können. Es sollte der **Mittelwert** zwischen 500 und 1000 m (750 m) gewählt werden (Wahl des jeweiligen Mittelwertes betrifft auch die weiteren Bearbeitungsstufen). Der Mittelwert ermöglicht im Vergleich zur Distanz 500 m eine etwas erweiterte Auswahl, ohne dass bereits Trittsteine in die Bearbeitung einbezogen werden, die weiter entfernt liegen und die möglicherweise in der nächst höheren Bearbeitungsstufe nicht mehr relevant wären, weil die Funktionsräume sich bereits an anderen Stellen zu einem größeren System zusammengefunden hätten. Grundsätzlich gehen bei den Auswahlschritten keine Trittsteine ‚verloren' (z.B. hier die bis 1000 m effektiven), weil nicht ausgewählte Trittsteine in einer der nächsten Bearbeitungsstufen wieder einbezogen werden, insofern sie als effektiv erkannt werden.

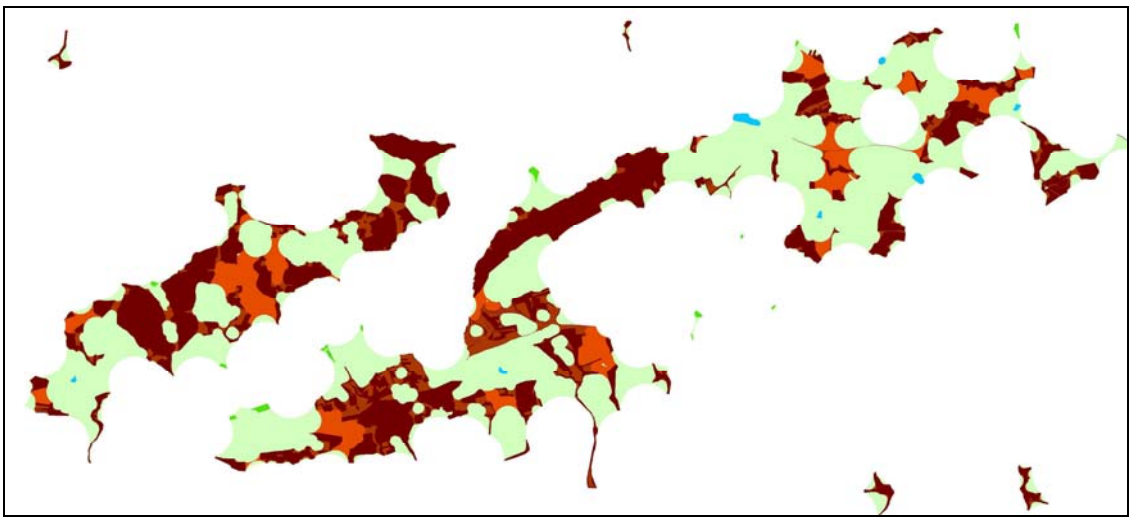


Abb. 89: Auswahl effektiver Trittsteine/ Beispiel

Nur manche der separierten kleinen Funktionsräume (grün incl. türkis) in der Umgebung der Funktionsräume des bereits gebildeten Netzes (Rotstufen) können aufgrund ihrer räumlichen Lage tatsächlich als effektive Trittsteine (türkis) gelten. Mit dem beschriebenen nachbarschaftsanalytischen Ansatz gelingt es hinreichend genau, diese Funktionsräume zu erkennen und in die nächste Bearbeitungsstufe einzubinden, womit gewährleistet wird, die Flächenausdehnung des Netzes auf wesentliche Verbindungen zu beschränken. Weniger bedeutende ‚Satelliten' werden vorerst noch für die darauf folgenden Stufen vorgehalten, weil bei größer werdenden Distanzen auch sie noch ‚effektiv' werden können (hellgrün hinterlegt: Funktionsraum der nächsten Stufe [Stufe 3/ 500 m], wie er ohne Selektion effektiver Trittsteine entstanden wäre).

- Im Auswahlbereich „*Produce*" des Skriptes wird „*Count*" gewählt.
- Danach kann das Skript über den Button „*Process*" gestartet werden.
  Die Ergebnisdatei der Skriptanwendung wird automatisch mit „*result*" bezeichnet.
- Diese Ergebnisdatei enthält dann eine Auflistung aller Trittsteine und in einem separaten Feld („*NumTargets*") die Anzahl der innerhalb der angegebenen Distanz gelegenen Funktionsräume des Hauptdatensatzes. Bezogen auf die Distanz als isoliert zu bezeichnende Trittsteine weisen den Wert „0" auf und Trittsteine, die nur einen ‚Nachbarn' innerhalb der Distanz besitzen, tragen den Wert „1". Alle Flächen, die nicht den Wert „0" oder „1" aufweisen, sind zu selektieren und als effektive Trittsteine in eine neue Datei zu schreiben.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_250_ef1 (ef für effektiv, 1 für 1. Schritt)

- Außerdem sind die verbleibenden potenziellen Trittsteine, die noch die Mehrzahl darstellen, in eine gesonderte Datei zu schreiben (Auswahl über „*switch selection*“).
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_250_pot (pot für potenziell)
- Die Datei mit den effektiven Trittsteinen (hier SBK_TRO_TS_250_ef1) wird mit den reduzierten Funktionsräumen der Stufe 2 (s.o., Datei SBK_TRO_FR_250_red) vereinigt (Werkzeug „*merge*“)
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_250_TS1 (mit Trittsteinen)
- In sehr wenigen Fällen (im Beispiel bei 0,5 % der Trittsteine) kann es vorkommen, dass bestimmte (effektive) Trittsteine nicht erkannt werden, weil sie erst nach dem erläuterten Auswahlschritt als effektive Trittsteine angesehen werden müssen. Das ist dann der Fall, wenn sich der potenzielle Trittstein nahe am Funktionsraum befindet und der nächste Nachbar nicht mehr innerhalb der vorgegebenen Distanz liegt, jedoch ein weiterer Trittstein, der aber bereits als effektiv erkannt wurde, in Richtung des nächsten Nachbarn zu finden ist. Diese Situation lässt sich nur mit der Unterstützung eines Beispiels verständlich genug erklären (s. Abb. 90). Da die Wirkungen der Trittsteine untereinander zur Steigerung der Flächeneffizienz des Netzwerkes bisher nicht berücksichtigt wurden, werden für diese Spezialfälle weitere Teilarbeitsschritte erforderlich.
  Diese beginnen erneut mit der Anwendung des Skriptes „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3.
  In der letzten Ergebnisdatei (SBK_TRO_FR_250_TS1) muss dafür ein Feld mit einer eindeutigen ID angelegt werden (Verfahren s.o.)
  Feldbenennung: „ID_FR_250“

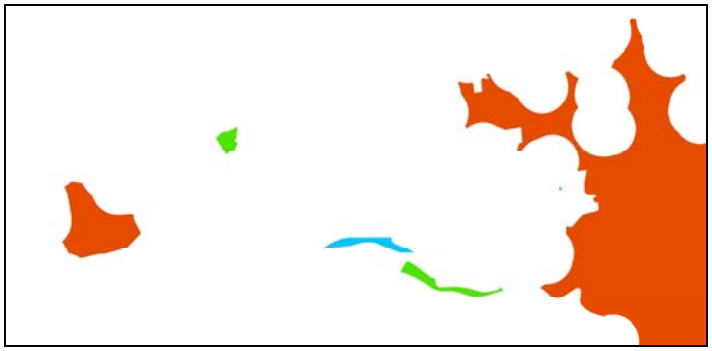


Abb. 90: Detail: Zusätzlicher effektiver Trittstein
… (grün) rechts unterhalb des bereits als effektiv erkannten Trittsteins
(türkis) zwischen den (großen) Funktionsräumen (rot)

- Weiterhin ist die Datei mit den ‚restlichen‘ potenziellen Trittsteinen (hier SBK_TRO_TS_250_pot, s.o.) heranzuziehen. Auch in ihr muss ein Feld mit einer eindeutigen ID angelegt werden.
  Feldbenennung: „ID_TS_250“
- Im Skript sind folgende Einstellungen vorzunehmen:
  Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  (hier SBK_TRO_FR_250_TS1)
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der potenziellen Trittsteine
  (hier SBK_TRO_TS_250_pot)
  Für das Funktionieren des Arbeitsschrittes ist es besonders bedeutsam, dass in den beiden Feldern für die ID die entsprechenden Felder mit den angelegten Id`s (s. vorhergehende Arbeitsschritte) angewählt werden.
- Als Einstellung im Feld „*Query Type*“ ist zu wählen: „*are within a distance*“ (scrollen)
  Hier ist im Eingabefeld „*meter*“ der Pufferwert anzugeben, der zur Erarbeitung der nächst

- Im Auswahlbereich „*Produce*“ des Skriptes wird „*Count*“ gewählt.
  Danach kann das Skript über den Button „*Process*“ gestartet werden.
  Die Ergebnisdatei der Skriptanwendung wird automatisch mit „*result*“ bezeichnet.
- Diese Ergebnisdatei enthält wiederum eine Auflistung der zugrunde gelegten Trittsteine und in einem separaten Feld („*NumTargets*“) die Anzahl der innerhalb der angegebenen Distanz gelegenen Funktionsräume des Hauptdatensatzes (hier SBK_TRO_FR_250_TS1). Alle neu als effektiv erkannten Trittsteine (mit Werten > 1 im Feld „*NumTargets*“) werden in eine neue Datei geschrieben.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_250_ef2 (ef für effektiv, 2 für 2. Schritt)
- Die Datei mit den neu als effektiv erkannten Trittsteinen (hier SBK_TRO_TS_250_ef2, s.o.) wird mit den Funktionsräumen, die bereits um die zuerst erkannten ergänzt wurde (s.o., Datei SBK_TRO_FR_250_TS1) vereinigt (Werkzeug „*merge*“). Es entstehen damit ‚überarbeitete‘ Funktionsräume der Stufe 2.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_250_TS2

### 6.2.9 Bildung von Verbindungs- und Funktionsräumen der Stufe 3

**Fachlicher Hintergrund:**
Die nachfolgenden, prinzipiell bekannten Teilschritte werden lediglich in Kurzform aufgeführt. Es wird empfohlen, bei den jeweiligen Schritten auf die detaillierten Beschreibungen zur Stufe 2 der Verbindungs- und Funktionsräume zurückzugreifen. Die Dateibenennungen müssen entsprechend nachgeführt, d.h. abgewandelt (500 statt 250) werden.

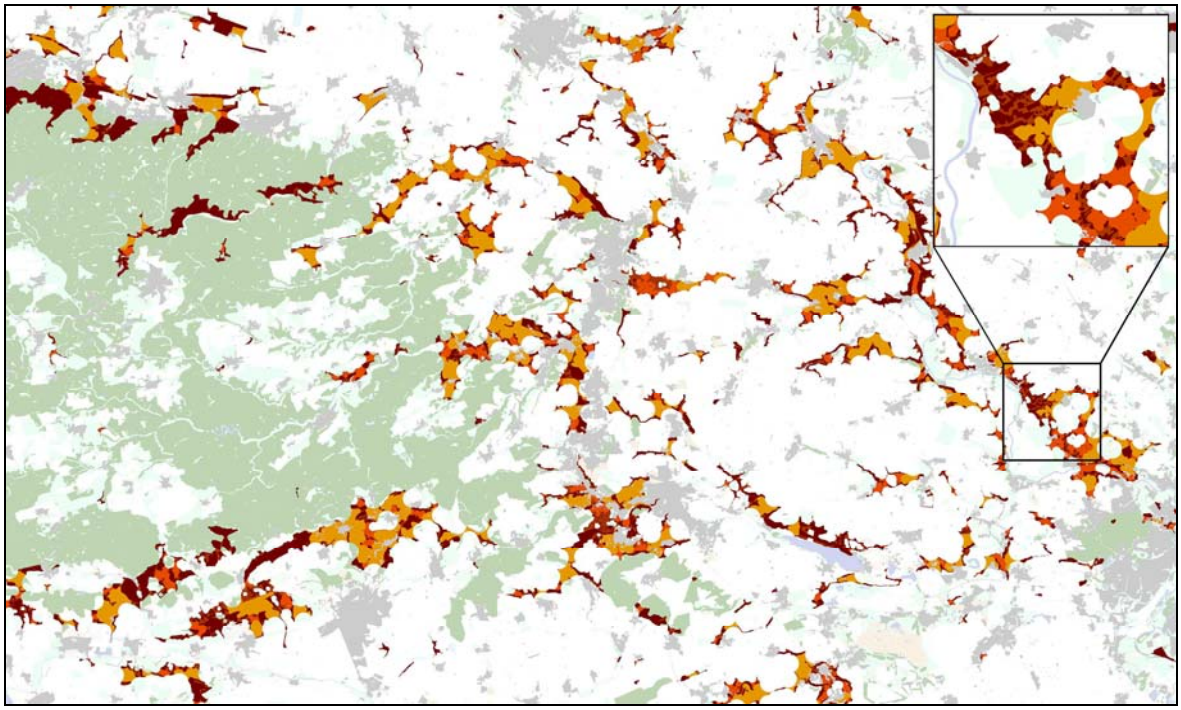


Abb. 91: Funktionsräume der Stufe 3

Funktionsräume der Stufe 3 entstehen durch die Verknüpfung von Verbindungsräumen der Stufe 3 (orange) mit den Funktionsräumen der Stufe 2 (rot), die die Funktionsräume der Stufe 1 bzw. die Habitatflächen (dunklere Rottöne) enthalten.

**Teilschritte (Kurznennung):**

- Erzeugen einer Funktionsraumvorstufe 3 - Es wird analog der Teilschritte der Erarbeitung der Funktionsraumvorstufe 2 („Pufferfolge“) vorgegangen. Verwendet wird die nächst größere Distanz (Pufferwert: 500 m).
  Ausgangspunkt ist die letzte Ergebnisdatei (hier: SBK_TRO_FR_250_TS2)
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_B_500-
- Teillöschen der Funktionsraumvorstufe 3 mit den Funktionsräumen der Stufe 2
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_VR_500_era
- Teillöschen der Verbindungsräume mit den Siedlungsflächen
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_VR_500_SF
- Aus der Ergebnisdatei können kleine Flächen gelöscht werden (mind. Flächen unter 1 m²)
- Selektion der Verbindungsräume der Stufe 3 - Anwendung des Skriptes „*SelByTheme.avx*“
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_VR_500
- Vereinigen der Verbindungsräume der Stufe 3 mit den Funktionsräumen der Stufe 2 zu den Funktionsräumen der Stufe 3
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500_dis
- An dieser Stelle ist ein erstmals auf dieser Stufe benötigter Teilschritt erforderlich. Die letzte Ergebnisdatei SBK_TRO_FR_500_dis enthält auch eingebundene Trittsteine, die aufgrund ihrer räumlichen Lage (z.B. im Randbereich von Bebauung) nicht über neue Verbindungsräume an das Netzwerk integriert wurden. Sie sind also im Ergebnis nicht ‚effektiv‘ gewesen. Diese Trittsteine müssen wieder aus dem Datensatz des Funktionsraumes gelöscht werden, weil sie auf der nächsten Stufe bei der neuen Auswahl effektiver Trittsteine Selektionsfehler verursachen. Zu erkennen sind diese Trittsteine an ihrer Flächengröße, die sich nach ihrer Einbindung nicht geändert hat (< 3 ha). Sie sind zu selektieren und aus der Datei zu löschen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500
- Vergabe einer eindeutigen ID
  Feldbenennung: „ID_FR_500“

### 6.2.10 Ermitteln effektiver Trittsteine für die Stufe 4

**Fachlicher Hintergrund:**

Für die Erarbeitung der nächsten Stufe von Verbindungs- und Funktionsräumen werden aus dem anfangs separierten Datensatz der kleinen Funktionsräume bzw. potenziellen Trittsteine (hier SBK_TRO_TS_250) nach der bereits beschriebenen Vorgehensweise erneut effektive Trittsteine, aber jetzt auf Basis der nächsten höheren Distanzklasse, selektiert (Anwendung des Skriptes „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3) und in die weitere Bearbeitung eingebunden. Oberflächlich betrachtet wirkt es verwunderlich, dass hier erneut auf den grundlegenden, separierten Datensatz der kleinen Funktionsräume zurückgegriffen wird und nicht der Datensatz der nicht eingebundenen Trittsteine der vorausgehenden Stufe genutzte wird. Dieses Vorgehen ist aber zweckmäßig, weil dann nicht für jede Stufe eine Datei mit potenziellen Trittsteinen vorgehalten werden muss. Auf das Funktionieren des Algorithmus hat das Arbeiten mit einem grundlegenden Datensatz keinen negativen Einfluss.

**Teilschritte:**

- Aus der Datei der potenziellen Trittsteine (hier SBK_TRO_TS_250) sind alle effektiven Trittsteine (anhand Datei SBK_TRO_FR_500) auszuwählen, die für die Stufe 4 (auf Basis

der Distanzklasse bis 750 m) relevant sind. Dazu ist im Skript die Distanz von 1125 m einzustellen (Mittelwert aus 750 m und 1500 m).
Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_500_ef1

- Die Datei mit den effektiven Trittsteinen (hier SBK_TRO_TS_500_ef1) wird mit den Funktionsräumen der Stufe 3 (s.o., Datei SBK_TRO_FR_500) vereinigt (Werkzeug „*merge*“)
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500_TS1_mer (mit Trittsteinen)
- Da die Trittsteine für diese Stufe aus einem Datensatz ausgewählt werden, der bereits für die vorhergehende Stufe als Auswahldatensatz galt (SBK_TRO_TS_250), kann es zu Überlagerungen mit den bereits gefassten Funktionsräumen kommen. Daher ist ein Arbeitsschritt mit dem Werkzeug „*dissolve*“ (*No Multiparts*) erforderlich.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500_TS1
- Vor der Suche nach zusätzlichen Trittsteinen ist in der letzten Ergebnisdatei (hier SBK_TRO_FR_500_TS1) ein Feld mit einer eindeutigen ID anzulegen (Verfahren s.o.)
  Feldbenennung: „ID_FR_500“
- Weiterhin ist die Datei mit den ‚restlichen‘ potenziellen Trittsteinen dieser Stufe (hier SBK_TRO_TS_500_pot, s.o.) heranzuziehen. Auch in ihr muss ein Feld mit einer eindeutigen ID angelegt werden.
  Feldbenennung: „ID_TS_500“
- Im Skript sind folgende Einstellungen vorzunehmen:
  Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  (hier SBK_TRO_FR_500_TS1)
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der potenziellen Trittsteine
  (hier SBK_TRO_TS_500_pot)
- Als Einstellung im Feld „*Query Type*“ ist zu wählen: „*are within a distance*“ (scrollen)
  Hier ist im Eingabefeld „meter“ der Pufferwert anzugeben, der zur Erarbeitung der nächst höheren Funktionsraumstufe herangezogen wird (hier 750 m). Damit wird die Auswahl bei diesem zusätzlichen Schritt sehr auf die tatsächlichen Sonderfälle eingeschränkt.
- Im Auswahlbereich „*Produce*“ des Skriptes wird „*Count*“ gewählt.
  Danach kann das Skript über den Button „*Process*“ gestartet werden.
  Die Ergebnisdatei der Skriptanwendung wird automatisch mit „*result*“ bezeichnet.
- Diese Ergebnisdatei enthält wiederum eine Auflistung der zugrunde gelegten Trittsteine und in einem separaten Feld („*NumTargets*“) die Anzahl der innerhalb der angegebenen Distanz gelegenen Funktionsräume des Hauptdatensatzes (hier SBK_TRO_FR_500_TS1). Alle neu als effektiv erkannten Trittsteine (mit Werten > 1 im Feld „*NumTargets*“) werden in eine neue Datei geschrieben.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_TS_500_ef2 (ef für effektiv, 2 für 2. Schritt)
- Die Datei mit den neu als effektiv erkannten Trittsteinen (hier SBK_TRO_TS_500_ef2, s.o.) wird mit den Funktionsräumen, die bereits um die zuerst erkannten ergänzt wurde (s.o., Datei SBK_TRO_FR_500_TS1) vereinigt (Werkzeug „*merge*“). Damit werden die Funktionsräume der Stufe 3 (auf Basis der Distanzklasse bis 500 m) um die Trittsteine ergänzt, die für die nächste Stufe (4) relevant sind. Diese Datei dient als Grundlage für die nächste Pufferfolge auf Basis der Distanzklasse bis 750 m (s. Kapitel 6.2.11 - Bildung des Lebensraumnetzwerkes).
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500_TS2_mer
- Nach Zusammenführung der neu als effektiv erkannten Trittsteine mit den Funktionsräumen sind die sich überlagernden Flächen mit dem Werkzeug „*dissolve*“ zu verschmelzen.
  Dateibenennung (vgl. oben): z.B. SBK_TRO_FR_500_TS2

- Zur Vorbereitung der nächsten Bearbeitungsstufe ist in der Ergebnisdatei ein Feld mit einer eindeutigen ID anzulegen (Verfahren s.o.)
  Feldbenennung: „ID_FR_500“

Alle im Algorithmus eingebundenen effektiven Trittsteine können bei der endgültigen Zusammenstellung der Lebensraumnetzwerke als Trittsteine erkannt und besonders (z.B. farblich) gekennzeichnet werden. Ermitteln lassen sie sich durch eine Abfrage, bei der geprüft wird („*select by location*“), welche Flächen der anfangs separierten kleinen Funktionsräumen (hier SBK_TRO_TS_250) sich mit der höchsten Stufe der für das Netzwerk erarbeiteten Funktionsräume überlagern.

### 6.2.11 Bildung des Lebensraumnetzwerkes (Befehlsliste)

Durch die Erarbeitung und Anknüpfung weiterer Verbindungsräume an die entsprechenden Funktionsräume (hier fortgesetzt auf Basis der Distanzklasse bis 750 m) entsteht ein Lebensraumnetzwerk für die entsprechend integrierten Anspruchstypen von Arten. Unter Beachtung der für die Arbeitsschritte der unteren Stufen detailliert ausgeführten Beschreibungen lässt sich in der weiteren Bearbeitung folgender Befehlskette folgen:

Tab. 20: Grundalgorithmus für die Bildung eines Lebensraumnetzwerkes

| |
|---|
| *Buffer* 750 m: Datei **TRO_FR_500_TS2** = Datei **TRO_B_750** |
| *Buffer* -750 m: Datei **TRO_B_750** = Datei **TRO_B_750-** |
| *Add + Calculate Field:* K_FR_500 = 500 in Datei **TRO_FR_500_TS2** |
| (*Add + Calculate Field:* ID_FR_500 = [FID]+1 in Datei **TRO_FR_500_TS2**) – prüfen, ob vorhanden |
| *Union*: **TRO_FR_500_TS2** * Datei **TRO_B_750-** = Datei **TRO_B_750-_uni** |
| *Select*: aus Datei **TRO_B_750-_uni** potenzielle Verbindungsräume (K_FR_500 = 0) = Datei **TRO_VR_750_era** |
| *Union*: Datei **TRO_VR_750_era** * Datei **CIR_SF_ohne_TRO** (Siedlungsflächen) = Datei **TRO_VR_750_era_uni** |
| *Select*: aus Datei **TRO_VR_750_era_uni** potenzielle Verbindungsräume (K_SR = 0) = Datei **TRO_VR_750_SF_multi** |
| *Multipart to Singlepart*: Datei **TRO_VR_750_SF** |
| *Add + Calculate Field:* AREA (in qm) in Datei **TRO_VR_750_SF** |
| *Delete: alle Datensätze AREA < 1qm* in Datei **TRO_VR_750_SF** |
| *Add + Calculate Field:* ID_VR_750 = [FID]+1 in Datei **TRO_VR_750_SF** |
| *Delete Field(s)*: alle Felder außer Feld „ID_VR_750“ und „AREA“ in Datei **TRO_VR_750_SF** |
| *Select* mit Script „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3: aus Datei **TRO_VR_750_SF** Verbindungsräume anhand Datei **TRO_FR_500_TS2** = Datei **TRO_VR_750** |
| *Merge*: Datei **TRO_FR_500_TS2** * Datei **TRO_VR_750** = Datei **TRO_FR_750_mer** |
| *Dissolve (No Multiparts)*: Datei **TRO_FR_750_mer** = Datei **TRO_FR_750_dis** |
| *Add + Calculate Field:* AREA (in ha) in Datei **TRO_FR_750_dis** |
| *Select + Export Data*: alle Datensätze AREA > 3 ha aus Datei **TRO_FR_750_dis** = Datei **TRO_FR_750** |
| *Add + Calculate Field:* ID_FR_750 = [FID]+1 in Datei **TRO_FR_750** |
| *Select* mit Script „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3: aus Datei **TRO_TS_250** effektive Trittsteine anhand Datei **TRO_FR_750** = Datei **TRO_TS_750_ef1** (mit Distanz aus Mittelwert 1000 m und 2000 m = 1500 m) |
| *Switch Selection + Export Data*: Datei **TRO_TS_750_pot** |
| *Add + Calculate Field:* ID_TS_750 = [FID]+1 in Datei **TRO_TS_750_pot** |
| *Merge*: Datei **TRO_TS_750_ef1** * Datei **TRO_FR_750 =** Datei **TRO_FR_750_TS1_mer** |
| *Dissolve (No Multiparts)*: Datei **TRO_FR_750_TS1_mer** = Datei **TRO_FR_750_TS1** |
| *Add + Calculate Field:* ID_FR_750 = [FID]+1 in Datei **TRO_FR_750_TS1** |
| *Select* mit Script „*SelByTheme.avx*“ in ArcView 3: aus Datei **TRO_TS_750_pot** zusätzliche effektive Trittsteine anhand Datei **TRO_FR_750_TS1** = Datei **TRO_TS_750_ef2** (mit Distanz 1000 m) |
| *Merge*: Datei **TRO_FR_750_TS1** * Datei **TRO_TS_750_ef2 =** Datei **TRO_FR_750_TS2_mer** |
| *Dissolve (No Multiparts)*: Datei **TRO_FR_750_TS2_mer** = Datei **TRO_FR_750_TS2** |
| *Add + Calculate Field:* ID_FR_750 = [FID]+1 in Datei **TRO_FR_750_TS2** |
| ↓ nächste Stufe |
| *Buffer* 1000 m: Datei **TRO_FR_750_TS2** = Datei **TRO_B_1000** |
| ↓… |

Das hier beispielhaft erarbeitete Netzwerk für die Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts wurde in neun Stufen aufgebaut (auf Basis der Distanzklassen 100 - 250 - 500 - 750 - 1000 - 1250 - 1500 - 1750 - 2000 m. Das Ergebnis (Ausschnitt) wird in Abb. 92 veranschaulicht.

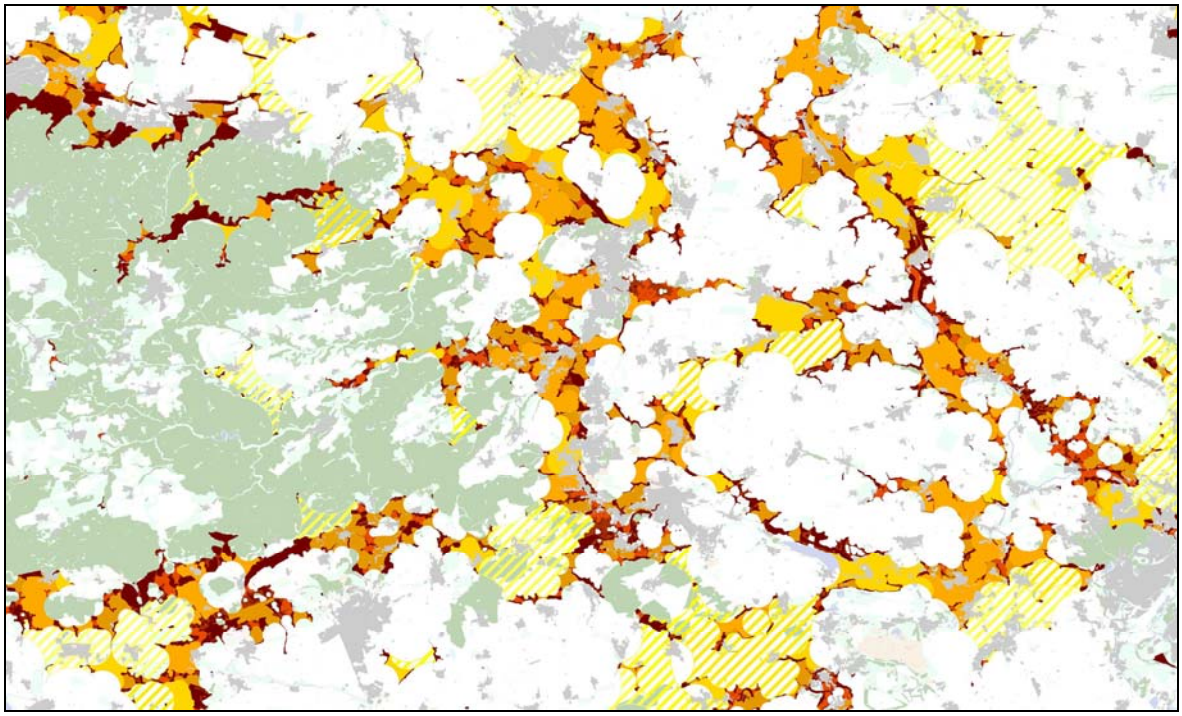


Abb. 92: Netzwerk der Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland

Darstellung mit neun abgestuften Funktions- bzw. Verbindungsräumen (dunkel: Stufen auf Basis niedriger Distanzklassen, hell: Stufen auf Basis höherer Distanzklassen – ab Distanzklasse 1250 m schraffiert)

### 6.2.12 Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen

Da mit dem Algorithmus nach ‚essenziellen' Verbindungen gesucht wird (vgl. Kapitel 6.1.2) und sich dadurch das Netzwerk je Stufe immer nur in bestimmten Bereichen neu verknüpft, kann es in seltenen Fällen vorkommen, dass im Netz ‚Lücken' in Form von aufeinander zuführenden ‚offenen Enden' auffallen. In diesen Fällen ist die Verknüpfung über günstiger gelegene (geringere Distanz, barrierefrei) Verbindungs- bzw. Funktionsräume in den niedrigeren Stufen an anderer Stelle gelungen. Die Identifizierung und Schließung der Lücken ist zweckmäßig, weil es an diesen Stellen wahrscheinlich ist, dass relativ enge funktionale Beziehungen bestehen.

Bei Konfigurationen mit vielen kleinen, oft dicht gelagerten, kompakten Habitatfächen (wie im hier gezeigten Beispiel) treten diese Fälle relativ selten auf. Die Netze sind überwiegend plausibel, weil die Flächen in räumlich gut verknüpfte Konstellationen eingebunden sind (vgl. Abb. 92). Bei den wenigen hier auftretenden ‚Lücken' handelt sich meist um Bereiche, in denen Bebauung die Verbindung unterbrach, trotzdem aber ein ‚Umweg' um die Bebauung noch denkbar wäre, obwohl das Netz bereits an anderer Stelle verknüpft ist. Da die GIS-basierte Identifizierung dieser wenigen Stellen mit einer Reihe weiterer, teils komplizierter Schritte verbunden ist (insbesondere, wenn das Netz unter Beachtung von Trittsteinen gebildet wurde), wurde bei dem hier bearbeiteten Beispiel auf die Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen verzichtet. Der Aufwand der Selektion wird vor dem Hintergrund der möglichen Ergebnisse unverhältnismäßig hoch. Grundsätzlich besteht jedoch immer noch die Möglichkeit, an einzelnen Stellen einen entsprechenden Verbindungsraum ‚manuell' zu ergänzen. Als Geometrie wurden alle möglichen Verbindungsräume bereits erzeugt und liegen in der Datei vor, aus denen mit dem Skript „*SelByTheme.avx*" in ArcView 3 die

‚essenziellen' Verbindungen der jeweiligen Stufe selektiert wurden. Die Verbindungsräume aus dieser Datei können für die Ergänzungen herangezogen werden.

Bei Konfigurationen mit vielen großen, stark zerlappten und sich in unterschiedlichen Bereichen annähernden Habitatflächen kommt der Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen jedoch eine weitaus größere Bedeutung zu. Die entsprechenden Arbeitsschritte sind in einem weiteren Beispiel dargestellt (Verbund der Waldgebiete Deutschlands für den Anspruchstyp der überwiegend Wald bewohnenden größeren Säugetiere, s. Kapitel 6.4).

### 6.2.13 Zwischenübersicht – HABITAT-NET – Teil I

Als Zusammenfassung der bisherigen Arbeitsschritte und zum besseren Verständnis des Ablaufes soll der Algorithmus in einem Flussdiagramm (Abb. 93) dargestellt und kurz erläutert werden:

Die Habitatflächen des Anspruchstyps werden mit Hilfe einer ersten Pufferfolge (PF) auf Basis der Distanzklasse bis 100 m zu **Verbindungs- und Funktionsräumen** (VR und FR) der Stufe 1 zusammengeführt. Dort wo flächige absolute (wahlweise auch hohe) **Ausbreitungswiderstände** (AW) entgegenstehen, kommen keine Verbindungen zustande. Dies gilt auch für alle weiteren Stufen. Ausgehend von den Funktionsräumen der Stufe 1 entstehen durch Anwendung einer weiteren Pufferfolge (auf Basis der Distanzklasse bis 250 m) die Verbindungsräume der zweiten Stufe, die die Funktionsräume der Stufe 1 miteinander verknüpfen. Dieser grundlegende Vorgang wird stufenweise immer weiter fortgesetzt. Die durch die Generierung bedingte unterschiedliche Grundform der einzelnen Verbindungsräumen kann durch einen ergänzenden Arbeitsschritt angeglichen werden (Grafik).

Auf einer der untersten Ebenen (hier 250 m) werden **kleine Funktionsräume**, die zusammen nur einen geringen Flächenanteil an der Summe der bis dahin entstandenen Funktionsräume besitzen, vom Hauptdatensatz abgetrennt. Zweck dieses Schrittes ist die Vermeidung unverhältnismäßig großer Verbindungsräume bei der Anbindung kleiner und damit für das Netzwerk unbedeutender Funktionsräume. Es wird ein Nebendatensatz der potenziellen ‚**Trittsteine**' (TS) erzeugt (Trittsteine hier nicht im engeren ökologischen Sinn). Bei jeder der nachfolgenden Stufen werden aus diesem Datensatz durch eine Nachbarschaftsanalyse für den weiteren Aufbau des Netzwerkes ‚effektive', d.h. zwischen Funktionsräumen liegende ‚Trittsteine' selektiert. Sie sind zu den jeweiligen Funktionsräumen zu stellen und gehen damit in die Generierung der Verbindungsräume der nächsten Stufe ein.

Bei Konfigurationen mit vielen ausgedehnten, stark zerlappten und sich in unterschiedlichen Bereichen annähernden Habitatflächen können markante aufeinander zuführende ‚offene' Enden im Netzwerk auftreten, weil das Netz im Hauptalgorithmus schon an anderer Stelle verknüpft wurde. Mit der Suche nach **ergänzenden Verbindungsräumen** (rechte Seite der Abbildung) können diese ‚Lücken' geschlossen werden. Dazu wird, ausgehend von den Habitaten oder von einer niedrigen Funktionsraumstufe, für jede nachfolgende Raumstufe ein Satz potenzieller ergänzender Verbindungsräume generiert. Von diesen wird jedoch anschließend an allen Stellen, an denen bereits Verbindungsräume mit dem Hauptalgorithmus gebildet wurden (über alle Stufen zusammengefasst: +), ein großer Anteil mit Hilfe einer räumlichen Selektion wieder gelöscht (-). Es verbleiben dadurch nur die Verbindungsräume mit bedeutender Ergänzungsfunktion. Diese werden nachträglich zum Satz der bereits gebildeten Funktions- bzw. Verbindungsräume der Stufe gestellt (gestrichelte Pfeillinie).

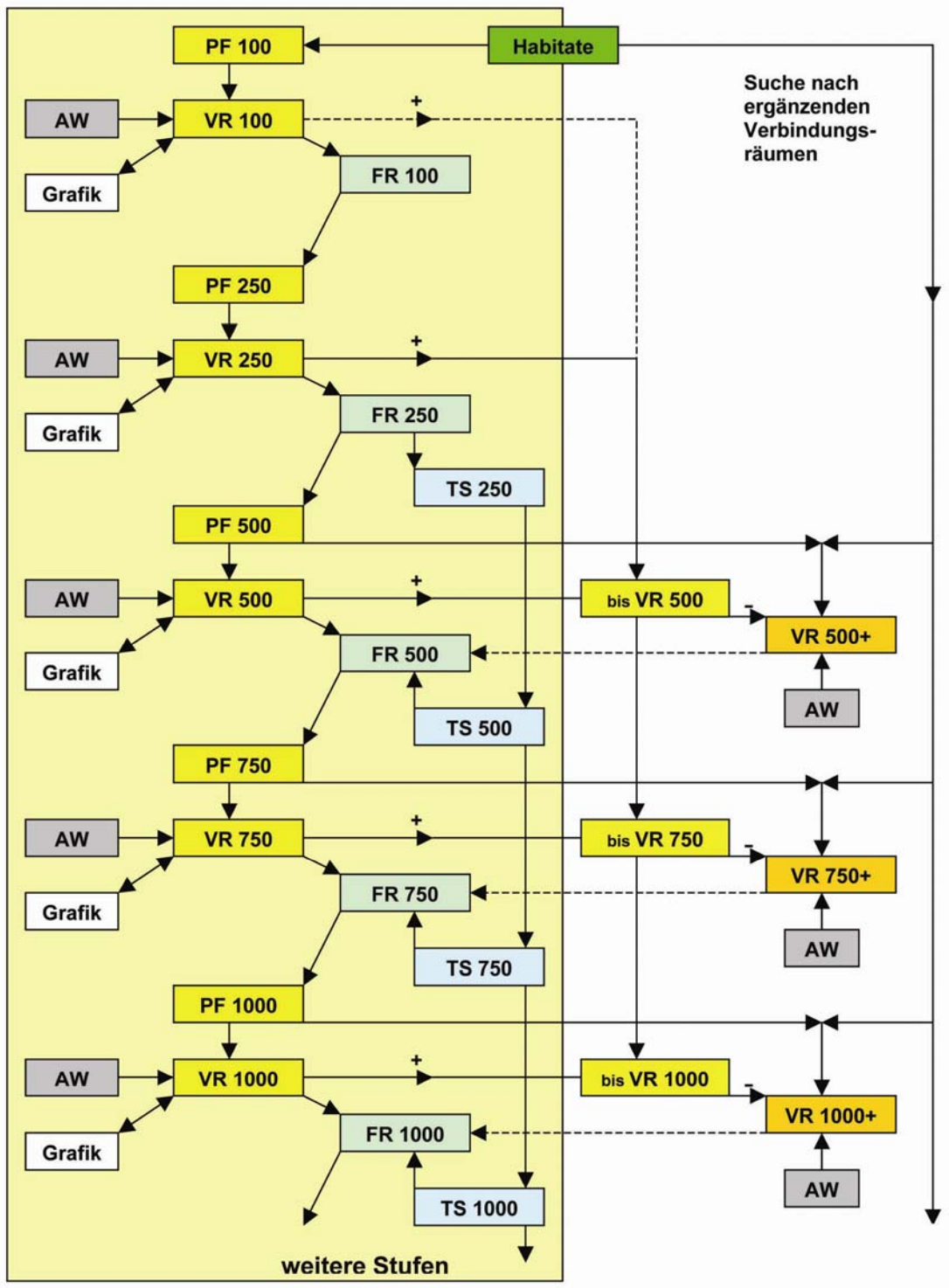



Abb. 93: HABITAT-NET (Teil I): Bildung von Lebensraumnetzwerken - Grobstruktur

(bei der detailliert beschriebenen Bildung des Netzwerks der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts wurden die VR 100 nicht separat geführt, s. Kapitel 6.2.3; weiterhin war die Ermittlung ergänzender Verbindungsräume in diesem Beispiel nicht erforderlich, s. Kapitel 6.2.12)

Bei den nachfolgenden Schritten werden nicht mehr in jedem Fall detaillierte GIS-Arbeitsanleitungen aufgeführt, weil mit ihnen nur grundsätzliche Möglichkeiten zur Interpretation und Weiterverarbeitung des entstandenen Netzwerkes bzw. seiner Teile aufgezeigt werden sollen. Einige der erläuterten Arbeitsschritte sind außerdem noch stärker als die bisherigen von der Qualität der zur Verfügung stehenden Informationen (z.B. Landnutzungsdaten oder Arten) abhängig.

### 6.2.14 Integration von Pufferzonen in Lebensraumnetzwerke

Die Einrichtung von Pufferzonen ist eine wirksame Maßnahme zum Schutz wertvoller Lebensräume gegen negative Einflüsse von außen. Pufferzonen sind deshalb Bestandteile der Grundkonzepte zum Biotopverbund bzw. zu Ökologischen Netzwerken (vgl. z.B. JEDICKE 1994a oder Kapitel 3.2.8 bzw. 5.1) und werden oft bereits in Planungen ausgewiesen.

In den Grundalgorithmus zur Erarbeitung von Lebensraumnetzwerken wurde das Abgrenzen von Pufferzonen bisher nicht integriert, weil die Bildung der Funktions- und Verbindungsräume in der GIS-Bearbeitung nur von den eigentlichen Lebensraumflächen ausgehen muss und das Ergänzen von Pufferzonen ohne inhaltliche Abstriche auch nach der Netzwerkbildung durchgeführt werden kann. Die Pufferzonen sollten nach entsprechenden Angaben (soweit diese plausibel sind, s. z.B. JEDICKE 1994a: 202) typenspezifisch ergänzt werden, wobei der Pufferschritt von den Lebensraumflächen und nicht von einer der Funktionsraumstufen ausgehen muss. Die ausgewiesenen Pufferzonen erstrecken sich dann über Bereiche innerhalb und außerhalb von Funktions- bzw. Verbindungsräumen. Während innerhalb der Funktions- bzw. Verbindungsräume bereits ein gewisser Schutzhinweis besteht (s. Kapitel 7.1.1), ist die Kennzeichnung außerhalb besonders wichtig, weil dort die Außengrenzen der Lebensraumflächen direkt an die Flächen stoßen, die nicht als Bestandteil des Netzwerkes aufzufassen sind (= z.B. weiterhin intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen).

### 6.2.15 Charakterisierung von Funktionsräumen (Flächengrößen)

**Fachlicher Hintergrund:**
Für fachliche Schwerpunktsetzungen z.B. für den gezielten Einsatz von Naturschutzmitteln oder für ‚Entschneidungsmaßnahmen' ist ein Abstufen der Bedeutung der Funktionsräume (für die einzelnen Anspruchstypen und in verschiedenen Raumstufen) erforderlich. Je nach der Zweckbestimmung der Netzwerkbildung und den verfügbaren Daten müssen verschiedene Ansätze für die Charakterisierung von Funktionsräumen herangezogen werden.

Wesentliche Qualitätsmerkmale beim Vergleich der Funktionsräume untereinander sind die Flächengrößensummen der im Funktionsraum enthaltenen Habitatflächen. Je größer die Flächengrößensumme ist, desto größer können die im Gebiet potenziell lebenden Populationen der Arten eines Anspruchstyps sein. Dabei handelt es sich, wie bereits ausgeführt, nur um eine theoretische Betrachtungsweise, die aber aufgrund der mangelhaften Datenlage zu den Tierpopulationen als Näherung erforderlich ist (vgl. Kapitel 5.4.1, s. auch Ende der Diskussion in Kapitel 7.2.1).

Grundvoraussetzung für das Erzielen eines Ergebnisses ist, dass die Flächengrößen für die einzelnen Habitatflächen überhaupt bekannt sind. Ist dies nicht der Fall, müssen alternative Lösungsansätze herangezogen werden (s.u., Modifikationserfordernisse).

Grundsätzlich ist die Charakterisierung für jede der Funktionsraumstufen sinnvoll, weil sich je nach Verknüpfungsgrad die Bedeutung einzelner Bestandteile ändern kann und mit jeder Stufe eine andere Artengruppe fokussiert wird (ähnliche Ausbreitungsfähigkeit). Die so entstehende Informationsbasis ist auch bei methodischen Ansätzen zur ‚Entschneidung' hilfreich (s. Kapitel 6.3.5).

**Teilschritte (Berechung der Habitatflächengrößensummen):**

- Ausgangspunkt für die Berechnung der Habitatflächengrößensummen der Funktionsräume ist das Ergebnis einer Verschneidung (Werkzeug „*intersect*") der Funktionsräume mit den entsprechenden Habitaten im GIS. Vor der Verschneidung ist sicher zu stellen, dass die

Habitatflächen ihre Flächengrößen als Attribut besitzen (Feldbenennung: HAB_AREA) und die Funktionsräume über eine eindeutige ID verfügen (Feldbenennung: ID_FR_...).

- Die Habitatflächengrößensummen können aus den Werten der Attributstabelle des Verschneidungsergebnisses berechnet werden. Dies kann im GIS (Werkzeug ‚Statistics'), in einer Datenbank oder in einem Tabellenkalkulationsprogramm erfolgen. Dabei müssen unter Nutzung der ID´s der Funktionsräume die Flächensummen für die in den jeweiligen Funktionsräumen gelegenen Habitate gebildet werden. Die errechneten Summenwerte sind den Geometrien der (unverschnittenen) Funktionsräume (Verknüpfung mit der ID) wieder zuzuordnen (Feldbenennung: HAB_SUM)

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**
**1)** Wenn mit den Daten der selektiven Biotopkartierungen gearbeitet wird, so ist es in den vielen Bundesländern erforderlich, zunächst die Habitatflächengrößen zu ermitteln, da durch die Kartierung von Biotopkomplexen oft noch keine konkreten Flächengrößen zu den in den Komplexen enthaltenen Biotopen vorliegen (meist in Prozent als Anteil am Komplex angegeben).
**2)** Sollten die Daten zur selektiven Biotopkartierung keinerlei Flächenangaben enthalten, muss die Fläche des gesamten Biotopkomplexes als Näherung verwendet werden. Wenn die Komplexe in der Kartierung standörtlich und räumlich separiert aufgenommen wurden, dann kann auch die Arbeit mit Komplexen annehmbare Ergebnisse bringen. Bei sehr großflächig abgegrenzten bzw. zusammengefassten Komplexen (z.B. in Niedersachsen, s. FUCHS et al. 2007a) muss aber davon Abstand genommen werden (Arbeit mit Flächengrößen nicht möglich).
**3)** Als grobe Näherung (Schnellaussagen) kann auch auf die Größen der Funktionsräume der niedrigsten Stufe zurückgegriffen werden (Kartierung sollte aber detailliert sein, s. 2.)
**4)** Ein langfristiges Ziel wäre es, für alle Lebensraumtypen Qualitäten bzw. Erhaltungszustände einzubeziehen. Dafür müssten aber bereits in der Kartierung entsprechende Informationen erhoben werden; insbesondere kann dann nicht nur eine ‚Gesamtqualität' für einen Komplex erhoben werden. Die Qualitätsstufen sollten dann in Kombination mit den Flächengrößen zur Charakterisierung von Funktionsräumen eingesetzt werden und wären dann als Vorstufe einer Charakterisierung mit ‚realen' Daten zum Vorkommen von Arten zu verstehen (s.u.).

### 6.2.16 Charakterisierung von Funktionsräumen (Arten)

Eigentliche Zielsetzung für die Endstufe einer ökologischen Charakterisierung von Funktionsräumen (und Verbindungsräumen) ist das Implementieren von umfangreichen Informationen zum Vorkommen und zu den Beständen von schutzbedürftigen bzw. von Fragmentierung betroffenen Arten in Verbindung mit regionalisierten Zielartenkonzepten und repräsentativen Artenerfassungen. Im überwiegenden Teil Deutschlands ist dies aufgrund mangelhafter Datengrundlagen jedoch (noch) nicht im wünschenswerten Umfang möglich (s. Kapitel 5.2.4), sodass die Charakterisierung von Funktionsräumen anhand von Flächen- und Raumgrößen (Kapitel 6.2.15) nur als eine Anpassung an aktuelle Situationen angesehen werden muss. Erforderlich wären Daten zu fachlich ausgewählten Kollektiven von (Ziel)Arten der jeweiligen Anspruchstypen, mit denen dann die Netzwerke ‚qualifiziert' und durch thematische Überlagerungen von Artengruppen auch **‚Hotspots der Artenbiodiversität'** herausgearbeitet werden könnten.

Um den Ansatz zu verdeutlichen, wurden Nachweise von Heuschreckenarten der Trockenlebensräume herangezogen. Dies war möglich, weil für die Heuschreckenfauna Sachsen-Anhalts ein umfangreicher Datensatz zur Verfügung stand (s. Danksagung und verwendete Geodaten im Quellenverzeichnis). Zunächst wurden entsprechende Arten mit relativ enger Bindung an Trockenhabitate aus dem Gesamtdatensatz ausgewählt (Tab. 21, Details s. Kapitel 7.2.1). Die schrittweise

Verknüpfung der räumlichen Daten zu den Arten mit den Netzwerkbestandteilen (Habitatflächen oder Funktionsräume) erfolgt mit einfachen Abfragen (Werkzeug ‚*select by location*') und Eintragen von selbst gewählten Kennziffern für die Arten in vorbereitete Felder oder unter Verwendung des Werkzeuges ‚*Spatial Join*' (*Join data from another layer based on spatial location*). Im Regelfall wird es aufgrund des Informationsstandes zu den Artvorkommen nur angebracht sein, zwischen Flächen mit Nachweis und Flächen mit ‚Nichtnachweis' (Wert 1 oder Wert 0) zu unterscheiden; sobald verlässliche Angaben zu Bestands- bzw. Populationsgrößen vorliegen, ist es dagegen sinnvoll, die Größen zu verwenden. Bei guter geometrischer Datenkompatibilität ist anzu-streben, dass die Daten zum Vorkommen von Arten direkt mit den Habitatflächen verknüpft werden (s. Kapitel 5.2.6). Im hier dargestellten Fall wurden aufgrund von häufiger Dateninkompatibilität die Funktionsräume auf der Basis der Distanzklasse bis 100 m als Grundlage für die Zuordnung ausgewählt, um das Ergebnis des Vorgehens unter Verwendung möglichst vieler Informationen zu den Arten beispielhaft anschaulich zu gestalten.

Tab. 21: Heuschreckenarten der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts

| **Deutscher Name** | **Wissenschaftlicher Name** |
|---|---|
| Heideschrecke | *(Gampsocleis glabra)* |
| Westliche Beißschrecke | (*Platycleis albopunctata*) |
| Feldgrille | (*Gryllus campestris*) |
| Langfühler-Dornschrecke | (*Tetrix tenuicornis*) |
| Zweipunkt-Dornschrecke | (*Tetrix bipunctata*) |
| Blauflügelige Ödlandschrecke | (*Oedipoda caerulescens*) |
| Rotlügelige Ödlandschrecke | (*Oedipoda germanica*) (meist ehemalige Vorkommen) |
| Blauflügelige Sandschrecke | (*Sphingonotus caerulans*) |
| Rotleibiger Grashüpfer | (*Omocestes haemorrhoidalis*) |
| Heidegrashüpfer | (*Stenobothrus lineatus*) |
| Schwarzfleckiger Grashüpfer | (*Stenobothrus nigromaculatus*) |
| Zwerggrashüpfer | *(Stenobothrus crassipes)* |
| Kleiner Heidegrashüpfer | (*Stenobothrus stigmaticus*) |
| Gefleckte Keulenschrecke | (*Myrmeleotettix maculatus*) |
| Steppen-Grashüpfer | (*Chorthippus vagans*) |
| Verkannter Grashüpfer | (*Chorthippus mollis*) |

Durch die Zuordnung wird es möglich, die artenreichsten (Bezug: charakteristische Arten) und damit auch naturschutzfachlich wertvollsten Bereiche landesweit auf Grundlage einer hinreichend konkreten Raumabgrenzung herauszuheben (Abb. 94). Nach aktuellem Wissenstand sind dies z.B. (im abgebildeten Landschaftsausschnitt) mehrere Teile der Porphyrkuppenlandschaft zwischen Halle und Wettin, das Saaletal um Rothenburg, die Gipskarstlandschaft Questenberg (NSG), die Hänge am Süßen See, das Weinfeld bei Mansfeld und einige Gebiete um Quedlinburg (u.a. Harslebener Berge, Heidberg, Seweckenberge). Die artenreichsten Funktionsräume in Sachsen-Anhalt, außerhalb des in Abb. 94 abgebildeten Landschaftsausschnittes liegend, sind der etwa 25 km lange Trockenhangkomplex an der Unstrut um Freyburg bis Grockstedt mit 11 bzw. 10 Arten (Teilflächen) und das gut untersuchte Gebiet der Klietzer Heide mit 9 der o.g 16 Arten (vgl. WALLASCHEK et al. 2004: 211 und Kapitel 7.2.1).

Die herausgearbeiteten Funktionsräume sind die wichtigsten ‚Kerne' im Lebensraumnetz und können auch als Quellen für Neu- und Wiederbesiedlungen gelten. Maßnahmen zum Lebensraumerhalt sollten speziell für diese Funktionsräume als prioritär betrachtet werden. Von ihnen ausgehend sind Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität und Erreichbarkeit benachbarter Flächen besonders sinnvoll (vgl. WALLASCHEK et al. 2004, weitere generelle Hinweise s. Kapitel 7.1).

Wenn für das betrachtete Netzwerk noch Datensätze zu weiteren Artengruppen eingesetzt werden könnten, so wäre zu vermuten, dass sich die aufgezeigten ‚Hotspots' noch verstärken, weil sich die Vorkommen der anspruchsvolleren Arten meist auf die gut erhaltenen und möglicherweise großen Habitatflächen(gruppen) konzentrieren (s. auch Abb. 114, vgl. JOOß 2007). Damit wäre die Identifikation und Visualisierung der für den Erhalt der biologischen Vielfalt wichtigsten Landschaftsausschnitte in mehreren Raumebenen möglich, die eine Spezifizierung vorhandener Ansätze (HORLITZ & MÖRSCHEL 2003) darstellt.

Zur Repräsentativität des erarbeiteten Netzwerkes für die fokussierten Arten vor dem Hintergrund der aktuellen Datenlage wird näher in der Diskussion eingegangen (u.a. Kapitel 7.2.1).

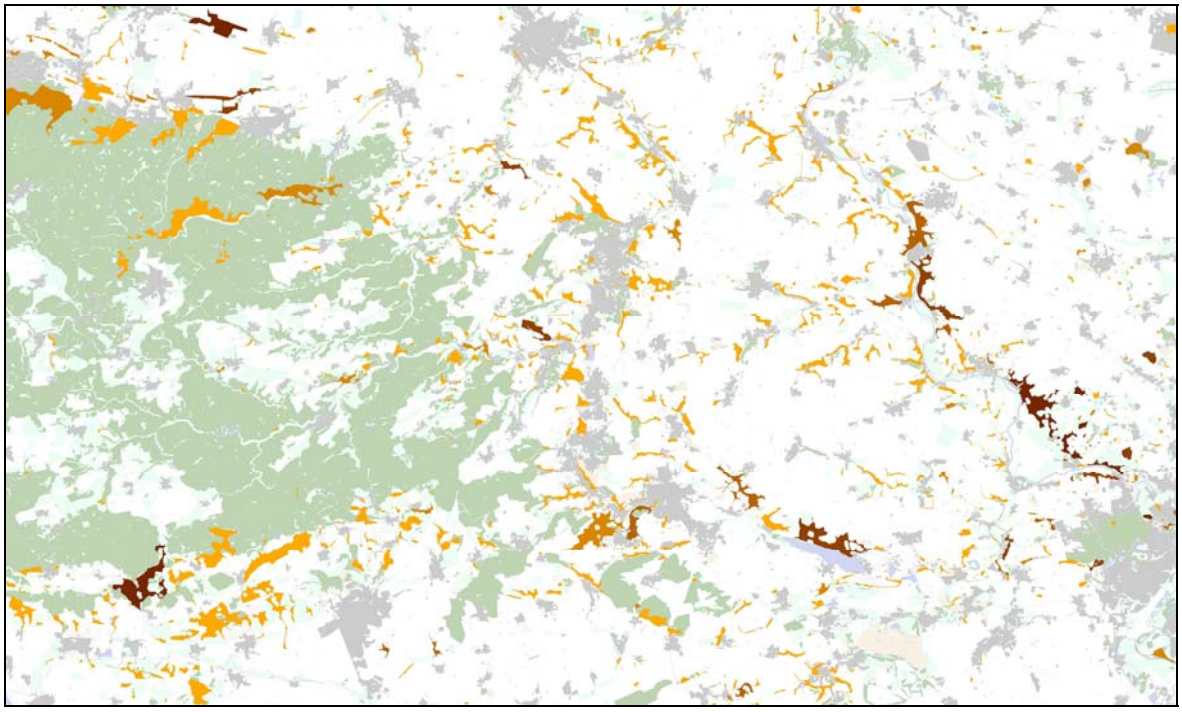


Abb. 94: Wichtige Funktionsräume für Heuschreckenarten der Trockenlebensräume

5 Klassen der Funktionsräume (FR) auf Basis der Distanzklasse bis 100 m,
hell: FR mit wenigen Arten, dunkel: FR mit vielen Arten
- Gesamtnetzwerk ausgeblendet, vgl. Abb. 92 -
Die Klassenbildung erfolgte ‚automatisch' mit ‚Natural Breaks' (JENKS). Aufgrund der Verteilung mit deutlichen Unstetigkeiten wie z.B. Lücken und wenigen großen Werten erscheint diese Klassifizierungsmöglichkeit geeignet. Bei der Klassenbildung wird versucht, die Unterschiede innerhalb einer Klasse zu minimieren und die Unterschiede zwischen den Klassen zu maximieren. Soweit nichts anderes vermerkt, wird diese Methode auch für Klassifizierungen in den folgenden Abbildungen verwendet.)

### 6.2.17 Charakterisierung von Verbindungsräumen (Flächengrößen)

Die Charakterisierung von Verbindungsräumen erfolgt nicht anhand der Flächengrößen der Verbindungsräume selbst (diese haben keine Aussagekraft!), sondern durch die Habitatflächengrößensummen, die die angeschlossenen Funktionsräume auf sich vereinigen (s.o.). Durch Nachbarschaftsanalysen (u.a. mit Hilfe von Skripts, s.u.) kann ermittelt werden, welche Funktionsräume durch den jeweiligen Verbindungsraum im Netzwerk verknüpft sind. Dem Verbindungsraum können dann entsprechende Kennwerte (Habitatflächengrößensummen als Attribute) zugeordnet werden (Klassifizierung).
Es wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass ein verbindender Raum umso bedeutender ist (wertender Schritt), je größer die durch ihn verknüpften Habitatflächengrößensummen der einzel-

nen Funktionsräume sind (s. Ende der Diskussion in Kapitel 7.2.1). Bereits die Sicherung dieser ‚essenziellen' Freiräume stellt eine wichtige Bedingung für die Erhaltung der Funktionsfähigkeit (Durchlässigkeit) der Lebensraumnetze dar.
Für Ermittlung der Bedeutung von Verbindungsräumen wird eine Kombination der Relation der Habitatflächengrößensummen der angebundenen Räume und der Gesamtsumme der Habitatflächengrößensummen der angebundenen Räume (Beispiele in Tab. 22) vorgeschlagen. Die errechneten Werte für die Bedeutung der Verbindungsräume erzeugen nur eine einfache Reihung und können nicht mit speziellen ökologischen Parametern in Verbindung gebracht werden. Dies ist an dieser Stelle auch nicht erforderlich, da ein ‚einfaches Ranking' ausreichend ist. Die verwendete Formel ist eine Vereinfachung der Berechnung des *Fragmentation*-Indexes (COST OFFICE 2006: 50 f., Näheres s. Kapitel 6.3.4), der auf einem übertragbaren mathematischen Grundansatz beruht (Berücksichtigung von Größenrelationen bei Flächenpaaren).

Tab. 22: Klassifizierung von Verbindungsräumen anhand angebundener Funktionsräume

Abkürzung: HFGS = Habitatflächengrößensumme(n)

| Funktionsraum (FR) 1 (Angabe HFGS) | Funktionsraum (FR) 2 (Angabe HFGS) abgestufte Beispiele | Bedeutung des Verbindungsraumes FR1xFR2/(FR1+FR2) |
|---|---|---|
| 2000 ha | 1990 ha | 997,43 |
| 2000 ha | 1000 ha | 666,66 |
| 2000 ha | 500 ha | 400 |
| 2000 ha | 200 ha | 181 |
| 2000 ha | 50 ha | 48 |
| 2000 ha | 1 ha | 0,99 |

In vielen Fällen kommt es vor, dass ein Verbindungsraum mehrere Funktionsräume zusammenführt. Dann ist die Aufsummierung der Einzelbedeutungen aller Kombinationen von Funktionsräumen (Abbild der Vielfalt der möglichen ökologischen Wechselbeziehungen), die über den Verbindungsraum gewährleistet werden können, erforderlich. Dies kann nur in einer Datenbank durchgeführt werden.

Die Klassifizierung der Verbindungsräume sollte bzw. kann (je nach Zielstellung) für alle Stufen der Verbindungs- bzw. Funktionsräume vorgenommen werden. Es ergeben sich letztlich für jede Stufe separate Bedeutungseinstufungen und damit ein differenziertes Bild der Verbindungsstruktur im Lebensraumnetzwerk, das für raumordnerische (Sicherung) und naturschutzfachliche Konzepte (Verbundplanungen) zugrunde gelegt werden kann.

Da der Ablauf der Nachbarschaftsanalysen, die zur Berechnung der in Tab. 22 aufgeführten Schritte erforderlich sind, sich nicht allein durch die allgemeinen Beschreibungen erschließt, sollen für dieses spezielle Vorgehen nachfolgend die entsprechenden Teilschritte erläutert werden. Dies erfolgt anhand eines Beispiels wiederum aus dem Netzwerk der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts. Untersucht werden die Verbindungsräume auf Basis der Distanzklasse bis 500 m, die die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m verbinden (Ergebnis s. Abb. 95). Vereinfachend sind die Funktionsraumgrößen zugrunde gelegt.

**Teilschritte:**

- Die Analyse beginnt mit dem Einsatz des Skripts „*SelByTheme.avx*" (LORENZEN 2004, zur allgemeinen Funktionsweise s. Kapitel 6.2.5).
- Für die Bearbeitung werden die Verbindungsräume auf Basis der Distanzklasse bis 500 m (nachfolgend kurz: VR 500) und die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m (nachfolgend kurz: FR 250) benötigt

- Jedes der beiden Themen erhält ein Feld mit einer eindeutigen Kennnummer (ID) für jede Fläche (einfachster Weg in ArcMap: Feld mit Feldtyp „*Long Integer*“ anlegen, *Calculate*: [FID]+1)
  Feldbenennung:
  Feld „ID_FR_250“ für die Funktionsräume
  Feld „ID_VR_500“ für die Verbindungsräume
- Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der Verbindungsräume
- Für das Funktionieren des Arbeitsschrittes ist es wichtig, dass in den beiden Feldern für die ID die entsprechenden Felder mit den angelegten IDs (s.o.) angewählt werden.
- Einstellung im Feld „*Query Type*“: *are within a distance* (nach unten scrollen).
  Es muss hier zusätzlich eine Distanz (im Sinne einer Toleranz) eingegeben werden, weil ArcGIS in den vorher vollzogenen *Overlay*-Schritten bei einzelnen Flächen ungenau arbeiten kann; es ist möglich, dass eigentlich angrenzende Polygone nicht genau aneinander anschließen, wodurch diese Flächen letztlich nicht als ‚Nachbarn‘ erkannt werden. Die ‚Spalten‘ sind nach Erfahrungswerten meist um 0,0002 Meter breit, womit eine einzustellende Distanz von 0,05 m ausreichend ist. Die Distanz ist nicht zu groß zu wählen, da sonst die Gefahr von ‚Fehlselektionen‘ an anderer Stelle besteht.
- Im Auswahlbereich „*Produce*“ ist folgende Einstellung zu wählen:
  *Count and List*: Es werden die Verbindungen gezählt und die IDs der angrenzenden Funktionsräume in ein separates Feld geschrieben.
- Die in einem Feld aufgeführten IDs der Funktionsräume (durch Leerzeichen getrennt) müssen für die weitere Bearbeitung in separate Felder geschrieben werden. Dazu wird das verbreitete Skript ‚*Split Fields*‘ für ArcView (im Internet kostenlos verfügbar) genutzt.
  Die Liste im Feld ‚*TragetIDs*‘ kann durch entsprechende Eingaben getrennt werden:
  *Separator charakter:* Leerzeichen (Komma überschreiben mit Leerfeld)
  *No. of output fields*: Anzahl der benötigten Felder muss eingetragen werden; die Angabe ist dem Feld ‚*NumTargets*‘ zu entnehmen (max. Zahl der angebundenen Funktionsräume)
  *Output fieldname*: FR (für Funktionsraum)
- Die Ergebnistabelle wird in eine Datenbank (z.B. Access) exportiert. Ebenso muss die Tabelle der Funktionsräume (mit ihren Flächengrößenangaben) in die Datenbank aufgenommen werden.
- In der Datenbank sind zunächst in einer Auswahlabfrage alle Verbindungsräume auf Basis ihrer IDs mit den Flächengrößenangaben der jeweils an den einzelnen Verbindungsraum angebundenen Funktionsräume zu verknüpfen.
- Auf dieser Grundlage lassen sich dann Abfragen zusammenstellen, die für jeden Verbindungsraum die Bedeutungen (s. Tab. 22) aller Kombinationen sich verbindender Funktionsräume ermitteln, welche nachfolgend zu einer Gesamtbedeutung addiert werden (s.o.). Beim Ausführen dieser Grundfunktion kann z.B. in Access-Datenbanken das Problem auftreten, dass die durch die vorhergehenden Abfragen erzeugten Felder mit NULL-Werten (also Felder ohne Eintrag) nicht summiert werden können. Abhilfe schafft die Access-Funktion ‚NZ‘, die entsprechende NULL-Felder mit der Zahl ‚0‘ auffüllen kann.
- Die Ergebnisse sind dann mit der Datei der Verbindungsräume auf Basis ihrer ID zu verknüpfen (Einbinden der Datenbank) und falls gewünscht zu visualisieren (Abb. 95).

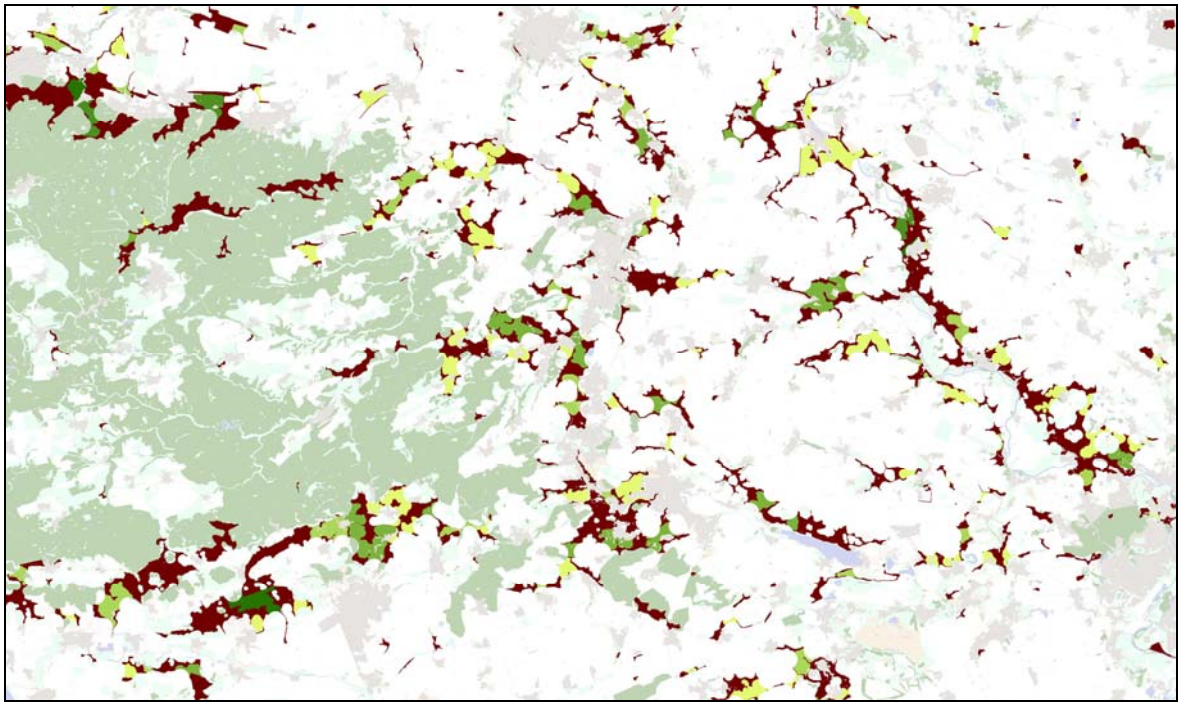


Abb. 95: Bedeutung von Verbindungsräumen im Lebensraumnetzwerk
5 Klassen: dunkelgrün: große Bedeutung, hellgrün: geringere Bedeutung

### 6.2.18 Charakterisierung von Verbindungsräumen (Arten)

Auch Verbindungsräume können anhand von Artvorkommen in den angebundenen Funktionsräumen beschrieben bzw. eingestuft werden. Prinzipiell ist es erforderlich, für jede Stufe der Verbindungs- bzw. Funktionsräume separate Aussagen zu treffen, weil die auf Basis von Distanzklassen gebildeten Räume immer einem Typ bzw. einer Artengruppe mit ähnlicher Ausbreitungsfähigkeit entsprechen (vgl. Kapitel 5.4.4). Mit Hilfe der prinzipiell bereits beschriebenen Nachbarschaftsanalysen (z.B. Anwendung des Skriptes „*SelByTheme.avx*“) kann innerhalb einer Stufe beispielsweise ermittelt werden, welche Verbindungsräume bereits jetzt einem funktionsfähigen Metapopulationssystem einer Art angehören. Dies würde für Verbindungsräume gelten, bei denen in beiden (oder mehreren) angeschlossenen Funktionsräumen die Art vorkommt (in Attributen der Funktionsräume enthalten, s. Kapitel 6.2.16) und bei denen die Distanzklasse, auf deren Basis der Verbindungsraum gebildet worden ist, etwa der Ausbreitungsfähigkeit der Art entspricht. Die Informationen dazu können nur generiert werden, wenn das in den Daten enthaltenen Artenspektrum hinsichtlich dieser Eigenschaft zuvor grob klassifiziert worden ist (s. z.B. Tab. 14), wozu versucht werden sollte, auch Ergebnisse von Freilanduntersuchungen aus dem Betrachtungsraum heranzuziehen (vgl. Kapitel 5.4.2). Die festgestellten wahrscheinlichen Metapopulationsstrukturen sind als besonders schützwürdig zu betrachten.

Die auszuscheidende Kategorie von Verbindungsräumen einer Stufe, bei denen die fokussierte Art nur in einem angeschlossenen Funktionsraum festgestellt werden kann, deutet auf Defizite bzw. Entwicklungsmöglichkeiten hin. Die Verbesserung der Lebensraumqualität des nicht besetzten Funktionsraumes und/ oder die Verringerung der Ausbreitungswiderstände zwischen den Funktionsräumen (s. Kapitel 5.4.6 und7.1.1) könnten hier geeignete Schritte zur Stützung bzw. Vergrößerung der Population sein. Bei den häufig ergänzungsbedürftigen Informationen zu den Artvorkommen (s. Kapitel 5.2.4 und 7.2.1) kann die im GIS ermittelte Situation nicht dem realen Zustand entsprechen, d.h. nicht besetzte Habitate bzw. Funktionsräume können durchaus von den relevanten Arten besetzt sein. Deshalb wird empfohlen, als Basis für Prioritätsabstufungen in Handlungskon-

zepten die Charakterisierung von Verbindungsräumen anhand von Flächengrößen (s. Kapitel 7.2.1) heranzuziehen und die Charakterisierung anhand von Arten ergänzend zu verwenden (Indikatorartenkartierung anstreben). Dies gilt letztlich auch für die Charakterisierung von Funktionsräumen (s. auch Ende der Diskussion in Kapitel 7.2.1). Die Informationen zu den Arten können bei gutem Erfassungsstand insbesondere zur Präzisierung der Einschätzung von vorhandenen Metapopulationsstrukturen beitragen (z.B. wenn bei geringen Ausbreitungswiderständen und guter Habitatqualität/ Abundanz auch über etwas größere Distanzen Metapopulationen denkbar sind, vgl. Abb. 73).

Die beiden erläuterten Betrachtungsweisen zu den Verbindungsräumen bezogen sich auf Arten, deren Ausbreitungsfähigkeit etwa mit der entsprechenden Stufe von Räumen ‚gleich gesetzt' werden konnte. Eine weitere Möglichkeit zur Interpretation der Ergebnisse bzw. zur Ableitung von Entwicklungszielen besteht im Hinzuziehen der Verbindungsräume der nächst höheren Stufe. In diesen Räumen ist die Suche nach Flächen zur Schaffung ‚neuer' Lebensräume sinnvoll, falls die potenziellen Standorte dafür nicht bereits in den Algorithmus eingeflossen sind (vgl. Kapitel 6.2.2, Modifikationshinweis 2). Mit dem Angebot neu geschaffener Lebensräume können, bezogen auf den entsprechenden Anspruchstyp, zu große Distanzen überbrückt und Lücken in Ausbreitungskorridoren geschlossen werden.

Ähnlich wie bei der Charakterisierung von Funktionsräumen (s. Kapitel 6.2.16 bzw. Abb. 94, ‚Hotspots der Artenbiodiversität') können arten- bzw. artengruppenübergreifende ‚Aufsummierungen' der nachgewiesenen Arten für Klassifizierungen der Verbindungsräume herangezogen werden. Diese sind wiederum für die Zuordnung von Handlungsprioritäten (ergänzend zu dem auf Flächengrößen basierenden Ansatz) verwendbar (s.o.).

### 6.2.19 Ausbreitungswiderstände in Verbindungsräumen

Bisher wurden beim Aufbau des Netzwerkes nur die als flächige Barrieren aufzufassenden Bereiche (bebaute Flächen) berücksichtigt; sie verhindern die Bildung von Verbindungen (s. Kapitel 5.4.6 und 6.2.5). Ein weiterer Arbeitsschritt beinhaltet die Implementierung aller Flächen mit geringeren Ausbreitungswiderständen in die ermittelten Verbindungsräume. Dieser Schritt erfolgt deshalb erst ‚nachträglich', weil mit der Bildung des Lebensraumnetzwerkes bezweckt ist, neben dem Erfassen wichtiger bestehender Zusammenhänge auch Entwicklungsmöglichkeiten bzw. -erfordernisse in den überwiegend distanzbasiert erzeugten Verbindungsräumen aufzuzeigen (Nähers dazu in der Diskussion, Kapitel 7.1).

Die Implementierung der aktuellen Ausbreitungswiderstände der Landnutzung muss nicht durch einen Geoverarbeitungsschritt erfolgen, sondern es genügt zunächst die Hinterlegung der nach Ausbreitungswiderständen klassifizierten Landnutzung. In Abb. 96 sind die Trockenlebensraumkomplexe in Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 100 m (dunkelgrün) sowie die zusammengefassten Verbindungsräume auf Basis der Distanzklassen bis 1500 m (hellgrün) dargestellt. Die Ausbreitungswiderstände (AW) sind in Graustufen abgebildet (hell = geringer AW, hier Offenland, mittel = hoher AW, hier Wald, dunkel = absolute Barriere, hier Bebauung). Durch die transparent angelegten Funktions- und Verbindungsräume sind einerseits die Wald- und Offenlandanteile in den Lebensraumkomplexen als auch die verschieden starken Ausbreitungswiderstände in den Verbindungsräumen zu erkennen.

Da die Verhältnisse in jedem Verbindungsraum aufgrund der differenzierten aktuellen Landnutzung und standörtlicher Gegebenheiten unterschiedlich zu bewerten sind, können Interpretationen des gegenwärtigen Zustandes sowie entsprechende Entwicklungsmöglichkeiten nur für den jeweiligen betrachteten Verbindungsraum abgeleitet werden.

Dabei ist nicht nur der Verbindungsraum in seinen ‚GIS-technisch erzeugten Grenzen zu betrachten, sondern auch sein Umfeld. Eine Konkretisierung der Entwicklungsziele (Sicherung und Verbesserung des Verbundes zwischen den ‚engeren' Funktionsräumen) bis hin zur Bestimmung von Maßnahmenflächen ist aber nur sinnvoll, wenn in einem Gebiet tatsächlich Maßnahmen zum Biotopverbund verwirklicht werden sollen (zur weiteren Verfahrensweise s. Kapitel 7.1).

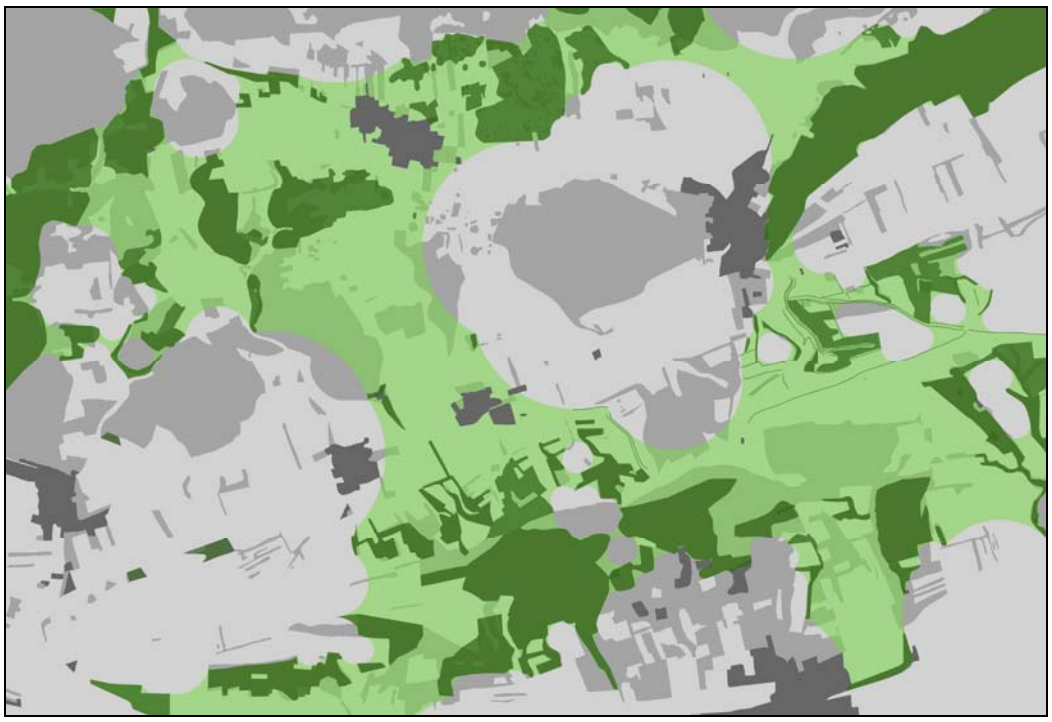


Abb. 96: Implementierung aktueller Ausbreitungswiderstände der Landnutzung
Ausschnitt (ca. 7x5 km) der Gipskarstlandschaft westlich Questenberg / Südharz
Erläuterungen s. Text

### 6.2.20 Bildung von zusammenfassenden Lebensraumnetzwerken

Die Bildung eines Lebensraumnetzwerkes wurde bisher anhand des Beispiels der Trockenlebensräume beschrieben und mit Abbildungen illustriert. Da damit nur ein (grob klassifizierter) Anspruchstyp abgedeckt wird und als Grundlage für umfassende Konzepte (z.B. Biotopverbundplanungen) die Erarbeitung weiterer Netzwerke und ihre Zusammenfassung erforderlich sind (vgl. Kapitel 5.4.2), wurden zur Demonstration dieses Schrittes für das Beispielgebiet (Sachsen-Anhalt) weitere Anspruchstypen bearbeitet und zu einem ‚Gesamtnetzwerk' zusammengeführt.

Nach dem gegenwärtigem Stand der Grundlagendaten (SBK, CIR-BNTK) war es möglich, zusätzlich zum erarbeiteten Netzwerk der Trockenlebensräume noch ein Netzwerk für die Feuchtlebensräume und ein Netzwerk für die naturschutzfachlich wertvollen Waldlebensräume (meist mittlere Standorte, Trocken- und Feuchtwälder aber integriert) beispielhaft aufzuzeigen; bei den naturschutzfachlich wertvollen Offenlandlebensräumen mittlerer Standorte sind die vorhandenen Daten nicht ausreichend bzw. repräsentativ (vgl. Kapitel 5.2.3 und 5.4.2). Dieser Typ wurde zwar trotzdem mit bearbeitet; das Netzwerk ist jedoch aufgrund der beschränkten Grundlagendaten wenig ausgedehnt und überlagert sich oft mit dem Netzwerk der naturschutzfachlich wertvollen Waldlebensräume, weil die gleichen Biotopkomplexe der selektiven Biotopkartierung zugrunde liegen (vgl. Abb. 57). In der Gesamtdarstellung (Abb. 97) wurden sie zu einem ‚Netzwerk der Lebensräume mittlerer Standorte' gebündelt, durch das aber dann überwiegend ein Verbundsystem der naturschutzfachlich wertvollen Waldlebensräume und ihrer Begleitbiotope repräsentiert wird.

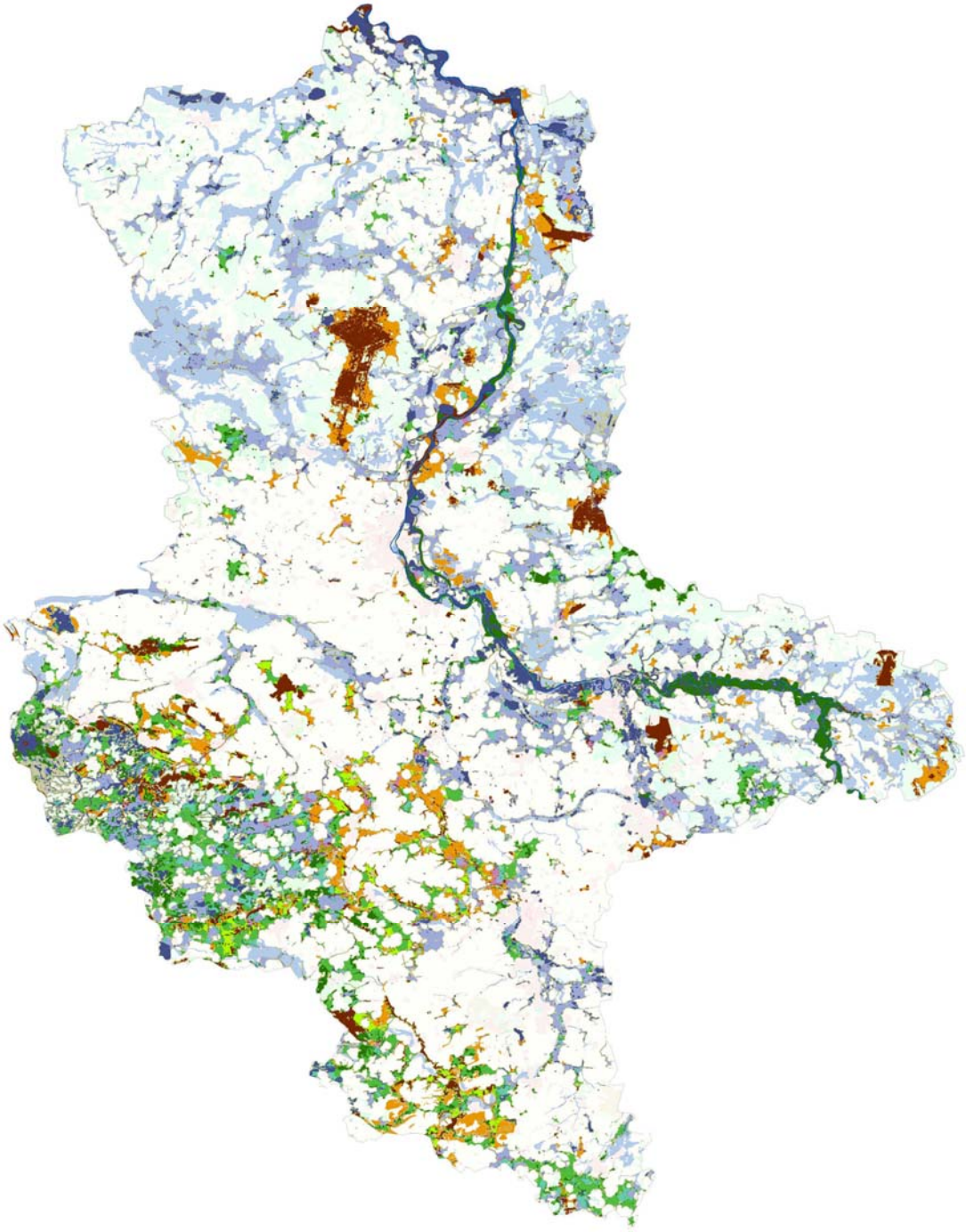



Abb. 97: Zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk (Sachsen-Anhalt)
Erläuterungen s. Text (CLC 2000 als Hintergrund)

Mit dieser aus Übersichts- und Effiziensgründen vereinfachten Bearbeitung und Darstellung wird ‚nur' das Prinzip eines zusammenfassenden Lebensraumnetzwerkes verdeutlicht, sie stellt nicht die fachlich empfohlene Vorgehensweise dar (s. dazu Kapitel 5.4); für jedes Teilnetzwerk müssen im Anwendungsfall einzeln die Datengrundlagen geprüft, zusammengestellt und evtl. ergänzt werden, um das Aufzeigen repräsentativer Systeme zu gewährleisten (Kapitel 6.2.2).

Die Zusammenführung zu einem ‚Gesamtnetzwerk' geschieht im GIS durch Überlagerung der Geometrien und Verknüpfung der Sachinformationen der Teilnetzwerke. Die bisher in einzelnen Dateien vorliegenden Stufen von Funktions- und Verbindungsräumen eines jeden Teilnetzwerkes sind zunächst in eine Datei zu integrieren. Dabei müssen sich überlagernde Polygone vermieden werden, d.h. mit den eigentlichen Biotopflächen (bzw. mit den Flächen einer niedrigen Stufe von Funktionsräumen) sollten nicht die Funktionsräume (der höheren Stufen), sondern alle Verbindungsräume vereinigt werden (Werkzeug „*merge*"). Die Feldbezeichnungen und Attributierungen der einzelnen Verbindungsraumstufen ist vor der Vereinigung so vorzunehmen, damit in der vereinigten Datei die Angabe zur Stufe (z.B. VR 250, VR 500 usw.) in einem Feld zusammengefasst wird. Auch die Flächen der eigentlichen Biotope müssen in diesem Feld identifizierbar sein (Felder vor der Vereinigung gleich benennen!).

Nachdem dies für alle erarbeiteten Teilnetzwerke durchgeführt wurde, werden diese zu einem ‚Gesamtnetzwerk' unter Mitnahme aller Attribute vereinigt (Werkzeug „*union*"). Mit den in der Ergebnisdatei enthaltenen aggregierten Informationen lässt sich das ‚Gesamtnetzwerk' für variable Anwendungsoptionen ökologisch interpretieren und grafisch darstellen. Beispielsweise können für jeden Verbindungsraum (oder für Teilbereiche) Aussagen dazu getroffen werden, für welchen Anspruchstyp der Raum im Verbund eine Bedeutung hat. Da alle Funktionsräume aus den Habitatflächen und verschiedenen Stufen von Verbindungsräumen bestehen, lassen sich selbst in der aggregierten Datei noch die verschiedenen Stufen von Funktionsräumen für jeden Anspruchstyp ‚zusammenstellen' und über Abfragen lassen sich z.B. wichtige ‚mulitfunktionale' Räume (Funktionsräume / Korridore für mehrere Anspruchstypen bzw. Komplexbewohner) herausarbeiten. Die Möglichkeiten der Weiterverwendung der aggregierten Datei sind deshalb so vielschichtig, weil es bei Vergabe von IDs für die Bestandteile letztlich auch denkbar ist, komplexe Informationsstrukturen von Datenbanken mit dem Netzwerk zu verknüpfen, mit denen sich dann beispielsweise Informationen zu den Artvorkommen (s. Kapitel 6.2.16 und 6.2.18) zuweisen lassen. Je nach Datenlage, Planungszielen und Kapazitäten können im Anwendungsfall dazu entsprechende Lösungen erarbeitet werden, die helfen, die ökologische Interpretation des ‚Gesamtnetzwerkes' zu verbessern und den tatsächlichen Möglichkeiten anzupassen. Die Vorbereitung einer diesbezüglichen Standardlösung ist nicht sinnvoll.

Für die Beispielabbildung eines zusammenfassenden Lebensraumnetzwerkes (Abb. 97) wurde eine einfache Verknüpfung der Informationen gewählt. Zusammengeführt wurden die o.g. drei Netzwerke ohne Unterscheidung von Stufen der Verbindungs- bzw. Funktionsräume (auf Basis der Distanzklassen bis 1000 m). Dadurch entstehen bereits mehrere Kombinationen, die die ökologische Differenzierung des Netzwerkes deutlich herausheben. Es tritt der ‚mulitfunktionale' Korridor entlang der Elbe mit Verbindungen bis ins Harzvorland, ins Havelland, in die Tangerniederung (Richtung Colbitz-Letzlinger Heide), in das Saalegebiet, zum Muldeunterlauf sowie zur Schwarzen Elster hervor. Besonders nördlich von Magdeburg sind an der Elbe auch Teilsysteme des Netzes der Trockenlebensräume beteiligt, während südlich von Magdeburg der Wechsel von (Au)Wäldern und Feuchtbiotopen aufgezeigt ist. Auffällig sind v.a. im Tiefland und in den Börden die niederungsgeprägten Bereiche des Netzwerkes (z.B. Drömling, Untere Havelaue, Großes Bruch/Bode, Niederungen im Stendaler Land, Lüchower Niederung/Dumme/Arendsee, Jeetze-Purnitz-System). Der Harz ist in seinem eher zentralen Bereich durch den dichten Wechsel von feuchtigkeitsgeprägt-

ten Bestandteilen (Bachtäler incl. Wasserscheiden der Oberläufe) und naturschutzfachlich wertvoller Wäldern (mittlerer Standorte) charakterisiert. In der Umrandung des Harzes sind die trockenwarmen Lebensräume (des Offenlandes) verstärkt am Aufbau des Netzwerkes beteiligt. Schwerpunkte dieser Lebensräume liegen im Unstrut- und Saalesystem, in den Harzvorländern bzw. in den Heidegebieten der (ehemaligen) Truppenübungsplätze (z.B. Colbitz-Letzlinger Heide, Altengrabower Heide, Klietzer Heide, Annaburger Heide).

Vor der Erarbeitung des Netzwerkes der Feuchtlebensräume wurde geprüft, ob sich Daten zu Flächen mit hohen Entwicklungspotenzial für eine Einbindung in den Algorithmus eignen (vgl. Kapitel 5.2.5 und 6.2.2). Am ehesten war dies für bestimmte abgegrenzte Einheiten der potenziellen natürlichen Vegetation (Bezugsmaßstab 1:50.000) denkbar; in Frage kommen die Areale der Waldgesellschaften grundwassernaher oder besonders staufeuchter Böden. Aufgrund des Generalisierungsgrades, der in mehreren Naturräumen zu großflächige Abgrenzungen bedingt, wurde der Überlegung aber nicht gefolgt. Statt dessen wurden diese Areale nachträglich eingeblendet bzw. hinterlegt (s. Diskussion zum Vergleich mit dem „Ökologischen Verbundsystem des Landes Sachsen Anhalt“, Kapitel 7.2.3).

## 6.3 Teil II - Zerschneidung - Entschneidung

### 6.3.1 Zweckbestimmung und Zusammenhang mit Teil I

Lineare, anthropogene Barrieren wie Straßen, Schienen oder Kanäle wurden im bisherigen Algorithmus von HABITAT-NET (Teil I) noch nicht berücksichtigt, weil die gebildeten Lebensraumnetzwerke als Bezugsräume notwendig sind, um anhand ihrer charakterisierten Funktions- und Verbindungsräume Aussagen zur Situation der ‚Habitatzerschneidung’ zu treffen und zielgerichtete Empfehlungen zur möglichen ‚Entschneidung’ im Landschaftsmaßstab abzugeben.

Die nachfolgenden Erläuterungen der Vorgehensweise beziehen sich allein auf die Arbeit mit den Daten zum Straßennetz. Ähnlich muss im Prinzip aber (unter Berücksichtigung der spezifischen Parameter und Datengrundlagen) mit den Informationen zum Schienennetz und zu den Kanälen und sonstigen ausgebauten Wasserstraßen verfahren werden. Es empfiehlt sich hierbei vorerst eine Anlehnung an die LIKI-Kriterien (LIKI 2006, vgl. Kapitel 5.4.7). Auf die summarische Wirkung verschiedener Verkehrsträger wird am Ende des zweiten Teils von HABITAT-NET eingegangen (Kapitel 6.3.11).

Den nachfolgenden Abbildungen und Erläuterungen liegt das Netzwerk der Feuchtlebensräume Sachsen-Anhalts zugrunde, welches mit Hilfe von HABITAT-NET (Teil I) als Beispiel erarbeitet wurde (s. auch Kapitel 6.2.20).

### 6.3.2 Aufbereiten von Daten zu ‚linearen‘ Barrieren/ Straßen

**Fachlicher Hintergrund:**
Die Schritte des nachfolgend erläuterten Analyse-, Planungs- bzw. Monitoringansatzes basieren auf einfachen Datenbank-gestützten Nachbarschaftsanalysen in Polygonsystemen. Deshalb werden die meist als Linien vorliegenden Geodaten zur Verkehrs- bzw. Straßeninfrastruktur durch Pufferung unter Mitnahme der attributierten Verkehrsmengen zunächst in linienartige Polygone umgewandelt. Eine Berücksichtigung der unterschiedlichen Breite von Straßen ist bei der Pufferung theoretisch möglich, aber nicht unbedingt zweckmäßig, weil die Daten zu Habitaten bzw. Landnutzungen, mit denen die Straßendaten kombiniert werden, nahezu immer aus geometrisch nicht kompatiblen Datensätzen stammen. Bei erzeugten breiten Verkehrswegen (z.B. Autobahn ca.

30 m) könnte es bei der nachfolgend vorgesehenen Überlagerung („Zerschneidung“) zur Löschung von größeren Habitatanteilen führen, die vom Verkehrsweg real nicht direkt betroffen sind. Deshalb wird die Pufferung mit einer relativ geringen Breite empfohlen (z.B. 3 m).

**Teilschritte:**

- Vorliegen sollten im günstigsten Fall Datensätze mit attributierten durchschnittlichen täglichen Verkehrsmengen (DTV). In der Regel handelt es sich bei diesen Daten um Liniendaten (Verkehrszählungen der Länder). Vor der Verwendung ist sicherzustellen, dass die Daten keine Mängel aufweisen. Dazu können keine abschließenden Hinweise gegeben werden, weil sich die Daten je nach Herkunft stark unterscheiden! Häufig sind jedoch Digitalisierungsfehler feststellbar. Es kann vorkommen, dass sich Liniensegmente aneinander reihen, die gleiche Verkehrsmengen aufweisen (topologisch: Verbindung erfolgt über so genannte „Pseudoknoten“). Deshalb wird als erster Schritt zur Verbesserung der Liniendaten die Anwendung des Werkzeugs „*dissolve*“ mit dem Attribut der Verkehrsmenge empfohlen; damit werden „Pseudoknoten“ aufgelöst. Außerdem bewirkt dieser Schritt meist eine starke Reduzierung der Datensätze, was sich auf die weitere Verarbeitung günstig auswirkt. Im Beispieldatensatz für das Land Sachsen-Anhalt wurden damit z.B. 37.000 Liniensegmente auf 2.500 reduziert.
  Dateibenennung: z.B. 00_STRA_dis
- Weiterhin können nicht geschlossene Linien oder doppelt bzw. sehr nah beieinander liegende Linien (u.a. mit unterschiedlichen Verkehrszahlen) auftreten, die in der weiteren Verarbeitung und Auswertung schwerwiegende Fehler verursachen. Die Datensätze müssen entsprechend überprüft und gegebenenfalls repariert werden. Automatischen Fehlerbeseitigungen (z.B. „*Topology-Clean*“-Funktionen diverser Programme und Erweiterungen) sollten enge Grenzen (Fuzzy-Toleranzen) gesetzt werden, weil es beim automatischen ‚Säubern‘ in unübersichtlichen Datenbeständen schnell zur Einarbeitung neuer Fehlerquellen kommt.
  Bei den Bereinigungen im Liniendatensatz muss neben den o.g. Mängelbeseitigungen unbedingt folgendes Problem gelöst werden: In den Daten kann es vorkommen, dass bei Abzweigungen und Kreuzungen (topologisch: „echte“ oder „reguläre“ Knoten) mehrere beteiligte Linien die gleichen Verkehrsmengen aufweisen. Es handelt sich hierbei in der Regel um Attributierungsfehler oder pauschale Zuweisungen (z.B. wenn es sich um wichtige, aber trotzdem nicht ‚gezählte‘ Straßen handelt). Diese Attribute können nachträglich nicht verbessert werden, da genauere Informationen zu den DTV nicht verfügbar sind. Für die weiteren Schritte im Algorithmus ist es wichtig, dass alle Knoten der Abzweigungen und Kreuzungen erkannt werden können; es ist daher sicher zu stellen, dass alle in den Knoten ankommenden Linien auch dort enden, selbst wenn gleiche Verkehrsmengen zusammenkommen (attributsbasierte Auflösung von „Pseudoknoten“, aber Beibehaltung „echter Knoten“). Dies gewährleisten die meisten „*Topology-Tools*“ der gängigen Programme. Z.B. ist dies bei der Anwendung der Funktion „*Clean Polyline Layer*“ des Geo Wizards der Edit Tools (Firma ET SpatialTechniques, Pretoria, South Africa) zur automatischen Fehlerkorrektur (Schließen von Lücken, Entfernen von Doppellinien) gegeben, das für diese Zwecke hier auch empfohlen werden kann.
  Dateibenennung: z.B. 01_STRA_clean
- Die Linien sind zu puffern (Einstellung Dissolve-Type: NONE, z.B. mit der Distanz 3 m, s.o.). Es ist sicherzustellen, dass die DTV-Attribute übertragen werden. In Knoten oder zwischen Segmenten mit unterschiedlicher DTV entstehen überlappende Polygone, was

aber in der weiteren Bearbeitung nicht zu Fehlern führt, sondern gezielt genutzt wird (s.u.).
Dateibenennung: z.B. 02_STRA_DTV_1

- Die letzte Ergebnisdatei ist zu kopieren.
  Dateibenennung: z.B. 03_STRA_DTV_2
- Jede der beiden Dateien erhält ein Feld mit einer eindeutigen Kennnummer (ID) für jede Fläche (einfachster Weg in ArcMap: Feld mit Feldtyp „*Long Integer*“ anlegen, *Calculate*: [FID]+1). Die Felder sind unterschiedlich zu benennen (z.B. ID_DTV1 und ID_DTV2)
- Beide Datensätze sind mit dem Werkzeug „*union*“ unter Mitnahme aller Attributsfelder zu vereinigen.
  Dateibenennung: z.B. 04_STRA_DTV_1_2_uni
- Anhand der beiden ID-Felder, die von den beiden Ausgangsdateien übernommen wurden, lassen sich sowohl Knoten an Kreuzungen und Abzweigen als auch Segmente erkennen, die mit unterschiedlichen Verkehrszahlen aufeinander treffen – die ID`s unterscheiden sich in diesen Fällen in den zwei Feldern.
  Es sind alle Polygone zu selektieren, in denen die ID_DTV1 ungleich (<>) der ID_DTV2 ist. Diese Flächen sind in eine neue Datei zu exportieren.
  Dateibenennung: z.B. 05_STRA_DTV_Knoten_sel
- Im Ergebnis sind alle räumlich verbundenen Flächen (durch „*union*“ sind in den Knoten sehr viele Teilflächen entstanden) mit dem Werkzeug „*dissolve*“ ohne Mitführung jeglicher Attribute zusammen zu führen (Einstellung „*No Multipart*“).
  Dateibenennung: z.B. 06_STRA_DTV_Knoten_dis
- Für die Schritte zum Finden von Prioritäten für die ‚Entschneidung‘ (s. Kapitel 6.3.4) wird ein Straßendatensatz mit Verkehrsmengenattributen ohne Knoten benötigt. Im Bereich von Kreuzungen und Abzweigungen werden aufgrund des überdurchschnittlichen Aufwandes und eines verminderten ökologischen Effektes in der Regel keine Maßnahmen (Schaffung von Querungsmöglichkeiten) geplant bzw. durchgeführt. Hinzu kommt, dass die Knotenbereiche bei der Datenbank-basierten Auswertung nach dem Schneiden von Lebensraumsystemen aufgrund der unterschiedlichen DTV immer zu Mehrfachdatensätzen führen, die die Analyse von Zerschneidungsabschnitten bzw. die Priorisierung von ‚Entschneidungsabschnitten‘ erschweren (Erläuterungen dazu im Kapitel 6.3.4).
  Die ermittelten Knoten (Datei „06_STRA_DTV_Knoten_dis“) sind mit einer geringen Distanz zu puffern, um zu gewährleisten, dass die Polygone der Knoten im nachfolgenden Schritt tatsächlich für eine Unterbrechung im Netz sorgen. Der Wert muss in jedem Fall unter der Pufferdistanz, die zum Puffern der Verkehrswege eingesetzt wurde (s.o., 3 m), liegen, um bei Überlagerungsschritten ungewollte Änderungen an benachbarten Abschnitten zu vermeiden.
  Dateibenennung: z.B. 07_STRA_DTV_Knoten_B_2 (2 für 2 m Pufferdistanz)
- Alle Datensätze der Ergebnisdatei müssen über ein gleiches Erkennungsattribut verfügen; das Feld dafür ist anzulegen.
  Feldbenennung: Feld „K_Knoten“ / Erkennungsattribut: 888
- Diese Datei der räumlich erweiterten Knoten ist mit der Datei „02_STRA_DTV_1“, die die Knotenabschnitte noch enthält (s.o.) durch Anwendung des Werkzeugs „*union*“ unter Mitnahme der Attributsfelder zu vereinigen. Es sind alle Datensätze zu selektieren, die im Feld „K_Knoten“ den Wert „0“ aufweisen. Diese beinhalten alle Streckenabschnitte (inkl. der Verkehrsmengen) außerhalb der Knoten und sind in eine neue Datei zu exportieren. (Alternative: Werkzeug „*erase*“ in ArcInfo oder in der Erweiterung EditTools zum Löschen der Knotenbereiche verwenden)
  Dateibenennung: z.B. 08_STRA_DTV_ohne_Knoten

- In Bereichen des Straßennetzes, in denen Knoten sehr dicht beieinander liegen (z.B. zwischen zwei eng benachbarten Kreuzungen oder in Anschlussstellen-Systemen) oder in Bereichen mit Fehlern in der Digitalisierung des Netzes (die durch die Pufferschritte übertragen werden) wird empfohlen, die dort entstehenden sehr kurzen Straßenabschnitte zu löschen. Beispielsweise wären bei der empfohlenen Pufferbreite für die Straßen von 3 m die quadratischen Teile von 36 m² als sehr kurz zu bezeichnen. Durch die Löschung sind keine falschen Ergebnisse im weiteren Algorithmus zu erwarten, weil die kurzen Abschnitte grundsätzlich in Bereichen liegen, die für die Analyse der Zerschneidung und die Ableitung von Prioritäten für die ‚Entschneidung' im hier betrachteten Maßstabsbereich keine Rolle spielen. Grundsätzlich soll mit der Löschung vermieden werden, dass in Folge der weiteren Schritte unplausible Ergebnisse entstehen (s.u. Suchabschnitte zur ‚Entschneidung').

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**

1) Für bestimmte kartografische Darstellungen kann es erforderlich sein, dass geschlossene Verkehrsnetze abgebildet werden müssen, die auch für die Knoten die Verkehrsmengen ausweisen. Zutreffend wäre die maximale Verkehrsmenge, die eine der beteiligten Straßen mit sich bringt, um den Knoten zu attributieren. Den nach den oben vollzogenen Schritten separierten Knoten, denen jetzt DTV-Attribute fehlen, kann die maximale Verkehrszahl der beteiligten Segmente durch nachfolgende erläuterte Vorgehensweise nachträglich wieder zugeordnet werden.

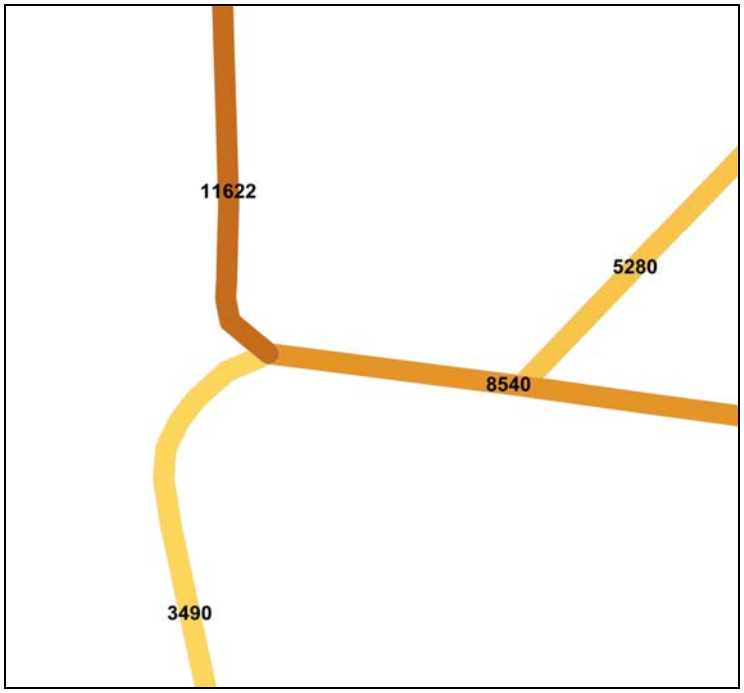



Abb. 98: Polygon-Netz (ohne Überlagerung in den Knoten) mit Verkehrsmengen (DTV)

**Teilschritte:**

- Es wird die ursprüngliche Liniendatei (00_STRA_dis) benötigt. Über eine räumliche Verbindung („*Spatial Join*" - *Join data from another layer based on spatial location*) und eine entsprechende Einstellung (*How do you want the attributes to be summarized*?: „*Maximum*") wird den Knotenflächen (Datei 06_STRA_DTV_Knoten_dis) die maximale DTV der beteiligten Straßen als Attribut in ein zuvor angelegtes Feld „DTV_max" zugeordnet. Weiterhin ist ein neues Feld (Benennung: K_Knoten) mit einem einheitlichen Attribut (z.B. 888) für alle Knotenflächen einzufügen.
  Dateibenennung: z.B. A_STRA_DTV_Knoten

- Die attributierten Knotenflächen müssen wieder in den Gesamtdatensatz eingefügt werden. Im ersten Schritt wird dazu die Datei „STRA_DTV_1“ herangezogen. Sie wird mit der Datei „A_STR_DTV_Knoten“ unter Mitführung aller Attribute vereinigt (Werkzeug „*union*“).
  Dateibenennung: z.B. B_STRA_DTV_Knoten_uni
- Im Ergebnis sind alle Flächen zu selektieren, die nicht als Knoten anzusprechen sind (Feld „Knoten“ mit Attribut „0“, s.o.) und in eine neue Datei zu exportieren.
  Dateibenennung: z.B. C_STRA_DTV_knotenfrei
- Dieses „Netz ohne Knoten“ (Datei C_STRA_DTV_knotenfrei, mit Attribut DTV für die Segmente) wird nun wiederum mit den Knoten (Datei „A_STR_DTV_Knoten“ mit Attribut DTV_max) unter Mitführung aller Attribute vereinigt (Werkzeug „*union*“).
  Dateibenennung: z.B. D_STRA_DTV_mit_Knoten
- Im Ergebnis ist ein neues Feld (Benennung: DTV_Z) anzulegen, in dem die Werte der Felder DTV und DTV_max summiert werden müssen. Da jeweils der Wert „0“ in den komplementären Feldern enthalten ist, führt der Schritt zu keiner ‚Summe‘, sondern er stellt nur eine Zusammenfassung (Z) der beiden Felder dar, die zu keiner Änderung der DTV-Werte führt!
  Anschließend können die Knoten und knotenfreien Segmente über die DTV-Werte des neuen Feldes „DTV_Z“ bei Bedarf noch verschmolzen werden (Werkzeug „*dissolve*“, Einstellung „*No Multiparts*“).
  Damit wurde ein aus Polygonen bestehendes Straßennetz hergestellt, in dem die Knoten jeweils die DTV-Werte der beteiligten Straße mit der größten DTV annehmen (s. Abb. 98)
  Dateibenennung: z.B. E_STRA_DTV

### 6.3.3 Ermittlung unzerschnittener Funktionsräume (UFR)

**Fachlicher Hintergrund:**
Mit diesem Schritt werden die vorbereiteten Daten zu den linearen Barrieren (hier Straßen) mit den im Teil I von HABITAT-NET erarbeiteten Lebensraumnetzwerken zusammengeführt (verschnitten). Es entstehen ‚unzerschnittene Funktionsräume‘.

**Unzerschnittene Funktionsräume (UFR) - Begriffserläuterung**
Teilräume von Lebensraumnetzwerken (‚Ökologischen Netzwerken‘), die durch Verkehrsinfrastruktur mit erheblicher Barrierewirkung begrenzt, aber selbst nicht durchschnitten sind, werden als unzerschnittene Funktionsräume (UFR) bezeichnet.
UFR können nur bezüglich bestimmter Anspruchstypen von Arten definiert werden. Zu beachten sind dabei mindestens die entsprechenden aktuellen und potenziellen Lebensräume in Verbindung mit der entsprechende Mobilitätsleistung des Anspruchstyps sowie die Stärke der Barriere bezogen auf den Anspruchstyp (anlagebedingte und/ oder betriebsbedingte Wirkungen).
Die einzelnen UFR lassen sich durch ihre unterschiedliche Ausstattung mit Habitatflächen und/ oder Arten charakterisieren. Bei sehr guter Informationsgrundlage könnten auch Größen bzw. Überlebenswahrscheinlichkeiten von Populationen geschätzt werden.
Die Arbeit mit UFR unterscheidet sich in einem wesentlichen Punkt von den bisher im Landschaftsmaßstab eingesetzten Methoden bzw. Indikatoren bezüglich der ‚Landschaftszerschneidung‘ (UZVR oder $M_{eff}$): Als Betrachtungsraum wird nicht die Gesamtlandschaft herangezogen, sondern zuvor als ‚funktionale Einheiten‘ bestimmte vorrangige Lebensraumsysteme von Artengruppen. Damit kann im Gegensatz zu den o.g. Ansätzen ein Indizieren ökologischer Zusammenhänge auf einem aggregierten Niveau gewährleistet werden.

Primärer Zweck der Bildung von UFR und nachfolgender Schritte ist das nach Intensitäten abgestufte Lokalisieren von Barrieren in Verbundsystemen auf überörtlichen Ebenen und damit auch die Kennzeichnung von besonders schutzwürdigen Räumen bzw. sanierungsbedürftigen Bereichen auf Basis der regelmäßig verfügbaren Informationen auf dieser Maßstabsebene. Durch das Verfahren können spezielle Metapopulationsmodelle oder Populationsgefährdungsanalysen (PVA, vgl. Kapitel 5.3.2) für einzelne Arten nicht ersetzt werden; es müssen jedoch keine Widersprüche zu diesen entstehen, sondern die Ergebnisse solcher weiter gehenden Analysen könnten, wenn sie denn einmal in Teilgebieten mit ‚besserer Datenlage' durchgeführt werden können, sogar in das Konzept der UFR eingebunden werden. Zur Implementierung von Informationen zu Artvorkommen s. Kapitel 6.3.8 bzw. Kapitel 6.2.16).

Hier wird aber vorerst eine Aussageschärfe angestrebt, die (nur) anhand von Habitatflächengrößen und -verteilungen sowie von Raumausdehnungen die fachlich vertretbare Eingrenzung von Handlungsprioritären zulässt und die damit als Grundlage für großräumige und artengruppenübergreifende ‚Entschneidungskonzepte' sowie für Monitoringprogramme zur Überwachung der Zerschneidungssituation geeignet sind.

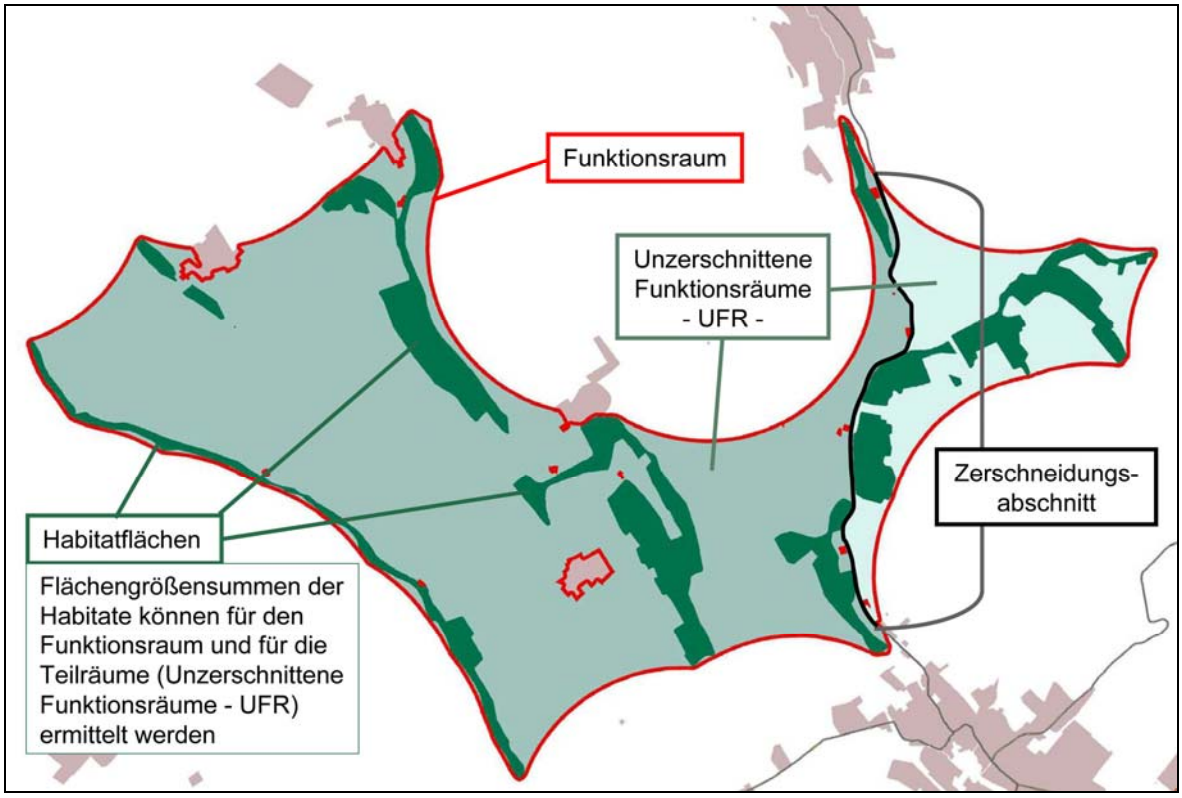



Abb. 99: Begriffe im Zusammenhang mit Unzerschnittenen Funktionsräumen (UFR)

Allerdings wäre bei einem sehr breiten, lebensraumtypenübergreifenden Ansatz nicht davon auszugehen, dass dann aufgezeigte Handlungsprioritäten gleichzeitig für alle relevanten Artengruppen gelten können. Deshalb ist zu fordern, dass für ein umfassendes Herangehen mindestens Analysen zu allen Systemen der Hauptlebensraumtypen (vgl. Kapitel 5.4.2, Tab. 12) erforderlich sind. Innerhalb eines solchen Typs müssten dann noch unterschiedliche Mobilitäten (Distanzklassen, s. Kapitel 5.4.3) und Barrierestärken (bei Straßen DTV, s. Kapitel 5.4.7) berücksichtigt werden, was nicht einfach zu operationalisieren ist, weil dadurch jeweils unterschiedlich ausgedehnte Bezugsräume gebildet werden würden. Als Vorgehensweise wird deshalb Folgendes empfohlen:
Das jeweilige detaillierte Lebensraumnetzwerk, in welchem die günstigsten Verbindungsräume in der Regel bereits auf Basis von Distanzklassen von 100 m oder 250 m aufgezeigt sind, wird an-

fangs nicht direkt für die Ermittlung der UFR als Bezugsräume für die nachfolgenden Analysen herangezogen. Die UFR müssen auf Basis einer Distanzklasse gebildet werden, die zwar das Aufzeigen bereits größerer überörtlicher Zusammenhänge ermöglicht (also bereits für eine größe Anzahl von Arten gilt), die aber auch noch das Eingrenzen von hinreichend genau lokalisierbaren Konfliktabschnitten (gleichzeitig Suchabschnitte für Querungshilfen) gewährleistet. Hinzu kommt noch, dass etwas großflächigere Raumbildungen dazu beitragen, kleinmaßstäbliche Kartendarstellungen besser lesbar zu machen. Somit kommt nur eine Distanzklasse des ‚unteren Mittelfeldes' (in Bezug auf die repräsentierten Artenzahlen) in Frage. Vorgeschlagen werden hier 1000 m bis 2000 m, im Bereich dieser Distanzklassen werden die genannten Anforderungen in den meisten Landschaftsteilen erfüllt. Die Festlegung dieser Distanzklasse entzieht sich einer exakten ökologischen Begründung, da sie nur den Einstieg für nachfolgende priorisierende Schritte bildet.

Die Funktionsräume des Lebensraumnetzwerks z.B. auf Basis der Distanzklasse bis 1000 m werden durch eine entsprechende Arrondierung (Pufferfolge) wiederum auf Basis der Distanzklasse bis 1000 m zu großflächigeren Funktionsräumen ausgeformt. Dieser Schritt wird durchgeführt, weil damit die dem fokussierten Anspruchstyp entsprechende volle Ausdehnung der Funktionsräume erreicht wird, die im gebildeten Lebensraumnetzwerk nicht enthalten ist, weil dort ein ‚Vorrangflächen-Verbundsystem' ausgeformt wurde (vgl. Kapitel 6.1.2). Diese großflächigeren Funktionsräume bilden die Geometrie, die mit dem Straßennetz (bzw. dem Netz des entsprechenden Verkehrsträgers) zusammengebracht (‚zerschnitten') wird. Es entstehen damit Teilräume, die (noch) unzerschnittenen Funktionsräume (UFR, s. Definition). Verkehrsstärken sind in diesem ersten Teilarbeitsschritt noch nicht abgestuft berücksichtigt. Es werden alle Straßen mit einer DTV ab 1000 KFZ/24h einbezogen (s. Kapitel 5.4.7).

Nach der Zerschneidung der Grundgeometrien der ‚vereinfachten' Funktionsräume wird für jeden entstandenen UFR die Summe der darin liegenden Habitatflächengrößen berechnet (s. dazu Modifikationshinweis 1). Danach kann über eine Klassifizierung der Summen der Habitatflächengrößen bezogen auf den entsprechenden UFR ein Gesamtbild der aktuellen Habitatzerschneidung auf Landschaftsebene visualisiert (abgestufte Farben/ Helligkeit) werden. Noch unzerschnittene Systemteile mit großen Habitatflächengrößensummen (als einfacher Ausdruck z.B. für bedeutende potenzielle Populationsgrößen bzw. eine erhöhte Überlebensfähigkeit von Populationen, s. Kapitel 5.4.1) sind bereits in Übersichtskarten deutlich erkennbar und können im GIS hinsichtlich der Habitatkonfiguration jederzeit genauer betrachtet werden. Sie sind ‚Kernräume' (nicht Kernflächen im Sinne von z.B. § 3 BNatSchG) in den Habitatnetzwerken mit herausragender Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität; dabei ist es fast gleichgültig, auf Basis welcher Distanzklasse sie entstanden sind – große Habitatflächensysteme sind immer von besonderer Bedeutung. Die Größen und Formen der einzelnen entstandenen UFR spielen in diesem Zusammenhang eine untergeordnete Rolle, weil die UFR je nach Größe der enthaltenen Habitatflächen sehr unterschiedliche Anteile an Verbindungsräumen besitzen können. Allerdings kann der Zugehörigkeit von UFR zu den zugrunde liegenden Funktionsräumen auch eine gewisse Bedeutung zugewiesen werden (s. Kapitel 6.3.4).

**Teilschritte:**

- Alle in den Teilschritten erzeugten Dateien sollten in einen neuen Ordner gespeichert und durchnummeriert werden.
- Zunächst werden die Funktionsräume des Lebensraumnetzwerkes einer festzulegenden Stufe (s.o.) durch eine Pufferfolge zu großflächigeren Funktionsräumen ausgeformt (hier auf Basis der Distanzklasse bis 1000 m).
  Dateibenennung: z.B. 00_UF_1000 (UF kurz für UFR)

- Da es mit dem ersten Teilschritt zur ‚Schließung' der bebauten Flächen gekommen ist, müssen diese wieder aus der Ergebnisdatei gelöscht werden (Beschreibung des Vorgehens s. z.B. im Kapitel 6.2.3). Der damit entstehende Datensatz bildet die zu ‚zerschneidende' Geometrie, die mit dem Straßennetz (bzw. dem Netz des entsprechenden Verkehrsträgers) zusammengebracht wird.
  Dateibenennung: z.B. 01_UF_1000_SR (SR für Siedlungsräume)
- Vor der ‚Zerschneidung' müssen für alle Funktionsräume die Attributsfelder ‚Funktionsraumgröße' (z.B. in Feld A_FR_1000), ‚Habitatflächengrößensumme' (für den gesamten zugrunde liegenden FR, z.B. in Feld AG_FR_1000, s. dazu Kapitel 6.2.15) berechnet sowie eine ID (z.B. in Feld ID_FR_1000) und ein Kennwert (z.B. in Feld K_FR_1000 = 1000) vergeben werden. Die ursprüngliche Funktionsraumgröße kann später Zusatzinformationen für die Ermittlung prioritärer Abschnitte zur ‚Entschneidung' liefern.
- Das Straßennetz muss als ‚Polygonnetz mit Knoten' (Datei 02_STRA_DTV_1, s.o.) vorliegen und die Verkehrsmengen (DTV) beinhalten (s. Kapitel 6.3.2). Auch in dieser Datei muss jede Fläche einen Kennwert besitzen (z.B. in Feld K_STRA = 888).
- Die Funktionsräume sind mit dem Straßennetz (Werkzeuge „*union*", s.o.) zu vereinigen.
  Dateibenennung: z.B. 02_UR_1000_STRA_uni
- Im Nachgang sind alle Flächen, die sich nicht mit den Straßen überlagern, zu selektieren ("K_STRA" = 0) und in eine neue Datei zu exportieren. (Alternative: Werkzeug „*erase*" in ArcInfo oder in der Erweiterung EditTools zum Löschen verwenden).
  Damit sind die ‚eigentlichen' UFR erarbeitet. Für jeden entstandenen UFR ist eine ID (ID_UR_1000) zu vergeben. Als übernommene Attributsfelder sind nur die Felder „AG_FR_1000", „ID_FR_1000" und „K_FR_1000" (s.o.) zu erhalten; andere sind zu löschen.
  Dateibenennung: z.B. 03_UR_1000_Z
- Die UFR sind anschließend mit den Habitaten, die als Attribut die Flächengrößen besitzen müssen, zu verschneiden (Werkzeug „*intersect*"). Durch diesen Schritt werden den IDs der UFR alle entsprechenden Habitatflächen(größen) zugeordnet (zu Problemen bzw. Varianten s. aber Modifikationshinweise).
  Dateibenennung: z.B. 04_UR_1000_int
- Auf Basis des Ergebnisses ist die Habitatflächengrößensumme bezogen auf jeden UFR zu berechnen (Summierung). Dies kann im GIS (Werkzeug „*statistics*"), in einer Datenbank oder in einem Tabellenkalkulationsprogramm (Kreuztabelle) vorgenommen werden (Feldbenennung: „HFGS" – Habitatflächengrößensumme). Das Ergebnis (Feld „HFGS") ist dann in die Datei der UFR zu integrieren (Verknüpfung über das Feld „ID_UR_1000" mit Werkzeug „*join*" und Export in eine neue Datei)
  Dateibenennung: z.B. 05_UR_1000_HFGS (Habitatflächengrößensumme)
- Durch die ‚Verschneidung' mit den Straßennetz (in Kombination mit den Siedlungsflächen) können UFR (‚Splitter') entstehen, die keine Habitate beinhalten und für das Ergebnis nicht relevant sind. Sollten diese durch entsprechende Einstellungen bei der Summierung der Habitatflächengrößen im GIS oder in einer Datenbank noch nicht ‚automatisch' entfernt worden sein, sind alle UFR mit der Habitatflächengrößensumme = 0 noch zu löschen.
- Die Ergebnisdatei dient für Auswertungen und Visualisierungen. Beispielsweise können die UFR nach den Habitatflächengrößensummen klassifiziert werden (s.o. bzw. Abb. 100).

**Mögliche Modifikationsansätze und -erfordernisse:**

**1)** Zu beachten ist, dass bei Verwendung von Daten aus den selektiven Biotopkartierungen der Länder sich die Habitatflächengrößen nicht direkt aus der Größe der kartierten Biotopkomplexe (Polygone) ergeben (s. Kapitel 5.2.3). Deshalb ist besonders darauf zu achten, dass trotz evtl. Änderungen der Geometrien bei der ‚Verschneidung' mit den UFR die im Vorfeld aus den Sachdaten der selektiven Biotopkartierungen ermittelten Flächengrößenangaben genutzt werden. Werden andere Daten für die Habitate zugrunde gelegt (bei denen die Geometrien den Habitatflächen direkt entsprechen), so ist nach ‚Verschneidung' mit den UFR eine Neuberechung der Habitatflächengrößen möglich und sinnvoll.

**2)** Bei Verwendung von Daten aus den selektiven Biotopkartierungen der Länder kann auch das Problem auftreten, dass die kartierten Komplexe aus verschiedenen z.T. weiter auseinander liegenden Teilflächen bestehen, aber Flächengrößenangaben (bzw. Anteile) der beteiligten Biotoptypen nur für den gesamten Komplex vorliegen. Werden dann diese Komplexe durch einen Verkehrsweg ‚getrennt', ist nicht zu ermitteln, welche Flächengrößensumme jeweils auf beiden Seiten des Verkehrsweges (in den UFR) vorzufinden ist. Diese Unsicherheit kann solange nicht behoben werden, wie die Grundlagendaten keine flächengenauen Angaben beinhalten bzw. Straßen nicht als Trennung zwischen zwei Komplexen angesehen werden.

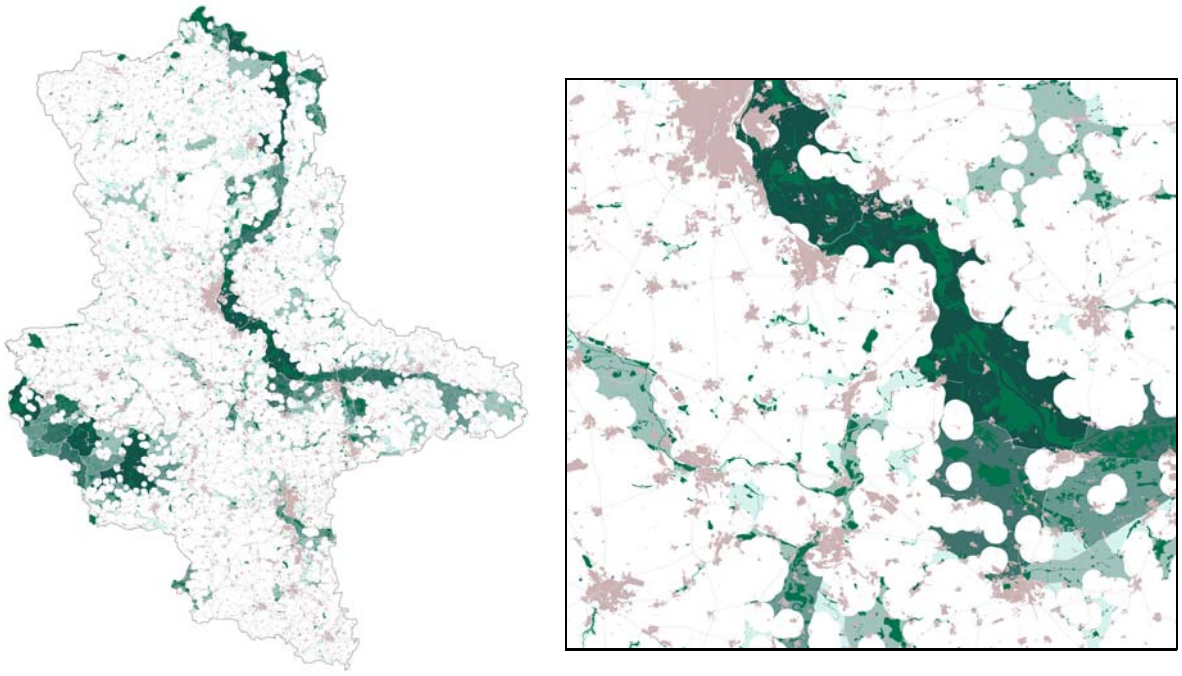


Abb. 100: Unzerschnittene Funktionsräume im Netzwerk der Feuchtlebensräume

Darstellung der UFR in 5 Klassen (bläulich):
dunkel: große Habitatflächengrößensummen, hell: kleine Habitatflächengrößensummen
grün: Lebensraumkomplexe, rötlich: Siedlungen

## 6.3.4 Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Flächengrößen)

**Fachlicher Hintergrund:**

Auf der Basis der bisher generierten Geometrien und Informationen lassen sich prioritäre Suchabschnitte für Maßnahmen zur Verminderung der Wirkungen linearer Barrieren (Unter- und Überführungsbauwerke) lokalisieren. Durch das Verschneiden der Funktionsräume mit den linienartigen Polygonen der Verkehrswege entstehen ‚Zerschneidungsabschnitte', denen durch ‚Nachbarschaftsanalysen' die Kennwerte (z.B. Habitatflächengrößensummen) der jeweils auf beiden Seiten

angrenzenden UFR zugeordnet werden können. Es wird dadurch möglich, die meist sehr große Menge von Zerschneidungsabschnitten in Klassen zu unterteilen, d.h. auch diejenigen Zerschneidungsabschnitte herauszustellen, die die stärkste zerschneidende Wirkung bezogen auf das gesamte fokussierte Lebensraumnetzwerk bzw. seiner wichtigen Teilräume haben. Diese stärkste zerschneidende Wirkung für das Gesamtnetz wird für Abschnitte postuliert, die durch beiderseits angrenzende UFR mit großen Habitatflächengrößensummen gekennzeichnet sind.

In diesem Zusammenhang wird nochmals betont, dass der hier zunächst erläuterte Ansatz nicht zu ‚Entschneidungsprioritäten' führt, die im Sinne einer Populationsgefährdungsanalyse (für einzelne Arten) gewonnen werden (s. LARCH, Kapitel 5.3.5). Es wurde nach einer Herangehensweise gesucht, mit der auf Basis der beschränkten Informationen zur Biodiversität auf Landschaftsebene plausible Vorschläge für eine nach Prioritäten abgestufte Untersuchung bzw. Sanierung (Durchlässigkeit) der Problemstellen in Lebensraumnetzwerken der überörtlichen Ebenen (landesweit, national, europäisch) möglich ist, ohne dass bestimmte Arten oder Artengruppen von vorn herein bevorzugt bzw. ausgeschlossen werden (integrativer Ansatz, vgl. Kapitel 5.4.3 und 5.4.5). Verknüpfungen mit artenbezogenen Ansätzen sind jedoch nicht ausgeschlossen bzw. sogar anzustreben (s. Kapitel 6.3.8). Der zunächst erläuterte Teilschritt dient allein zur Bestimmung der Bedeutung der Zerschneidungsabschnitte im überörtlichen Lebensraumnetzwerk, die anschließend im Rahmen weiterer Teilschritte mit zusätzlichen Kriterien verknüpft werden muss.

Da regelmäßig eine große Bandbreite von Kombinationen der an die Zerschneidungsabschnitte jeweils angrenzenden UFR (mit unterschiedlichen Habitatflächengrößensummen) auftritt, muss eine Regel der Abstufung der Zerschneidungswirkungen gefunden werden, die auf die Vielzahl von Möglichkeiten angewendet werden kann. Ein praktikabler Ansatz ist der **Fragmentation-Index**, der entwickelt wurde, um die Schwere der Zerschneidung von Habitatflächen grob zu quantifizieren (COST OFFICE 2006: 50 f.). Wird ein in sich als homogen betrachtetes Habitat (A) in zwei Teile (A1+A2) zerschnitten, kann postuliert werden, dass die Zerschneidungswirkung bei einer mittigen Zerschneidung (A1=A2) am stärksten ist. Diese Annahme beruht auf der einfachen Tatsache, dass die Überlebensfähigkeit grundsätzlich mit der Größe der Population steigt (vgl. Kapitel 5.4.1). Dieser Annahme wird der Vorrang gegenüber der Möglichkeit gegeben, dass bei einer mittigen Zerschneidung evtl. beiderseits überlebensfähige Populationen verbleiben könnten. Die Wirkung der Zerschneidung ist dagegen als sehr gering zu beurteilen, wenn die Zerschneidung weit am Rand erfolgt und nur ein kleiner Teil abgetrennt wird. Diese Beziehung kann durch die Formel **4xA1xA2/(A1+A2)** ausgedrückt werden. Der Faktor 4 wurde in die Formel aufgenommen, um im negativsten Fall der Zerschneidung (mittig) den Wert der Flächengröße der unzerschnittenen Ausgangsfläche zu erhalten [4xA1xA2/(A1+A2)=A1+A2]. In allen anderen Fällen liegt der Wert des Indexes jeweils unter der Summe der Teilflächen und ist außerdem abhängig vom Größenverhältnis der Teilflächen.

Der Fragmentation-Index wurde zwar zur Beurteilung der (Neu-)Zerschneidung von Habitatflächen konzipiert, er kann aber auf die Habitatflächengrößensummen-Paare der UFR übertragen werden. Dass beim Fragmentation-Index die Zerschneidungslänge nicht berücksichtigt wird, kann im hier modifiziert angewandten Fall vernachlässigt werden, weil über diesen Index vorerst nur die Bedeutung der Zerschneidungsabschnitte im überörtlichen Lebensraumnetzwerk festgestellt werden soll und sich die Anwendung nicht auf konkret zerschnittene Habitate (nur im Einzelfall), sondern auf Raumkonfigurationen mit Habitaten bezieht.

In Tab. 23 wird die Anwendung des Fragmentation-Indexes beispielhaft veranschaulicht. Jeder Zerschneidungsabschnitt erhält eine Kennnummer (ID FRAG). Gleiches geschieht für die jeweils an den Zerschneidungsabschnitt angrenzenden UFR (ID FR1 / ID FR2), denen die zugehörigen und im GIS ermittelten Habitatflächengrößensummen beigestellt werden (HABAREA FR1 = A1 /

HABAREA FR2 = A2). In der letzten Spalte wurde der Fragmentation-Index berechnet. Die Summe A1+A2 wurde als Nebeninformation aufgenommen.

Der Wert des Indexes bleibt relativ klein, wenn die kleinere Flächensumme relativ klein ist, selbst wenn die größere Flächensumme bereits stärker erhöht wird. Er reagiert aber bereits schneller, sobald die kleinere Flächensumme angehoben wird, wobei die größere Flächensumme auch gering abfallen kann (vgl. ID FRAG 1-4). Wird die kleinere Flächensumme stark angehoben, vergrößert sich der Wert des Indexes auch schnell (vgl. ID FRAG 4 -11). Das letzte (umgekehrte) Beispiel (ID FRAG 12) verdeutlicht noch einmal die Situation bei den ersten vier Beispielen (ID FRAG 1-4). Die größere Flächensumme kann extrem erhöht werden; wenn die kleinere Flächensumme dagegen relativ klein bleibt, orientiert sich der Wert des Indexes immer an der kleineren Flächensumme und verbleibt etwa auf dem gleichen Niveau (Vierfaches der kleineren Flächensumme). Genau dieses Verhalten des *Fragmentation*-Indexes ist Ziel führend, weil damit der ‚abgetrennte' Teil stark gewichtet wird bzw. eine Zerschneidung dann als wenig erheblich eingestuft wird, wenn nur kleine Flächen abgetrennt werden. Die Werte sind jedoch nicht spezifisch ‚ökologisch skaliert' (vgl. VOS et al. 2001), sondern ermöglichen nur ein einfaches ‚*Ranking*'.

Tab. 23: Beispiele zur Berechnung des *Fragmentation*-Indexes (s. Text)

Fragmentation-Index / Ausdruck für die Berechung in einer Access-Datenbank für das Beispiel:
4*[FT1.AH_FT_1000]*[FT2.AH_FT_1000]/([FT1.AH_FT_1000]+[FT2.AH_FT_1000])

| ID FRAG | ID FR1 | HABAREA FR1 (A1) | ID FR2 | HABAREA FR2 (A2) | A1+A2 | FRAG = 4xA1xA2/(A1+A2) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 37 | 20 | 52 | 200 | 220 | 72,727 |
| 2 | 38 | 22 | 53 | 195 | 217 | 79,078 |
| 3 | 39 | 20 | 54 | 400 | 420 | 76,190 |
| 4 | 40 | 20 | 55 | 4000 | 4020 | 79,602 |
| 5 | 41 | 50 | 56 | 4000 | 4050 | 197,531 |
| 6 | 42 | 100 | 57 | 4000 | 4100 | 390,244 |
| 7 | 43 | 200 | 58 | 4000 | 4200 | 761,905 |
| 8 | 44 | 2000 | 59 | 4000 | 6000 | 5333,333 |
| 9 | 45 | 3000 | 60 | 4000 | 7000 | 6857,143 |
| 10 | 46 | 4000 | 61 | 4000 | 8000 | 8000,000 |
| 11 | 47 | 40000 | 62 | 4000 | 44000 | 14545,455 |
| 12 | 48 | 40000 | 63 | 20 | 40020 | 79,960 |

Die Ableitung von Prioritäten der ‚Entschneidung' für den effektiven Aufbau z.B. landesweiter oder nationaler Korridore kann zusätzlich noch durch eine Berücksichtigung der Gesamtgröße der zugrunde liegenden Funktionsräume (die an vielen Stellen zerschnitten sein können) unterstützt werden. Je größer bzw. ausgedehnter der einem UFR zugrunde liegende, (oft korridorartig) ausgebildete Funktionsraum ist, umso größer ist auch die potenzielle Bedeutung des betrachteten UFR in einem aufzubauenden überörtlichen Verbund. Werden die UFR eines langen (großen) Korridors bevorzugt wieder funktional verknüpft, ist der Effekt für den überörtlichen Verbund auch größer. Diese Betrachtung trifft allerdings nur zu, wenn mehrere Teilräume wieder verbunden werden (können), also das ‚Entschneidungspotenzial' eines großen Funktionsraumes auch ausgenutzt wird. Voraussetzung für die Bearbeitung dieser Fragestellungen im GIS ist, dass die Information der Größe des zugrunde liegenden Funktionsraums (s. Kapitel 6.2.15) als Attribut nach der „Zerschneidung" erhalten bleibt.

**Teilschritte:**

- Aus der Datei (02_UR_1000_STRA_uni, s. Kapitel 6.3.3, Teilschritt 6) der mit dem Straßennetz vereinigten Funktionsräume sind alle Datensätze, in denen sich Funktionsräume

und Straßen überlagern, zu selektieren (Abfrage „K_FR_1000“ = 1000 AND „K_STRA“ = 888) und in eine neue Daten zu exportieren. Es handelt sich dabei um die so genannten ‚Zerschneidungsabschnitte‘ (s. Abb. 99).
Dateibenennung (vgl. oben): z.B. 06_ZA_1000_mit_Knoten

- Mit Hilfe der vorbereiteten Datei zu den ‚linearen‘ Barrieren sind die ‚Knoten‘ (s. Kapitel 6.3.2, Datei ‚07_STRA_DTV_Knoten_B_2‘) aus den Zerschneidungsabschnitten zu löschen (Werkzeug „*union*“, Verfahrensweise s.o.). Für die um die Knoten bereinigten Zerschneidungsabschnitte ist die Vergabe einer ID erforderlich (Feld ‚ID_ZA_1000‘)
  Dateibenennung: z.B. 07_ZA_1000_ohne_Knoten
- Für den nächsten Schritt wird das Skript „*SelByTheme.avx*“ (zur grundsätzlichen Funktionsweise s. Kapitel 6.2.5) benötigt. Es wird ermittelt, welche UFR sich jeweils beiderseits der Zerschneidungsabschnitte befinden.
  Als „*Target Theme*“ ist zu wählen: Datei der UFR
  (hier 05_UR_1000_HFGS)
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der Zerschneidungsabschnitte
  (hier 07_ZA_1000_ohne_Knoten)
- Im Auswahlbereich „*Produce*“ des Skriptes ist die Einstellung „*Count and List*“ vorzunehmen. Es werden die an die Zerschneidungsabschnitte angrenzenden UFR gezählt und die IDs dieser UFR in ein separates Feld geschrieben.
- Für die weitere Bearbeitung sind nur die Datensätze der Zerschneidungsabschnitte relevant, die im Feld „*NumTargets*“ den Wert größer als 1 aufweisen. Nur diese Zerschneidungsabschnitte besitzen eine trennende Wirkung. Als Resultat der ‚Verschneidung‘ zwischen Funktionsräumen und Straßen können aber an einen Zerschneidungsabschnitt mehrere UFR angrenzen (Beispiel s. Abb. 101). Diese Zerschneidungsabschnitte können so nicht weiter verarbeitet werden, weil sie eine flächenkonkrete Zuweisung von ‚Entschneidungsprioritäten‘ verhindern. Sie sind zu selektieren („*NumTargets*“ > 2) und in eine separate Datei zu exportieren. Gleichfalls muss der Großteil der Zerschneidungsabschnitte („*NumTargets*“ = 2) in eine separate Datei zu exportiert werden.
  Dateibenennung: z.B.
  08_ZA_1000_NumTargets_gr_2 und
  09_ZA_1000_NumTargets_2
- Die Zerschneidungsabschnitte mit mehr als zwei angrenzenden UFR müssen nochmals in einzelne Zerschneidungsabschnitte zerlegt werden. Dies geschieht mit einer einfachen Pufferfolge, die auf die Datei der Zerschneidungsabschnitte angewandt wird. Sind die Polygone der Verkehrswege beispielsweise 6 m breit (s. Kapitel 6.3.2), so ist ableitbar, dass die Bereiche der Zerschneidungsabschnitte, der auf Grenzen von Funktionsräumen verliefen, in jedem Fall schmaler sein müssen. Deshalb erfolgt zunächst ein negativer Puffer mit mindestens 2,99 m (Wert darf nicht größer sein als 3 m). Damit werden mit sehr großer Wahrscheinlichkeit alle entsprechenden Bereiche ‚aufgebrochen‘, die den Zerschneidungsabschnitt bisher in ‚offensichtliche‘ Teilabschnitte gegliedert haben. Im Anschluss ist noch ein positiver Puffer (2,99 m) erforderlich, der die neu separierten Zerschneidungsabschnitte wieder auf die Ausgangsbreite bringt. Die geometrischen Abweichungen, die durch dieses Vorgehen entstehen, sind marginal.
  Abschließend müssen für die entstandenen Zerschneidungsabschnitte IDs vergeben werden (Feld ‚ID_ZA_1000‘).
  Dateibenennung: (Ergebnis) z.B. 10_ZA_1000_gr_2_B (B für Buffer)

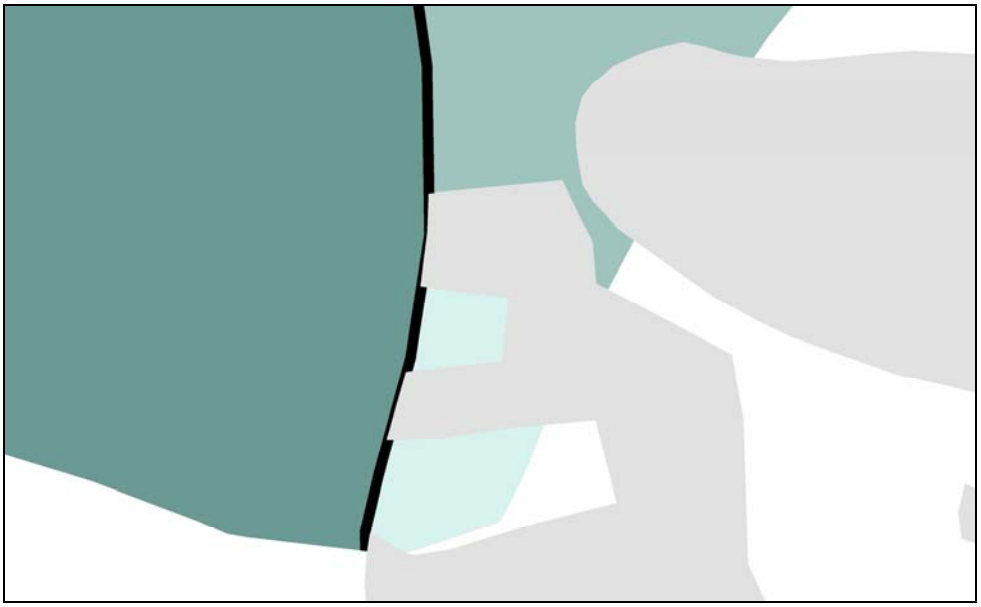


Abb. 101: Zerschneidungsabschnitt mit mehr als zwei angrenzenden UFR

Darstellung: UFR-Klassen nach Habitatflächengrößensummen (bläulich) analog Abb. 100;
Straße (schwarz) als Polygon und durch Bebauung (grau) in Teilbereichen in der Fläche reduziert
Der Fall tritt dann auf, wenn der Verkehrsweg den zugrunde liegenden Funktionsraum in mehreren Bereichen schneidet, er aber zwischen diesen Bereichen genau auf der Grenze des Funktionsraumes (hier begrenzt durch Bebauung) verläuft.

- Die Ergebnisdatei ist erneut zusammen mit den UFR in das Skript „*SelByTheme.avx*“ einzubinden (Auswahlbereich „*Produce*“ mit Einstellung „*Count and List*“) und zu verarbeiten.
  Als „*Target Theme*‘ ist zu wählen: Datei der UFR
  (hier 05_UR_1000_HFGS)
  Als „*Selector Theme*“ ist zu wählen: Datei der Zerschneidungsabschnitte
  (hier 10_ZA_1000_gr_2_B)
- Anschließend ist zu prüfen, ob noch Zerschneidungsabschnitte mit mehr als 2 angrenzenden UFR existieren. Diese sind möglicherweise auf Verarbeitungsfehler zurückzuführen oder lagen außerhalb der mit der Pufferfolge (s.o.) erreichbaren Toleranz. Sie sind manuell zu bereinigen (Auftrennen der Abschnitte oder Löschen extrem kleiner UFR). Anschließend ist eine wiederholte Bearbeitung mit dem Skript „*SelByTheme.avx*“ erforderlich.
- Aus der mit dem Skript erzeugten Datei sind schließlich die relevanten Zerschneidungsabschnitte („*NumTargets*“ = 2) zu exportieren (s.o.).
  Dateibenennung: (Ergebnis) z.B. 11_ZA_1000_+
- Diese Zerschneidungsabschnitte sind mit den am Anfang der Bearbeitung ausgeschiedenen Zerschneidungsabschnitte (mit 2 angrenzenden UFR) wieder zusammenzuführen. (Werkzeug „*merge*“)
  Dateibenennung: (Ergebnis) z.B. 12_ZA_1000
- Die im Ergebnis in einem Feld aufgeführten IDs der UFR (durch Leerzeichen getrennt) müssen für die weitere Bearbeitung in separate Felder geschrieben werden. Dazu wird das verbreitete Skript „*Split Fields*“ für ArcView (im Internet kostenlos verfügbar) genutzt.
  Die Liste im Feld „*TragetIDs*“ kann durch entsprechende Eingaben getrennt werden:
  *Separator charakter:* Leerzeichen (Komma überschreiben mit Leerfeld)
  *No. of output fields*: Anzahl der benötigten Felder muss eingetragen werden (2 als max. Zahl der UFR)
  *Output fieldname*: UFR

- Die Ergebnistabelle wird in eine Datenbank (z.B. Access) exportiert. Ebenso muss die Tabelle aus der Datei der UFR (Datei „05_UR_1000_HFGS“, mit den Habitatflächengrößensummen) und die Tabelle aus der Datei der Zerschneidungsabschnitte (Datei „12_ZA_1000“, Angaben zu den Verkehrsstärken sollten für weiterführende Auswertungen integriert bleiben) in die Datenbank aufgenommen werden.
- In der Datenbank sind zunächst allen Zerschneidungsabschnitten (Verknüpfung über ihre IDs) die entsprechend angrenzenden UFR mit ihren Habitatflächengrößensummen zuzuordnen. Danach wird der *Fragmentation-Index* als Ausdruck (s. unter Beschriftung der Tab. 23) integriert und berechnet.
- Die Ergebnistabelle wird mit der Datei der Zerschneidungsabschnitte im GIS verknüpft (Werkzeug „*join*“) und in eine neue Datei exportiert.
  Dateibenennung: (Ergebnis) z.B. 13_ZA_1000_UFR
- Schließlich können damit kombinierte Ergebnisdarstellungen vorgenommen werden. Die bezüglich der Prioritäten zur ‚Entschneidung‘ klassifizierten Zerschneidungsabschnitte werden zusammen mit klassifizierten UFR visualisiert (s. Abb. 102).

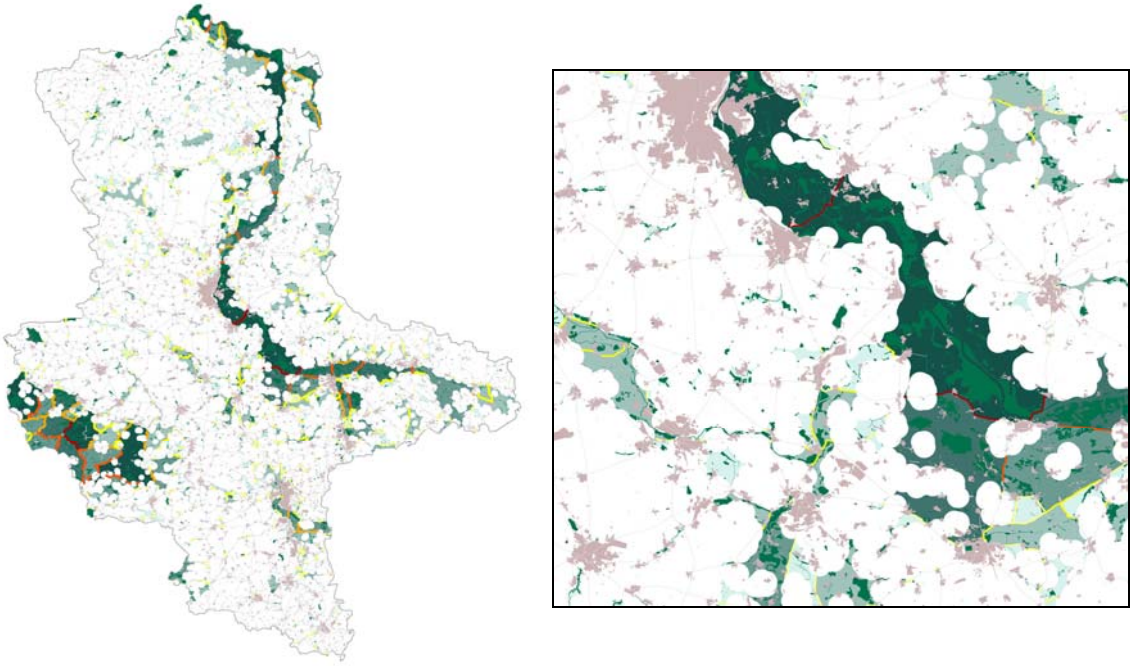


Abb. 102: UFR und Prioritäten der ‚Entschneidung‘ (jeweils 5 Klassen)

Darstellung der UFR in 5 Klassen (bläulich):
dunkel: große Habitatflächengrößensummen, hell: kleine Habitatflächengrößensummen
außerdem: grün: Lebensraumkomplexe, rötlich: Siedlungen
Darstellung der Zerschneidungsabschnitte nach Prioritäten zur ‚Entschneidung‘ in 5 Klassen (gelb bis rot)
hellgelb: geringe Priorität, dunkelrot: hohe Priorität

### 6.3.5 Stufenübergreifende Priorisierung von ‚Entschneidungsabschnitten‘

Die bisher beschriebene Vorgehensweise zur Suche prioritärer Abschnitte zur ‚Entschneidung‘ auf Basis von Flächengrößen stellt im Wesentlichen eine Möglichkeit dar, die Bereiche mit der stärksten zerschneidenden Wirkung in Bezug auf das überörtliche Gesamtnetz zu lokalisieren (vgl. ‚Fachlicher Hintergrund‘ in Kapitel 6.3.4). Wird die grundsätzliche Vorgehensweise für mehrere (v.a. niedrigere) Stufen der Funktionsräume wiederholt, ergeben sich für jede Stufe abgewandelte Prioritäten. Werden dann die Ränge der Prioritäten miteinander verknüpft (z.B. auf Ebenen von

Klassen), so lassen sich die ‚Entschneidungsabschnitte' finden, die sowohl für die Sanierung des überörtlichen Netzes als auch für die Verbesserung eher lokaler bis regionaler Funktionen prioritär sind. Letztere Abschnitte liegen in Bereichen mit eng beieinander liegenden Habitaten, die zusammen noch viel Habitatfläche aufweisen. Hier kann regelmäßig für viele Tierarten (auch für die mit eher niedriger Mobilität) von erheblichen lokalen zerschneidenden Wirkungen ausgegangen werden (ergänzend s. Erläuterungen in Kapitel 6.3.8).

Für die Prioritätenbildung wird grundsätzlich eine Fassung in Prioritätsklassen vorgeschlagen (s. Abb. 102), weil die Aussageschärfe der im Regelfall nutzbaren Daten nicht ausreicht, um abzuleiten, dass z.B. der Platz 3 in der Prioritätenliste tatsächlich bedeutsamer ist als der Platz 4. Zur Prioritätensetzung innerhalb der Klassen können zusätzliche Kriterien wie z.B. Klassen von Verkehrsstärken (bzw. vereinfacht die Straßenkategorien) eingesetzt werden. Dies ist weiterführend, da bisher alle Straßen ab 1000 KFZ/24h ohne Differenzierung in die Analyse eingeflossen sind (vgl. Kapitel 5.4.7), aber trotz erheblicher Unsicherheiten bei der Quantifizierung der Barrierewirkung davon ausgegangen werden kann, dass (sehr) stark frequentierte Trassen auch die größte Barrierewirkung aufweisen.

Dass die Klassen der Prioritäten (gebildet unter Abwandlung des *Fragmentation*-Index) bereits frühzeitig mit den Klassen der Verkehrsstärken über eine Matrix zu aggregierten Prioritäten zusammengefasst werden (wie beispielhaft in Tab. 24 dargestellt), wäre theoretisch durchführbar, wird deshalb nicht favorisiert, weil die Mehrzahl der betroffenen Tierarten (Ansatz: Gesamtartenbiodiversität) bereits ab 1000 KFZ/24h stark beeinträchtigt ist (z.B. auch durch den Straßenkörper).

Tab. 24: Matrix für die Verknüpfung mit dem Zusatzkriterium Verkehrsstärke (Beispiel)
Ergebnis: aggregierte Prioritäten
niedriger Wert: niedrige aggierte Priorität, hoher Wert: hohe aggierte Priorität

| ⇓ Klassen Prioritäten nach Fragmentation-Index / Klassen Verkehrsstärke ⇒ | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** |
| **1** | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 |
| **2** | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 |
| **3** | 2 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 |
| **4** | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 |
| **5** | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 |
| **6** | 3 | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 |
| **7** | 4 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 | 8 |
| **8** | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 | 8 | 9 |
| **9** | 5 | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 | 8 | 9 | 9 |
| **10** | 5 | 6 | 6 | 7 | 7 | 8 | 8 | 9 | 9 | 10 |

### 6.3.6 Suche potenzieller Standortbereiche für Querungshilfen

Ausgehend von der erarbeiteten Prioritätenabstufung der Zerschneidungsabschnitte (überörtliche Bedeutung), die aufgrund der Ausdehnung der zugrunde gelegten Funktionsräume relativ lang sein können, ist durch den Rückgriff auf die niedrigeren Funktionsraumstufen des untersuchten Lebensraumnetzwerks eine Einengung der Suche für potenzielle Querungsbauwerke in den ausgewählten Zerschneidungsabschnitten mit höchster Priorität möglich. Die Funktionsräume der niedrigeren Stufen des Lebensraumnetzwerks beinhalten weniger ausgedehnte Verbindungsräume, die an den Schnittstellen mit den Verkehrstrassen die potenziell ‚günstigsten' Querungsbereiche darstellen (s. Abb. 103).

Die Einengung der Suche für potenzielle Querungsbauwerke in Zerschneidungsabschnitten erfolgt stufenweise, d.h. durch Abfragen im GIS wird zunächst analysiert, ob Verbindungsräume der niedrigsten Funktionsraumstufe (z.B. Basis-Distanzklasse 100 m) die jeweilige Trasse queren. Ist dies der Fall, wäre(n) ein oder mehrere Bereich(e) für Querungsbauwerke gefunden. Das gelingt dann nicht, wenn die Habitate beidseits der Trasse weiter auseinander liegen. Dann erfolgt die Abfrage für die nächste Funktionsraumstufe (z.B. Basis-Distanzklasse 250 m) fortlaufend, bis eine mögliche ‚Entschneidungsstelle' bestimmt werden kann. Als zweckmäßig erweist sich in vielen Fällen grundsätzlich die zusammenfassende Abfrage nach den Verbindungsräumen der 2-3 niedrigsten Funktionsraumstufen, weil dann auch potenziell weniger ‚günstige' Alternativen erkannt werden, die vor Ort mit geprüft werden können und müssen (s. auch nachfolgend).

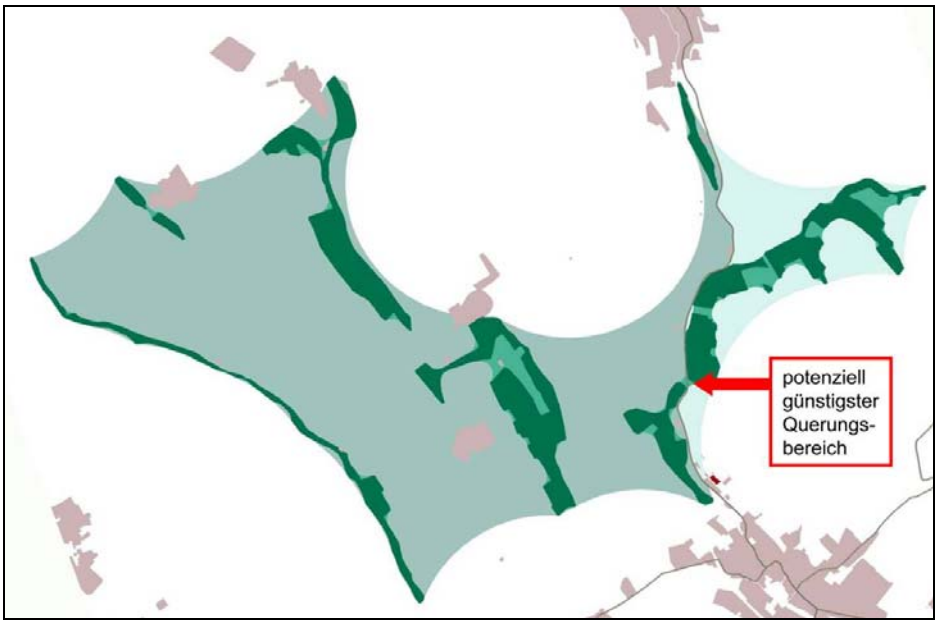



Abb. 103: Suche potenzieller Standortbereiche für Querungshilfen - Beispiel
(sonstige Darstellungen vgl. Abb. 99)

### 6.3.7 Berücksichtigung bestehender Querungsmöglichkeiten

Für die Abgrenzung von UFR und auch bei der Suche nach potenziellen Standortbereichen für Querungshilfen (s.o.) stellt sich die Frage, wie bestehende (mehr oder weniger punktuelle) potenzielle Querungsmöglichkeiten in der Bearbeitung berücksichtigt werden sollen. Eine Rolle spielen dabei insbesondere Tunnel, Talbrücken und wenig frequentierte Verkehrswege (z.B. Wald- und Feldwege) sowie spezielle Grünbrücken und Durchlässe, die zur Wiedervernetzung von Lebensräumen bereits gebaut wurden.

Für die **Ermittlung der UFR** in ihrer grundsätzlichen Abgrenzung wird vorgeschlagen, potenzielle (punktuelle) Querungsmöglichkeiten erst einmal nicht zu berücksichtigten, weil einzelne Querungsmöglichkeiten, selbst wenn sie an gut gewählten Stellen für einen bestimmten (besonders schutzrelevanten) Teil der Arten die Zerschneidungswirkung mindern, nicht grundsätzlich die trennenden Wirkungen im gesamten Verlauf des Verkehrsträgers aufheben können. Ausnahmen bilden sehr lange Tunnel oder sehr große Talbrücken in strategisch günstigen Bereichen, die einen großen Anteil des ausgewiesenen Zerschneidungsabschnittes bereits durchlässig machen (Vorschlag: in Anlehnung an die LIKI-Kriterien mind. 1 km Länge).

Mit einem zweiten Schritt muss aber ermöglicht werden, dass sich positive Wirkungen bestehender bzw. noch zu schaffender Querungsmöglichkeiten im Gesamtbild niederschlagen können. Voraus-

setzung dafür ist, dass entsprechende Informationen zur Wirkung der Querungsmöglichkeit für plausible Einschätzungen überhaupt zur Verfügung stehen. Aktuell sind Informationen zur Lage von Querungsmöglichkeiten und zu weiteren Parametern (z.B. Maße, Befestigung, Einbindung) nur sehr eingeschränkt verfügbar; die DLM enthalten diese Daten nur teilweise und entsprechende Informationssysteme bei den Straßenbauverwaltungen befinden sich erst im Aufbau. Aus diesem Grund ist es auch nur begrenzt möglich, Informationen bereits bei der Bildung der UFR einfließen zu lassen.

Wenn (bei verbesserter Datenqualität) aufgrund der Lage im Netzwerk und sonstiger Parameter (s.o.) einzuschätzen ist, dass die jeweiligen potenziellen Querungsmöglichkeiten bzw. -hilfen an den erforderlichen Stellen im Netzwerk effizient sind, besteht die Möglichkeit, ein modifiziertes Bild der Zerschneidungssituation zu generieren. Indem die jeweils beteiligten UFR im GIS ‚verschmolzen' werden, entstehen neue bzw. (hinsichtlich der Wirkungen der Verkehrsinfrastruktur) ‚entschnittene' UFR, die dann mehr Habitatfläche integrieren. Wichtig ist, dass dafür nicht alle potenziellen Querungsmöglichkeiten ‚irgendwo' im Zerschneidungsabschnitt herangezogen werden, sondern nur die, die dafür sorgen können, dass entsprechende räumlich-funktionale Beziehungen für den fokussierten Anspruchstyp tatsächlich bewahrt bleiben bzw. wieder ermöglicht werden. Dies dürfte regelmäßig in den o.g. engeren Suchabschnitten der Fall sein. Damit wird noch einmal klar, dass mit der Vorgehensweise nicht auf eine ‚Entschneidung' hinsichtlich aller trennenden Wirkungen der Verkehrsinfrastruktur fokussiert wird, sondern mit dem Ansatz eine systematische Analyse sowie eine Bilanzierung der Sanierung der wichtigsten Zerschneidungsbereiche ermöglicht wird (s. Ansatz zum Monitoring, Kapitel 6.3.9).

Bei der **Suche nach potenziellen Standortbereichen für Querungshilfen** müssen jedoch alle verfügbaren Informationen zu bestehenden potenziellen Querungsmöglichkeiten herangezogen werden, um sicher zu gehen, dass in den Bereichen nicht bereits eine (Teil-)Durchlässigkeit besteht. Prüfungen vor Ort werden dabei in vielen Fällen nicht zu umgehen sein, solange nicht eine ausreichende Informationsbasis (Datenbanksystem mit GIS-Kopplung, ATKIS-kompatibel) existiert. Das gilt insbesondere, wenn für ein großräumiges Gesamtkonzept (z.B. für ein Bundesland bzw. Deutschland) vorausgewählte Zerschneidungsabschnitte mit prioritärem Sanierungsbedarf (s.o.) ermittelt wurden. Sofern die entsprechend aufbereiteten Daten vorliegen, ließe sich der Aufwand des Abprüfens erheblich reduzieren. Sollten Fälle augenscheinlich werden, in denen bereits eine ausreichende Durchlässigkeit in den relevanten Abschnitten des Netzwerks festgestellt werden kann (z.B. installierte Grünbrücken, große Talbrücken, Tunnel), würden diese Suchabschnitte aus der Prioritätenliste fallen bzw. andere nachrücken (s. Ansatz zum Monitoring, Kapitel 6.3.9).

### 6.3.8 Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' (Basis Artvorkommen)

Der in Kapitel 6.3.4 (Prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' - Basis Flächengrößen) beschriebene Ansatz der Bewertung der Zerschneidungswirkung (bezogen auf das Gesamthabitatnetzwerk) kann nicht mit einer artspezifischen Bewertung der Gefährdung (Zerschneidung und Fragmentierung z.B. in Verbindung mit einer spezifischen Berücksichtigung von Minimalareal und Überlebensfähigkeit von Wert gebenden Arten) gleichgesetzt werden, weil für diese eine andere Informationsbasis vorhanden sein muss. Die Methode (bzw. ihre Abwandlungen, s. Kapitel 6.3.5) sollte insbesondere zum Einsatz kommen, wenn keine repräsentativen Angaben zum Vorkommen von relevanten Arten bzw. von Zielarten aus den Gruppen der entsprechenden Anspruchstypen vorliegen, wie es gegenwärtig in der Regel der Fall ist (vgl. Kapitel 5.2.4 und 5.4.1).

Langfristiges Ziel wäre eine stärker an Zielartengruppen orientierte Suche nach prioritären Abschnitten für die ‚Entschneidung' bzw. eine Prüfung, zu welchem Grad der hier beschriebene An-

satz die Forderungen aus artenbezogenen Ansätzen abdeckt. Es sollte jedoch an dem Anspruch festgehalten werden, Maßnahmen zur ‚Entschneidung' nicht nur für wenige Arten zu ‚planen', sondern integrierende Lösungen zu fördern, da sonst keine tatsächliche Prioritätensuche stattgefunden hat.

Für den Fall, dass beiderseits eines Zerschneidungsabschnittes UFR mit großen Habitatflächengrößensummen (stellvertretend für Populationsgrößen) vorzufinden sind, erscheint aus populationsökologischer Sicht die Frage berechtigt, ob eine ‚Entschneidung' in diesen Abschnitten evtl. weniger wichtig ist, als die in Abschnitten, die UFR mit weniger Habitatflächengrößensummen trennen. Es könnten in einem UFR mit z.B. 10 km² Habitatflächengrößesumme die meisten dem Typ zuzuordnenden Arten (unter der Voraussetzung der entsprechenden Habitatqualität) stabile Populationen aufbauen; dieser UFR muss evtl. nicht vordringlich mit dem benachbarten UFR mit 10 km² Habitatflächengrößesumme funktional verbunden werden wie zwei UFR mit weitaus geringeren Habitatflächengrößensummen. Für den Großteil der Arten (Wirbellose, kleine Wirbeltiere, vgl. Kapitel 5.4.5) können bei guter Habitatqualität UFR mit Habitatflächengrößensummen von 1-2(5) km² für ausreichend erachtet werden, weil sie bei diesem Lebensraumangebot überlebensfähige Populationen besitzen bzw. aufbauen können.

Ein prioritärer ‚Entschneidungsabschnitt' nach einem integrativen Ansatz wäre dann der, bei dem relativ viele schutzbedürftige, von Zerschneidung betroffene (Ziel)Arten (unterschiedlicher Ausbreitungsfähigkeit) durch einen Verkehrsweg in ihrem Fortbestand gefährdet sind. Wenn auf diese Art prioritäre ‚Entschneidungsabschnitte' lokalisiert werden sollen, dann sind diese für eine repräsentative Artenauswahl (d.h. größeren Umfangs) auf Basis von populationsbiologischen Analysen (PVA / mvp-Ansatz) für das gesamte überörtliche Netzwerk kritische Zerschneidungsabschnitte bzw. UFR zu ermitteln. Zu erwarten wären damit prioritäre ‚Entschneidungsabschnitte' auch in vielen kleinen Gebieten, die durch eine entsprechend gefährdete Artenausstattung gekennzeichnet sind. Diese Vorgehensweise wäre aus wissenschaftlicher Sicht gut begründet (obwohl auch zum mvp-Konzept größere Unsicherheiten bestehen, vgl. z.B. HOVESTADT et al. 1991: 88 ff., KENTNER & STREIT 1993, REMMERT 1994: 128, SIMBERLOFF 1994, PRIMACK 1995: 350 ff., HILKER 2001), es ist jedoch nicht realistisch, dass die Durchführung derartig aufwändiger Untersuchungen auf überörtlicher Ebene in absehbarer Zeit gelingen kann (vgl. Inhalte der Kapitel 5.2.4 und 5.3.2).

Es stellt sich deshalb die Frage, wie prioritäre Suchabschnitte zur ‚Entschneidung' trotzdem auf Basis von Artvorkommen (für einen größeren Ausschnitt der Artenvielfalt) lokalisiert werden können. Der einzige, nach den hier angestellten Analysen und Grundüberlegungen (insbesondere Kapitel 5) aktuell zweckmäßige Ansatz ist, überhaupt zu versuchen, möglichst viele repräsentative Daten zum Vorkommen entsprechender Arten einzubeziehen. Aufbauend auf die Charakterisierung von Funktions- bzw. Verbindungsräumen auf Basis von Artvorkommen (vgl. Kapitel 6.2.16 und 6.2.18) besteht grundsätzlich die Möglichkeit, die Zerschneidungsabschnitte zu ermitteln, die in die Funktionsräume mit den ‚reichsten' Artenvorkommen (‚Hotspots der Artenbiodiversität', Fokus: lebensraumtypische Arten) eingreifen. Je ‚reicher' dann der Funktionsraum und je kleiner die durch ihn vereinigte Habitatflächengrößensumme ist, um so wahrscheinlicher ist es, dass Populationen (auch) durch die Zerschneidung gefährdet sind (evtl. können noch Verkehrsstärken berücksichtigt werden). Hier wären dann die prioritären ‚Entschneidungsabschnitte' zu finden. Für die Analysen müssten mehrere Stufen von Funktionsräumen, gekoppelt mit den entsprechenden Arten, herangezogen werden (s. Kapitel 6.2.16).

Dieser Ansatz kann durchaus mit der Vorgehensweise zur Suche von prioritären ‚Entschneidungsabschnitten' auf der Basis von Flächengrößen (s. Kapitel 6.3.4 und Kapitel 6.3.5) kombiniert werden (zu Schwierigkeiten s.u.). Für ein umfassendes ‚Entschneidungskonzept' auf der überörtlichen Ebene bietet sich folgendes abgestuftes Vorgehen an:

**1)** Die einzelnen Lebensraumnetzwerke sind separat zu bearbeiten. Aktuell ist dies für Trockenlebensräume, Feuchtlebensräume, naturschutzfachlich besonders bedeutsame Wälder (eingeschränkt) und für die Lebensräume für größere Säugetierarten möglich (vgl. Kapitel 6.2.20 und 6.3.10).
**2)** Innerhalb eines Lebensraumnetzwerkes werden zunächst die ‚Entschneidungsabschnitte' von (stark frequentierten) Verkehrswegen ermittelt (Priorisierung anhand Habitatflächengrößensummen nach Kapitel 6.3.4, wenn möglich nach Artvorkommen s. Kapitel 6.3.8), die wichtige ‚engere' Funktionsräume (z.B. auf Basis der Distanzklasse von 100 oder 250 m) beeinträchtigen. Damit werden (naturgeprägte) Gebiete erkannt, die bereits aus lokaler bis regionaler Sicht als die bedeutendsten definiert werden müssen.
**3)** Danach wird analysiert (Priorisierung wiederum anhand von Habitatflächengrößensummen und wenn möglich nach Artvorkommen), welche ‚Entschneidungsabschnitte' auch aus überörtlicher Sicht (Stichworte: Ausbreitung, Wiederbesiedlung, Reaktionsfähigkeit hinsichtlich Klimawandel) als prioritär zu betrachten sind. Dabei werden weiter gefasste Funktionsräume (z.B. auf Basis der Distanzklasse von 500 oder/ und 1000 m) als Bezugsräume genutzt, die länderübergreifende bis nationale räumliche Zusammenhänge kennzeichnen.
**4)** Die vereinigten Ergebnisse führen zu Gesamtaussagen (nach Kapitel 6.3.5, Klassenbildungen) für die einzelnen Lebensraumnetzwerke.
**5)** Schließlich ist nach Synergien bei der räumlichen Positionierung von Querungshilfen für die verschiedenen Anspruchstypen zu suchen (räumliche Abfragen im GIS). Dieser Schritt ist aber nur bedingt relevant, weil sich die verschiedenen Lebensraumsysteme häufig doch räumlich ausschließen (z.B. aber zutreffend für Netzwerke der naturschutzfachlich besonders bedeutsame Wälder und Netzwerke für größere Säugetierarten).

Die Verknüpfung beider Grundansätze (Priorisierung auf Basis von Habitatflächengrößensummen oder Arten) stellt sich problematisch dar, weil die Daten zu den Arten (wenn sie überhaupt vorliegen) meist nicht repräsentativ sind. Theoretisch wäre es folgerichtig, die nach 2) bzw. 3) herausgearbeiteten ‚Entschneidungsabschnitte' nachträglich anhand von artenspezifischen Informationen in der Priorität ‚ab- oder hochzustufen', aber aufgrund nicht gegebener Repräsentativität (Beispiel s. Kapitel 7.2.1) besteht dabei die Gefahr von Fehldeutungen. Nach gegenwärtigem Stand kann daher keine Regel für die Integration artenspezifischer Informationen formuliert werden, es ist aber sinnvoll, v.a. in den Bereichen Prioritäten zu setzen (Zusatzkriterien), in denen die betroffenen Arten bekannt sind.

Beide Teile des verknüpften Ansatzes folgen der Leitlinie, dass zunächst die verbliebenen Lebensräume selbst bzw. die ‚engeren' Funktionsräume ‚entschnitten' werden müssen, um die Populationen für Wiederausbreitungsprozesse zu stärken. Wenn ein solcher ‚engerer' Funktionsraum (z.B. auf der Basis der Distanzklasse von 100 oder 250 m) saniert wird, dann kommt das nicht nur den dort lebenden Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (für die eine niedrige Funktionsraumstufe den möglichen Populationsverbund umschreibt) zu Gute, sondern es werden dann auch die Bedingungen in den wichtigen ‚Kernen' der Populationen von Arten mit besserer Ausbreitungsfähigkeit verbessert. Mit dem Bezug auf die höheren Funktionsraumstufen werden dann stärker Barrieren gemindert, die insbesondere für die Wiederausbreitung (oder auch Wanderungen) für Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit relevant sind, wobei dies allerdings ohne die gleichzeitige Entwicklung von Lebensräumen (in den Verbindungsräumen) kaum hilfreich ist. Für Arten mit besserer Ausbreitungsfähigkeit (für die die höheren Funktionsraumstufen den möglichen Populationsverbund umschreiben) gilt analog das oben Gesagte (‚Entschneidung' zur Wiederherstellung des Populationsverbundes).

### 6.3.9 Beurteilung von ‚Neuzerschneidungen'

Die Beurteilung von ‚Neuzerschneidungen', d.h. heißt von einzelnen geplanten Verkehrswegen (z.B. in UVP oder SUP), kann in Anlehnung an den oben erläuterten Ansatz zur Ermittlung von UFR bzw. zur Ableitung von Prioritäten für die ‚Entschneidung' erfolgen.

Liegen geplante Trassenverläufe (z.B. Varianten) vor, so können diese als neue trennende Elemente mit den bestehenden Datensätzen der UFR (für bestimmte Anspruchstypen oder für ein zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk) verschnitten werden. Als Grundlage für eine vergleichende Beurteilung sind die in den Kapiteln 6.3.3 und 6.3.4 beschriebenen Schritte entsprechend durchzuführen. Es werden damit grobe Aussagen zur trennenden Wirkung möglich (Anwendung des Fragmentation-Indexes). Die Integration von Informationen zu Artvorkommen ist entsprechend des Informationsstandes anzustreben (s. Kapitel 6.3.8).

### 6.3.10 Ansatz zum Monitoring - Gewährleistung von Zeitreihen

Verbundsysteme als Ergebnisse von Verbundplanungen sind veränderliche (Ziel-)Systeme, die einer Fortschreibung unterliegen. Diese Änderungen sind, etwas pauschalisierend formuliert, weniger Ergebnis der gelungenen Biotopneuentwicklung im großen Umfang, sondern eher Ausdruck der fachlich-planerischen Weiterentwicklung der Methodik zur Ausformung der Raumkulissen der ‚Ökologischen Netzwerke' im Plan bzw. in der Karte. Sicher bilden sich auch verloren gegangene Lebensräume und erfolgreiche Maßnahmen (Neuschaffung von Lebensräumen) in den Raumkulissen fortgeschriebener Netze ab, für den kleinmaßstäblichen Betrachtungsrahmen kann das aber (möglicherweise) vernachlässigt werden. Vielmehr haben neue Datengrundlagen (z.B. Ergebnisse einer Biotopkartierung mit besserer Qualität) und fachpolitische Setzungen (z.B. Aufnahme aller Schutzgebiete in die Netzwerke, Möglichkeit zur umfangreicheren Ausweisung von Verbindungs-/ Vorbehaltsflächen) gravierende Folgen auf die Ausgestaltung der Netze.

Um ein Monitoring bezüglich der zukünftigen Neuzerschneidung, aber auch hinsichtlich erfolgreicher ‚Entschneidungsmaßnahmen' zu gewährleisten, wird vorgeschlagen, immer die aktuellen Grundlagen zum entsprechenden Netzwerk (Raumkulissen und Informationen) zu verwenden, um die Zerschneidungssituation (auch rückwirkend für die Vergangenheit) zu beurteilen. Das bedeutet, dass, sobald die Überarbeitung der Raumkulissen eines Lebensraumnetzwerkes abgeschlossen wurde, ein ‚Rückgriff' auf die Zerschneidungsgeometrien (und Frequentierungen) der entsprechenden Zeitschnitte (z.B. 1995, 2000, 2005, 2010) erfolgen und damit eine aktualisierte Zeitreihe gebildet werden muss. Da die Planungen zu den ‚Ökologischen Netzwerken'/ Biotopverbundplanungen in großen Abständen fortgeschrieben werden, ist der Aufwand vor dem Hintergrund der GIS-Anwendung als vertretbar anzusehen.

Die in Kapitel 6.3.7 dargelegten Überlegungen zur Berücksichtigung von bestehenden Querungsmöglichkeiten sind beim Konzipieren eines Monitorings der Lebensraumzer- bzw. ‚Entschneidung' entsprechend zu beachten. Für ein (deutschlandweites) Monitoring können nach Einschätzung der aktuell regelmäßig vorhandenen themenbezogenen Daten (Kapitel 5.2) die UFR bzw. Lebensraumnetzwerke für folgende Anspruchstypen vorgeschlagen werden:

- Trockenlebensräume
- Feuchtlebensräume
- Naturschutzfachlich besonders bedeutsame Wälder (eingeschränkt, s.u.))
- Zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk der o.g. Typen
- Lebensräume für größere Säugetierarten (vgl. Kapitel 6.4)

Die Bearbeitung weiterer UFR bzw. Lebensraumnetzwerke insbesondere für die wertvollen Lebensräume der mittleren Standorte (z.B. Grünland, z.T. Wälder) ist wünschenswert, aber aufgrund mangelhafter Datengrundlagen aktuell oft nicht möglich (vgl. Kapitel 5.2.3).

### 6.3.11 Summarische Wirkung verschiedener Verkehrsträger

Ein Gesamtbild der aktuellen Lebensraumzerschneidung (UFR) kann nur generiert, analysiert und visualisiert werden, wenn die Berücksichtigung aller Typen zerschneidender Elemente erfolgt (vgl. LIKI 2006). Einerseits wäre dies für Gesamtdarstellungen bei den o.g. Monitoringansätzen zu berücksichtigen, andererseits sind separate, auf die einzelnen Verkehrsträger bezogenen Analysen („*subsets*“) erforderlich, wenn systematische ‚Entschneidungskonzepte‘ unterstützt werden sollen.

‚Einzelverantwortungen‘, d.h. prioritäre Suchabschnitte für die ‚Entschneidung‘ bezogen auf jeden Verkehrsträgertyp, lassen sich mit dem hier erarbeiteten Ansatz der UFR nur bei einer getrennten Analyse der jeweils zahlreichen Zerschneidungen ermitteln.

Wenn beispielsweise ein wichtiger Funktionsraum durch eine stark befahrene Fernstraße und eine stark frequentierte Bahnstrecke zerschnitten wird, zwischen diesen Trassen aber noch UFR-Anteile (evtl. sogar mit geringen Anteilen an Habitatflächen) liegen, lässt sich durch eine von vorn herein integrierende Vorgehensweise eine spezifische Zuweisung von prioritären Sanierungserfordernissen nicht durchführen. Dadurch, dass ein weniger bedeutender UFR zwischen den beiden Verkehrsträgern gebildet würde, ergeben sich auch kleine Werte für den *Fragmentation*-Index für beide Zerschneidungsabschnitte und somit geringe Prioritäten (s. Kapitel 6.3.4, Funktion des *Fragmentation*-Index). Die ‚Einzelverantwortungen‘ würden sich damit gegenseitig aufheben. Anders wird dies bei Einzelanalysen. In deren Ergebnis zeigen sich bei starker Zerschneidung des gleichen wertvollen Funktionsraumes für beide Verkehrsträger prioritäre Suchabschnitte für die ‚Entschneidung‘ und verdeutlichen so erst die erhebliche summarische Trennwirkung.

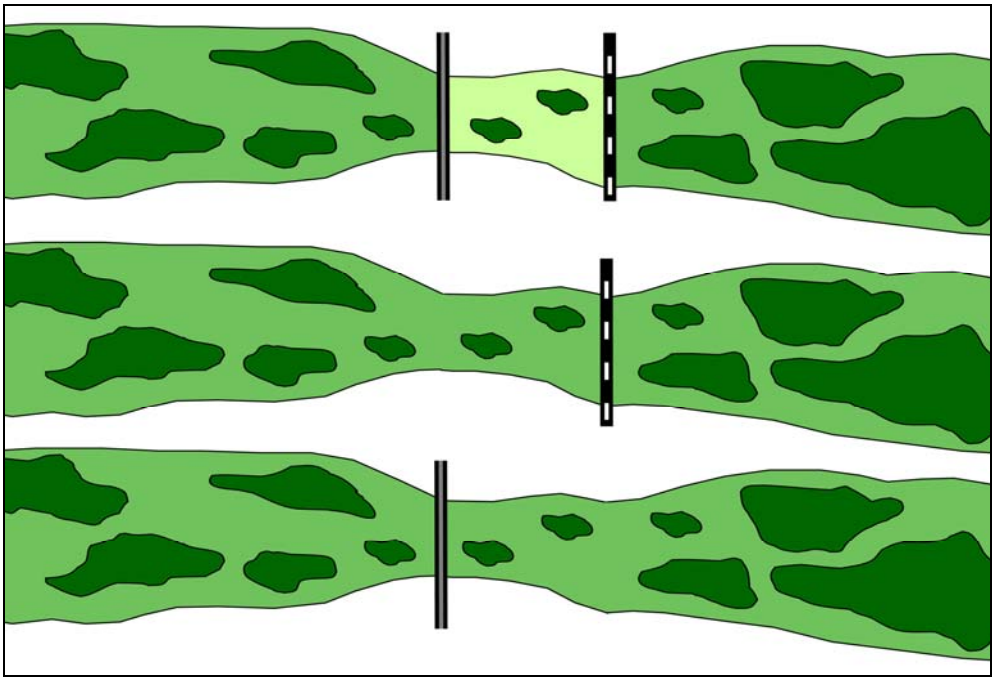


Abb. 104: Summarische Wirkungen vs. Ermittlung von ‚Einzelverantwortungen‘

Ein bedeutender Funktionsraum wird durch eine Straße (links) und durch eine Bahntrasse (rechts) zerschnitten (oben). Erst wenn in der GIS-Bearbeitung jeder Verkehrsträgertyp für sich untersucht wird, stellt sich heraus in welchen Bereich beide Verkehrsträgertypen an einer gravierenden Zerschneidung beteiligt sind.

Nach der getrennten Analyse muss in weiteren Schritten der Prioritätenfindung geprüft werden, ob der Zusammenhang des Funktionsraumes in der Umgebung eines prioritären Abschnittes z.B einer Straße noch durch eine stark zerschneidende Bahntrasse gestört wird. Dort wo dies der Fall ist, aber nicht gewährleistet werden kann, dass gleichlaufend beide kritische Zerschneidungen gemindert werden, kann letztlich nicht gehandelt werden.

## 6.4 Weitere Anwendung: Netzwerk der Waldlebensräume (BRD)

### 6.4.1 Fachlicher Hintergrund (Hauptbezug ‚größere Säugetiere')

Im Kapitel 5.4.5 (in Verbindung mit Kapitel 5.4.3) wurde herausgearbeitet, dass die bisher aufgezeigten Netzwerke zwar für einen Großteil der gefährdeten Artenbiodiversität ‚gelten' können, die Artengruppe der ‚größeren Säugetiere' aber nicht bzw. nicht direkt repräsentiert wird. Deshalb sollte auf Basis alternativer Datengrundlagen ein ‚Netzwerk der Waldlebensräume' erarbeitet werden, das für Ableitungen zu dieser Artengruppe nutzbar ist, aber auch wichtige ergänzende Funktionen für andere Verbundsysteme aufzeigen kann (s. Kapitel 6.4.4).

Mit dem Begriff ‚größere Säugetiere' (bzw. Groß- und Mittelsäuger) werden überwiegend Wald bewohnende bzw. in Mitteleuropa auf die Waldgebiete zurückgedrängte Arten zusammengefasst. Typische größere Offen- bzw. Halboffenlandbewohner (z.B. Pferd, Esel, Saiga) kommen in Mitteleuropa unterhalb der montanen Stufe mit Ausnahme vielleicht des Feldhasen (*Lepus europaeus*) längst nicht mehr vor (Literaturhinweise zu den ‚Megaherbivoren' und deren Aussterben im Kapitel 7.2.2). Die an Gewässer gebundenen Arten wie Fischotter (*Lutra lutra*) und Biber (*Castor fiber*) werden durch (Fließ-)Gewässernetzwerke und/ oder durch die Netzwerke der Feuchtlebensräume repräsentiert (vgl. Kapitel 1.2 und 6.2.20, zum Fischotter s. REUTHER 2004). Die nachfolgenden Aussagen und die Netzwerkbildung beziehen sich deshalb zunächst nur auf die ‚Wald bewohnenden' größeren Säugetierarten (s. Tab. 25), wobei aus dieser Gruppe wiederum nur die gefährdeten Arten eine besondere Relevanz für die Planung von Verbundsystemen besitzen. Denn Netzwerkplanungen sollten insbesondere eine Reaktion auf die Gefährdung durch Lebensraumfragmentierung und -zerschneidung sein.

Zu berücksichtigen ist, dass viele der aufgeführten Arten nicht primär durch Lebensraumfragmentierung und/ oder -zerschneidung bedroht sind bzw. waren (s. Kapitel 5.4.3) und dass sie, gekoppelt mit ihrer relativ hohen Mobilität, eine vergleichsweise gute Anpassungsfähigkeit an verschiedene Lebensräume (z.B. Wald- bzw. Forsttyp ist bei den meisten Arten nicht entscheidend) besitzen. Deshalb muss bei diesem Anspruchstyp auch mit einem abgewandelten Konzeptansatz herangegangen werden. Insbesondere aufgrund der relativ hohen Mobilität, die auch die Fähigkeit zur Überwindung von Nichtwaldflächen bedingt und Ausbreitungsbewegungen in vielen Landschaftsteilen über weite Strecken möglich macht, ist nicht sicher, dass in Modellen bestimmte und daraufhin ‚geplante' Korridore tatsächlich von den Tieren (Ausnahme: weniger mobile, gefährdete Arten) genutzt werden (vgl. Kapitel 5.3.4 und 6.4.6).

Ein weiterer entscheidender Unterschied in der Vorgehensweise bei der Netzwerkbildung im Vergleich zu den bereits behandelten Anspruchstypen (Arten der Lebensräume der trockenen bzw. feuchten Mangelstandorte) ist die Tatsache, dass grundsätzlich geeignete Lebensräume (Waldgebiete) noch in vielen Teilen Deutschlands vorkommen. Demzufolge werden als Lebensraumflächen alle Wälder bzw. naturgeprägten gehölzdominierten Flächen in den Algorithmus eingestellt, was zu einem in den meisten Gebieten ausgedehnten Netz führt. Dieses Netz ist Grundlage für die Bearbeitung mehrerer Fragestellungen und dient nicht allein der Vorbereitung eines Konzeptes für ‚größere' Säugetierarten (s. Kapitel 6.4.4). Bei den hochmobilen, gefährdeten Arten, die sich

gleichfalls durch einen hohen Raumanspruch auszeichnen, ist allerdings zu berücksichtigen, dass zum Aufbau von tragfähigen (Teil-)Populationen nur große geeignete Gebiete in Frage kommen, die fachlich bestimmt werden müssen (s. Kapitel 6.4.6 und Abb. 108).

Tab. 25: Artengruppen des Anspruchstyps: ‚Wald bewohnende' größere Säugetierarten

Anmerkungen: Bei den Angaben in der Tabelle handelt es sich um eine grobe Einteilung; innerhalb der Gruppen bestehen selbstverständlich noch Differenzierungen (auf einige wird hingewiesen).
Die wichtigen Funktionen der großen Säugetiere als Habitatbildner in Ökosystemen bzw. in Verbundsystemen werden hier nicht behandelt (s. Kapitel 7.2.2).

| **Kurzcharakterisierung der Artengruppe**<br>**Einschätzung der Relevanz für Verbundplanungen (Bezug: Deutschland / zentrales Mitteleuropa)** |
|---|
| **1. Weniger mobile, gefährdete Arten** |
| Wildkatze (*Felis silvestris*) |
| Wildkatze durch Jagd auf begrenze Vorkommensgebiete zurückgedrängt, Restvorkommen nicht vollständig bekannt, heute in (langsamer) Wiederausbreitung |
| mobile Arten, die aber wohl stärker an deckungsreiche (Gehölz-)Strukturen gebunden sind und vermutlich große Freiflächen nur bedingt überwinden |
| Relevanz: **hoch –** Entwicklung von wald- bzw. deckungsreichen Korridoren zur Verbindung in Achsen mit Lebensräumen zur Wiederausbreitung; ‚Entschneidung' der aktuell besiedelten Lebensraumkomplexe und starken Ausbreitungshindernisse am Rande der Quellpopulationen |
| weiterhin können in die Gruppe einige *Musteliden* integriert werden, z.B. Baummarder (*Martes martes*) und Iltis (*Mustela putorius*) - über die aktuelle Verbreitung und Gefährdungssituation ist aber vergleichsweise wenig bekannt, in vielen Landschaften sind die Arten nicht gefährdet / beim Nerz (*Mustela lutreola*) ist die Wiederbesiedlung Deutschlands nicht zu erwarten, Aussetzungsversuche werden kritisch gesehen |
| **2. Hochmobile, gefährdete Arten** |
| Luchs (*Lynx lynx*), Wolf (*Lupus canus*), Braunbär (*Ursos arctos*), Elch (*Alces alces*), [Wisent (*Bison bonasus*)] |
| Arten durch Jagd großflächig ausgerottet, wenige restliche Vorkommensgebiete, einige Wiederansiedlungsprojekte, heute langsame Wiederausbreitung (außer Wisent, s. dazu aber LINDNER et al. 2006) |
| sehr mobile Arten, deckungsreiche ‚Waldkorridore' unterstützen unter heutigen Bedingungen die Ausbreitung, sind aber wahrscheinlich nicht essenziell; weitläufig verinselte Lebensraumkomplexe werden schwerer erreicht; nur stark frequentierte Verkehrstrassen oder eine hohe Trassendichte sowie Zäunungen bremsen vermutlich die Ausbreitung und/oder führen zu populationsgefährdender Mortalität |
| Relevanz: **mäßig** - ‚Entschneidung' der aktuell besiedelten Lebensraumkomplexe und starken Ausbreitungshindernisse am Rande der Quellpopulationen, Unterstützung der Waldmehrung in wenigen Naturräumen, die zum großräumigen Verbund beitragen; Sicherung großer ‚Kerngebiete' erforderlich |
| Besonderheit: Akzeptanz der Arten in der Gesellschaft (in Zusammenhang mit zu geringen Lebensraumgrößen) reicht in vielen Gebieten noch nicht aus für dauerhafte Ansiedlungen |
| **3. Nicht gefährdete Arten (überwiegend hochmobil)** |
| Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Dachs (*Meles meles*), Wildschwein (*Sus scrofa*), Reh (*Capreolus capreolus*), Rothirsch (*Cervus elaphus*), Damhirsch (*Dama dama*), Mufflon (*Ovis ammon musimon*), Gämse (*Rupicapra rupicapra*), Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) |
| meist häufige, ungefährdete Arten mit überwiegend starken Populationen in vielen Landschaften (z.T. aber begrenzt vorkommend), viele Arten bewohnen nicht nur Waldgebiete, haben aber hier einen Schwerpunkt, z.T. Arten mit starker Ausbreitungstendenz (z.B. Waschbär und Marderhund; eine Diskussion zu den Neozoen soll hier nicht geführt werden) |
| Relevanz: **gering** - Bestandentwicklung zeigt, dass die Arten unter gegenwärtigen Bedingungen nicht primäre Zielarten bei Verbundplanungen sein müssen; lokale Konflikte jedoch nicht ausgeschlossen und gänzlich undurchlässige Verkehrstrassen (hohe Frequenz, zunehmende Zäunung) sind problematisch |
| ‚Sonderfälle': |
| Rothirsch (eingeschränkt auch geltend für Damhirsch, Mufflon): Jagdliche Regelungen behindern ernsthaft die Ausbreitung und die arttypischen Wanderungen. Für die Populationsstützung dieser hochmobilen Art würde die Änderung der jagdlichen Regelungen (Aufhebung der Rotwildgebiete, s. WOTSCHIKOWSKY et al. 2006) einen wesentlich höheren Effekt erzielen als einzelne Verbundmaßnahmen (s. SURKUS & TEGETHOF 2004: 32). Vor diesem Hintergrund sind mit dieser Zielart begründete Verbundsysteme bzw. kostenintensive Querungshilfen aus strategischer Sicht kritisch zu hinterfragen (vgl. auch STREIN et al. 2005a: 256-257), selbst wenn ‚Entschneidungsmaßnahmen' bei isolierten Vorkommensgebieten evtl. gerechtfertigt sind, solange die aktuellen jagdlichen Regelungen bestehen (vgl. BECKER 2001, 2002, 2005, MEYER & KLEINSCHMIT 2003, HERZOG & GEHLE 2004, ZACHOS et al. 2007) |
| Gämse: Die außeralpinen Vorkommen gehen auf Aussetzungen zurück (BRIEDERMANN et al. 1997). Die vorwiegend in Steilhanggebieten lebenden „Waldgämsen" (BAUMANN & STRUCH 2000) z.B. in Baden-Württemberg nutzen zwar häufig auch offenes Gelände (wie die genannten vermeindlichen ‚Waldarten' auch), sie kommen aber in sehr waldreichen Landschaften vor und ziehen sich bei Gefahr auch in Waldbestände zurück. Ausbreitungen sind über ähnliche Strukturen zu vermuten. |

### 6.4.2 Kurzbeschreibung der Arbeitsschritte

Zur Bildung des Netzwerkes wurde der ‚Grundalgorithmus' von HABITAT-NET (Teil I) angewandt (s. Kapitel 6.2). Als Datengrundlage diente das CORINE Land Cover 2000. Als Lebensraumflächen wurden alle Waldflächen (Kategorie 31), ergänzt um ausgewählte Einheiten aus der Gruppe der „Strauch- und Krautvegetation" (Kategorie 32), selektiert. Mit den Ergänzungen aus den Einheiten der „Strauch- und Krautvegetation" (z.B. 324 - Wald-Strauch-Übergangsstadien) wurde es möglich, naturgeprägte gehölzreiche Gebiete als geeignete Lebensräume für ‚größere Säugetiere' zu integrieren (Bereiche der Truppenübungsplätze, Tagebaufolgelandschaften, degenerierte Moore u.ä.)

Die Ermittlung der Verbindungen erfolgte anhand der aufeinander aufbauenden Funktions- bzw. Verbindungsräume auf Basis der Distanzklassen bis 250, 500, 750, 1000, 1250 und 1500 m. Neben den Siedlungsräumen wurden auch die großen Standgewässer berücksichtigt, d.h. es wurden dort keine Verbindungen gebildet.

Die entstandene Karte (bzw. die GIS-Daten) zum ‚Waldlebensraumverbund' wurde den Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds" (FKZ 804 85005) und „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen" (FKZ 805 82 025) des Bundesamtes für Naturschutz zur Verfügung gestellt und ergänzt die dort er- bzw. bearbeiteten Anspruchstypen (s. FUCHS et al. 2007). In diesen Projekten wurden auch die aktuellen Vorkommensgebiete von Wildkatze (HERRMANN 2004/2006), Luchs (PETERSEN et al. 2004), Rothirsch (DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG 2004) und Wolf (KONTAKTBÜRO WOLFSREGION LAUSITZ 2006, HERRMANN 2006) auf den o.g. Auswahldatensatz der Lebensraumflächen projiziert.

### 6.4.3 Suche nach ergänzenden Verbindungsräumen

Aufgrund der Flächenkonfigurationen mit vielen großen, stark zerlappten und sich in unterschiedlichen Bereichen annähernden Waldgebieten ist die Suche nach so genannten ‚ergänzenden Verbindungsräumen' eine wichtige Voraussetzung für die Bildung eines Netzwerkes. ‚Ergänzende Verbindungsräume' sind in Bereichen zu suchen, die als ‚Lücken' in Form von auf einander zu führenden ‚offenen Enden' auffallen und in denen vermutlich relativ enge funktionale Beziehungen bestehen bzw. günstige Entwicklungsmöglichkeiten gesehen werden können. Die ‚Lücken' wurden im Algorithmus bisher nicht geschlossen, weil Verbindungen bereits an anderer Stelle über günstiger gelegene (geringere Distanz, barrierefrei) Räume in den niedrigeren Stufen verknüpft wurden (mehr Erläuterungen dazu bereits im Kapitel 6.2.12). Ein typisches Beispiel für einen ‚ergänzenden Verbindungsraum' ist der Raum südlich des Hainichs, der eine Möglichkeit zum Verbund mit dem Thüringer Wald darstellt (s. Abb. 106 und Anmerkungen dazu).

Die Arbeitsschritte zur Ermittlung von ergänzenden Verbindungsräumen gehen immer von der niedrigsten (!) Funktionsraumstufe aus; die Vorgehensweise gleicht jedoch sonst der bereits beschriebenen - es werden für jede höhere Stufe Sätze von Verbindungsräumen gebildet, aus denen dann mit Hilfe einer räumlichen Selektion unter Berücksichtigung der bereits im Grundalgorithmus erarbeiteten Verbindungsräume und bestimmter Trittsteine bedeutende ergänzende Verbindungsräume herausgearbeitet werden. Die ergänzenden Verbindungsräume sind letztlich zum Satz der bereits gebildeten Verbindungsräume der jeweiligen Stufe zu stellen.

**Teilschritte:**

- Der erste Satz von potenziell ergänzenden Verbindungsräumen ist, wie bereits erwähnt, ausgehend von der niedrigsten Stufe der Funktionsräume zu bilden. Im hier behandelten Beispiel sind dies die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m (Datei be-

nannt mit CLC2000_31_FR_250). Die Pufferfolge zur Erarbeitung der nächsten Stufe von Verbindungsräumen ist jedoch nicht mit dem Wert von 500 m (wie im Grundalgorithmus) durchzuführen, sondern mit dem Wert von 750 m. Ergänzende Verbindungen können nur gefunden werden, wenn (mindestens) eine Stufe ‚übersprungen' wird, weil sonst das gleiche Ergebnis wie im Grundalgorithmus entstehen würde.

- Sollte das Netzwerk unter Verwendung von Trittsteinen (s. Kapitel 6.2.7 ff.) gebildet worden sein, ist entscheidend, dass nicht der Datensatz der Funktionsräume der niedrigsten Stufe incl. der Trittsteine als Ausgangspunkt für die Pufferfolge genutzt wird, weil dieser aufgrund der späteren Trittsteinausscheidung noch mehr Polygone enthält als die nachfolgenden Stufen. Es ist ein Datensatz zu erzeugen, der nur noch die Funktionsräume beinhaltet, die bei der Bildung der Verbindungsräume (bzw. Funktionsräume) der jeweiligen Stufe im Grundalgorithmus tatsächlich genutzt wurden. Dazu sind aus dem Datensatz der Funktionsräume der niedrigsten Stufe nur die Räume zu selektieren, die sich mit den Funktionsräumen der nächst höheren Stufe überlagern (Nutzung des Werkzeugs ‚*select by location*' mit Einstellung ‚*intersect*'). Auch für die Funktionsräume der nächst höheren Stufe, die zur Überlagerung dienen, ist jeweils der Datensatz ohne Trittsteine (vgl. Beschreibung im Kapitel 6.2.7 - Datei ohne Zusatz TS) zu verwenden. In der Ergebnisdatei ist ein Feld mit einer eindeutigen ID anzulegen (Feldbenennung: ‚ID_FR_250', Verfahren s.o.)
  Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_FR_250_sel_750
  Schließlich ist die Pufferfolge durchzuführen.
  Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_Be_750- (e = ergänzend)
- Danach erfolgt, nach der bereits beschriebenen Vorgehensweise, die Vereinigung der Ergebnisdatei mit der Datei CLC2000_31_FR_250_sel_750 bzw. anschließend mit der Datei der Siedlungsflächen mit dem Werkzeug ‚*union*', um damit mögliche Verbindungsräume zu isolieren.
  Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_VRe_750_SF
- Die Selektion der Verbindungsräume erfolgt wieder mit Hilfe des Skriptes ‚*SelByTheme.avx*' in ArcView 3 (Grundsätzliches s. Kapitel 6.2.5)
  Als ‚*Target Theme*' ist zu wählen: Datei der Funktionsräume
  (hier CLC2000_31_FR_250_sel_750)
  Als ‚*Selector Theme*' ist zu wählen: Datei der Verbindungsräume
  (hier CLC2000_31_VRe_750_SF)
  Die Benutzung des Skriptes und die eigentliche Selektion der Verbindungsräume erfolgt ansonsten nach der bereits beschriebenen Weise.
  Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_VRe_750_pot1 (pot = potenziell / für potenziell ergänzende Verbindungsräume: Der Datensatz verkörpert noch nicht die eigentlichen ergänzenden Verbindungsräume, weil er noch alle Verbindungsräume enthält, die nach der Anwendung der Pufferfolge mit dem Wert 750 m herausgearbeitet wurden; also auch die Bereiche ergreift, für die bereits im Grundalgorithmus Verbindungen erzeugt wurden.
- Um tatsächlich ergänzende Verbindungsräume zu erkennen, sind aus dem Ergebnisdatensatz in einem ersten Schritt alle potenziell ergänzenden Verbindungsräume zu selektieren, die von den Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 250 m (gebildet im Grundalgorithmus) berührt werden (Nutzung des Werkzeugs ‚*select by location*' mit Einstellung ‚*intersect*'). Dazu ist allerdings die Datei heran zu ziehen, die bereits die für die Stufe der Funktionsräume auf der Basis der Distanzklasse bis 750 m als effektiv erkannten Trittsteine enthält (hier Datei CLC2000_31_FR_750_TS2). Damit scheiden zunächst die Verbindungsräume aus, die bei Benutzung aller Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 500 m entstanden wären. Es handelt sich dabei um Räume, die durch die Ver-

bindung von ‚ineffektiven' Trittsteinen mit den (großen) Funktionsräumen oder durch die Verbindung von ‚ineffektiven' Trittsteinen untereinander zustande gekommen wären, was mit dem Separieren kleiner Funktionsräume im Grundalgorithmus verhindert wurde.
Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_VRe_750_pot2

- In einem zweiten Schritt sind aus der Ergebnisdatei die Verbindungsräume zu selektieren, die nicht von den im Grundalgorithmus ermittelten Verbindungsräumen auf Basis der Distanzklassen bis 500 und bis 750 m berührt werden (Nutzung der Werkzeuge ‚*select by location*' - ‚*intersect*' - ‚*switch selektion*'). Die im Grundalgorithmus ermittelten Verbindungsräume beider Stufen sollten dazu in eine zusammenfassende Datei geschrieben werden (Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_VR_bis_750). Die Mehrzahl der potenziell ergänzenden Verbindungsräume wird bei dieser Selektion ausgeschlossen, weil sie die gleichen Bereiche abdecken, in denen bereits im Grundalgorithmus Verbindungen erkannt wurden. Das Ergebnis der Selektion sind die eigentlichen ergänzenden Verbindungsräume, die in der Gesamtdarstellung des Netzwerkes begleitend zu den Verbindungsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 750 m eingeblendet werden sollten.
  Dateibenennung: z.B. CLC2000_31_VRe_750
- Die gleichen Arbeitsschritte werden nachfolgend für alle höheren Stufen von Verbindungsräumen wiederholt. Die nächste Pufferfolge (wiederum ausgehend von der Datei CLC2000_31_FR_250) erfolgt also mit einem Wert von 1000 m. Für den ersten Schritt zum Ausscheiden ergänzender Verbindungsräume wird die im Grundalgorithmus gebildete Datei CLC2000_31_FR_1000_TS2 herangezogen. Der zweite Selektionsschritt erfolgt anhand der zusammengefassten Verbindungsräume aus dem Grundalgorithmus bis zur Stufe auf Basis der Distanzklasse bis einschließlich 1000 m (CLC2000_31_VR_bis_1000). Hierbei ist aber, wie auch bei der Bearbeitung der weiteren Stufen, zu beachten, dass in diesem Datensatz auch die bereits ermittelten ergänzenden Verbindungsräume (hier: (CLC2000_31_VRe_750) integriert werden, da sonst die gleichen ergänzenden Verbindungen wiederholt erkannt werden könnten.

### 6.4.4 Ergebnis - Netzwerk der Waldlebensräume Deutschlands

Als Ergebnis der Arbeiten entstand ein Netzwerk, welches die größeren Waldflächen (> 25 ha, CLC 2000) zu einem deutschlandweiten System verbindet (Abb. 105). Dieses System hat insbesondere Bedeutung für sich terrestrisch ausbreitende, aktuell überwiegend Wald bewohnende bzw. bei Ausbreitung oder Wanderung an gehölz- bzw. deckungsreiche Strukturen gebundene Arten mit weniger speziell ausgeprägten Bindungen an bestimmte Waldtypen bzw. ihre Ausprägungen (s.o.).

Anhand der in das Netzwerk integrierten Vorkommensgebiete der Großsäuger und der Ketten ausgewiesener Verbindungs- bzw. Funktionsräume können vor dem Hintergrund konkreter räumlicher Fragestellungen die wichtigsten potenziellen Ausbreitungs-, Austausch- bzw. Wanderkorridore ermittelt werden (s. Beispiele in Kapitel 6.4.5). Artspezifische Modelle können dies noch konkretisieren. Für den Luchs kann dazu auf SCHADT et al. (2000), SCHADT (2002), SCHADT et al. (2002 a, b) sowie KRAMER-SCHADT et al. (2004) und für die Wildkatze z.B. auf MÖLICH (2006), MÜLLER (2006), SIMON (2006) und KLAR (2007a, b) verwiesen werden (zu weiteren Arten s. Tab. 25).

Insbesondere zeigt das Netzwerk aber ein System von ‚Freihalteräumen' (vgl. Kapitel 7.1.1) auf, die in der Raumordnungs- bzw. Gesamtplanung berücksichtigt werden müssen, um den gegenwärtigen Stand der Durchlässigkeit der Landschaft zu erhalten. Die lokalisierten Verbindungsräume (vgl. Tab. 26) gewährleisten wie keine anderen Landschaftsausschnitte den ‚Zusammenhalt' der Waldlebensräume in Deutschland.

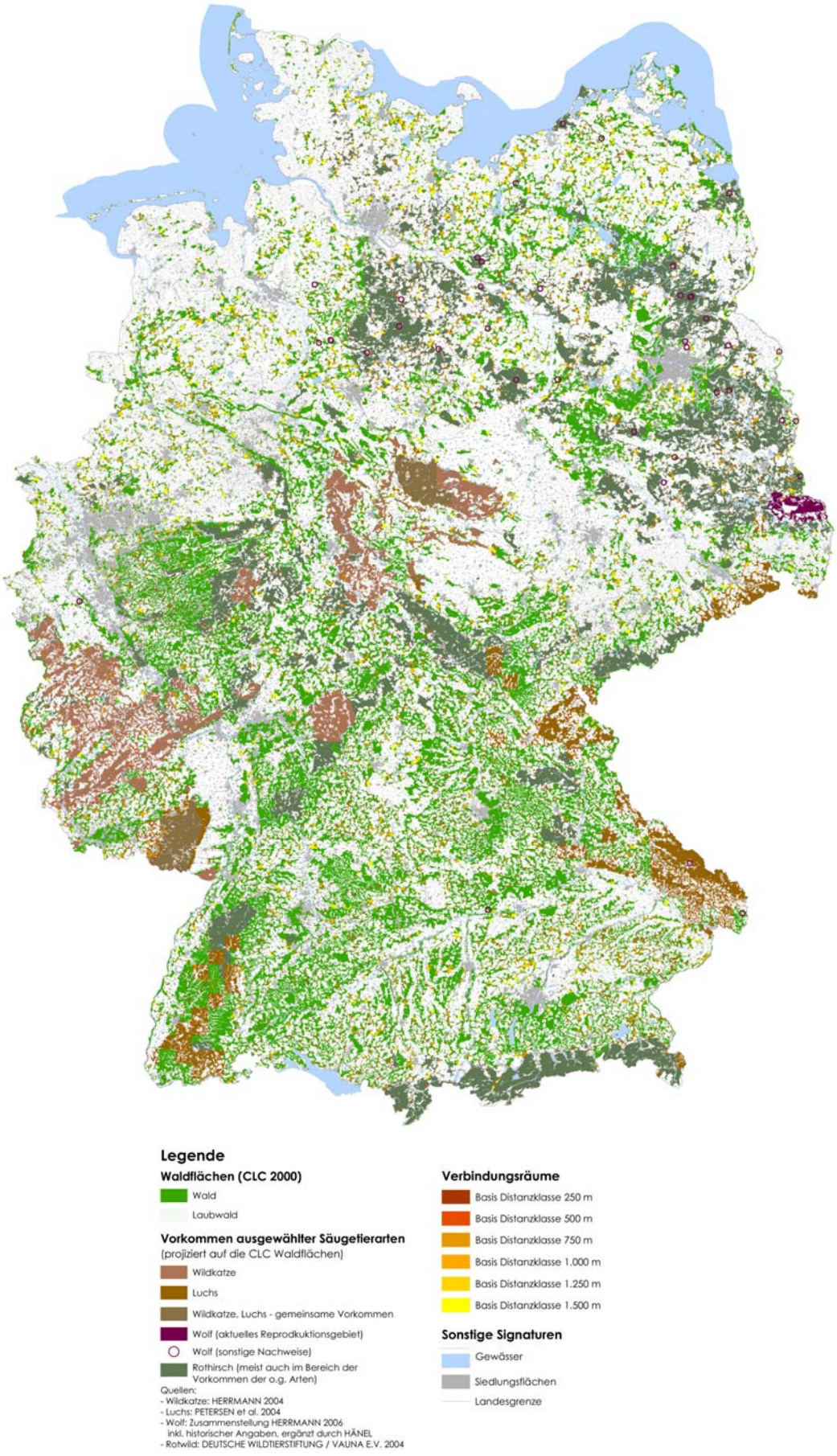



Abb. 105: Netzwerk der Waldlebensräume

Tab. 26: Anzahl der Funktions- und Verbindungsräume im Netzwerk der Waldgebiete der BRD

Die Verknüpfung des Netzwerkes wurde bis zur Stufe 1500 m durchgeführt, weil damit zunächst alle naturräumlichen Großlandschaften Deutschlands verbunden und auch die wichtigsten Anschlüsse an die Nachbarstaaten gewährleistet sind. In allen waldarmen Landschaften sind damit aber noch keine durchgängigen Verbindungen ausgewiesen; dazu müsste die Bearbeitung noch fortgesetzt werden (weitere Distanzklassen).

| Räume gebildet auf Basis der Distanzklasse bis | Funktionsräume Anzahl | Verbindungsräume Anzahl | Verbindungsräume, ergänzende / Anzahl |
|---|---|---|---|
| (Waldflächen selbst) | 20399 | - | - |
| 250 m | 9378 | 12947 | - |
| 500 m | 5473 | 4368 | 945 |
| 750 m | 3691 | 2062 | 966 |
| 1000 m | 2550 | 1213 | 746 |
| 1250 m | 1839 | 736 | 438 |
| 1500 m | 1132 | 481 | 280 |

Die Sicherung der Durchlässigkeit der Räume in diesem Umfang ist gerade deshalb erforderlich, weil bei den ‚wandernden' Großsäugern die tatsächlichen Wege nicht gezielt ermittelt und damit tatsächliche genutzte ‚Hauptkorridore' über längere Strecken kaum bestimmt werden können (vgl. Kapitel 5.3.4). Bei den mit dem angewandten Algorithmus (unter Beachtung absoluter flächiger Barrieren und durch Verknüpfung der immer relativ nah beieinander gelegenen Wäldern) erarbeiteten Netzverbindungen von Wald- und Nichtwaldgebieten ist es wahrscheinlich, dass sich orientierende größere Tiere ‚irgendwo' entlang dieses Systems bewegen, nur erfordert dessen Sicherung einen ‚gesamtlandschaftlichen' Ansatz. Dies ist auch bei der Beurteilung von geplanten neuen Zerschneidungen durch den Verkehrswegebau zu beachten (zur ‚Entschneidung' s. Kapitel 6.4.6).

Eine Verbesserung der Durchlässigkeit der Verbindungsräume des Netzes ist v.a. dann erforderlich, wenn auch den weniger mobilen Arten ein bessere Chance auf Ausbreitung eingeräumt werden soll (z.B. Wildkatze sowie kleinere Tiere, s.u.). Neben der Entwicklung der bestehenden Wald- bzw. Forstlebensräume selbst (naturnähere Wälder, Wildnisgebiete) ist gezielte Gehölzmehrung insbesondere dort vordringlich geboten, wo intensive Landnutzungen wie z.B. großflächige Ackergebiete im Bereich der Verbindungsräume zu finden sind. Gehölzmehrung ist dabei aber nicht unbedingt mit Neuaufforstung oder Heckenpflanzung gleichzusetzen, sondern kann auch über alternative Nutzungsformen realisiert werden (vgl. Kapitel 7.2.2, halboffene Weidelandschaften). Sehr wichtig ist, dass bei Plänen zur Gehölzmehrung die Ansprüche anderer in den fokussierten Räumen vorkommenden Artengruppen (‚Offenlandarten') berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 7.1.2).

Das auf Basis der gesamten Waldkulisse des CLC 2000 gebildete Netzwerk kann nicht nur für konzeptionelle Überlegungen zur Artengruppe der größeren mobilen Säugetiere herangezogen werden. Es dient für Ergänzungen zu Lebensraumnetzwerken, die auf Basis stärker naturgeprägter und/oder gefährdeter Lebensräume gebildet wurden. Dies gilt besonders für Netzwerke naturschutzfachlich (besonders) wertvoller Wälder (vgl. Kapitel 6.2.20), durch die anspruchsvollere Arten repräsentiert werden (kleinere Wirbeltiere und Wirbellose). Der ergänzende Beitrag ist vor allem in waldarmen Landschaften zu sehen, in denen die Dichte an naturschutzfachlich wertvollen Waldbiotopen oft zusätzlich gering ist und wo deshalb zunächst einmal die möglichen Verbindungen anhand aller mit Wald bzw. Gehölzen bestockten Flächen aufgezeigt werden müssen (Börde- bzw. Lössgefildelandschaften sowie große Teile Norddeutschlands).

### 6.4.5 Verdeutlichung der Ergebnisse anhand von Teilgebieten

Die Aussagekraft der Ergebnisse zur regionalen Findung von Korridoren für ‚größere Säugetierarten' soll an zwei Beispielen erläutert werden. Die oben gemachten inhaltlichen Aussagen zur Sicherung und Entwicklung der Korridore gelten entsprechend.

**Verbindungen Harz - Hainich - Thüringer Wald**

In der aktuellen Fachdiskussion spielen diese Verbindungen im Zusammenhang mit den Bemühungen zur Bestandssicherung und zur Förderung der Wiederausbreitung der Wildkatze (Rettungsnetz Wildkatze, s. MÖLICH 2006, MÜLLER 2006) und auch des Ausbaus der BAB 4 im Bereich Eisenach eine Rolle.

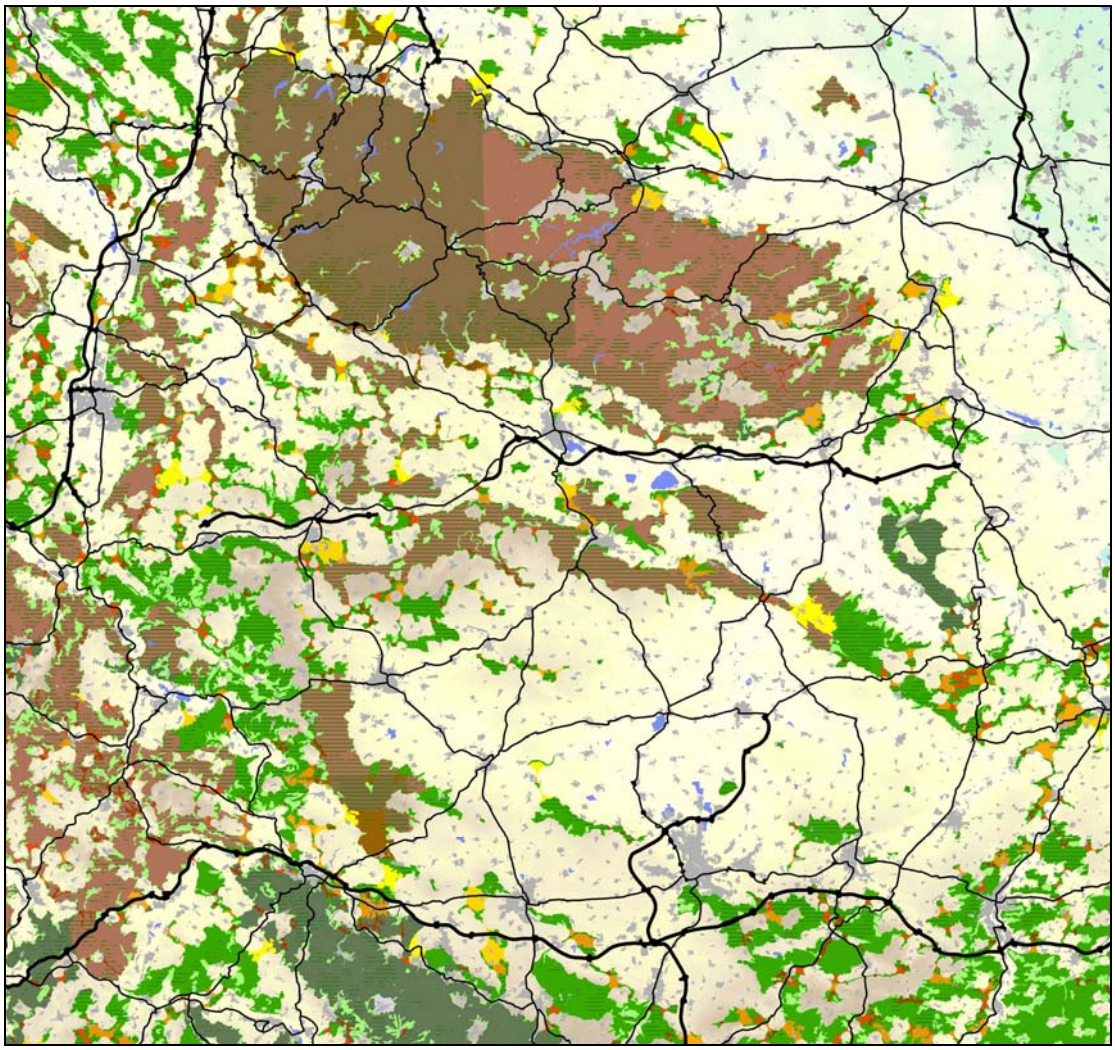


Abb. 106: Verbindungen zwischen Harz, Hainich und Thüringer Wald

Detail (ca. 140x140km) aus Abb. 105 (Legende s. dort) mit eingeblendeten Bundesfernstraßen

Ein Ziel ist die Etablierung eines effizienten Korridors aus den nördlichen Reproduktionsgebieten der Wildkatze zum Thüringer Wald. Anhand des Ausschnittes (s. Abb. 106) lassen sich insbesondere erkennen:

- die günstigsten, südlich gerichteten ‚Ausgänge' des Harzes (nördlich Gittelde, nordwestlich Herzberg, südwestlich Bad Sachsa)
- ihre Fortführung über Korridore in südliche Richtung unter Einbindung vorhandener Wildkatzen-Teilvorkommen (Südwestliches Harzvorland - Göttingen-Northeimer Wald - Ringau, Hainich, Obereichsfeld, Dün, Hainleite sowie Rotenberg - Ohmgebirge - Dün - Hainich)

- die günstigsten Anbindungen des Thüringer Waldes an die o.g. Systeme aus westlicher bzw. nordwestlicher Richtung (zw. Eisenach und Herleshausen)
- die kritischen Schnittpunkte insbesondere mit der z.T. noch im Bau befindlichen Südharzautobahn BAB 38 (z.B. bei Sollstedt ), aber auch mit weiteren Bundesfernstraßen (z.B. BAB 4 um Eisenach, B 243 am südwestlichen Harzrand)
- ein weitläufiger Bogen östlich um das Thüringer Becken, der über die Restwälder im Unstrut-Saale-Gebiet den Thüringer Wald bzw. das Thüringer Schiefergebirge von Nordosten erreicht (mögliches langfristiges Entwicklungsziel)

Die Verbindung direkt vom Hainich in den Thüringer Wald (Hörselberge) wird aufgrund der Raumkonfiguration als günstige entwicklungsfähige Verbindung ausgewiesen, sie erscheint jedoch im Vergleich zu den weiter westlich gelegenen Anbindungen (s.o.) etwas schwerer realisierbar, weil die vorhandenen Waldflächen hier größere Distanzen untereinander aufweisen (s. auch *Cost Distance*-Analysen von MÜLLER 2006).

**Verbindungen Oberlausitzer Bergland/ Elbsandsteingebirge - Lausitzer Tiefland**

Für die Wiederbesiedlung der ostdeutschen Tieflandswälder durch den Luchs (Habitateignung s. SCHADT et al. 2000, SCHADT 2002, SCHADT et al. 2002 a, b, KRAMER-SCHADT et al. 2004) haben die Luchsvorkommen im Südosten Sachsens (mit Kern in der Sächsischen Schweiz in Zusammenhang mit den böhmischen Beständen, s. RIEBE 1994) eine besondere Bedeutung. Ausgehend von den aktuell besiedelten Gebieten sind dabei die relativ waldarmen Gebiete in den Naturräumen Lausitzer Platte, Westlausitzer Vorberge und Lausitzer Gefilde als die Ausbreitung hemmend einzuschätzen (s. SCHADT et al. 2002a).

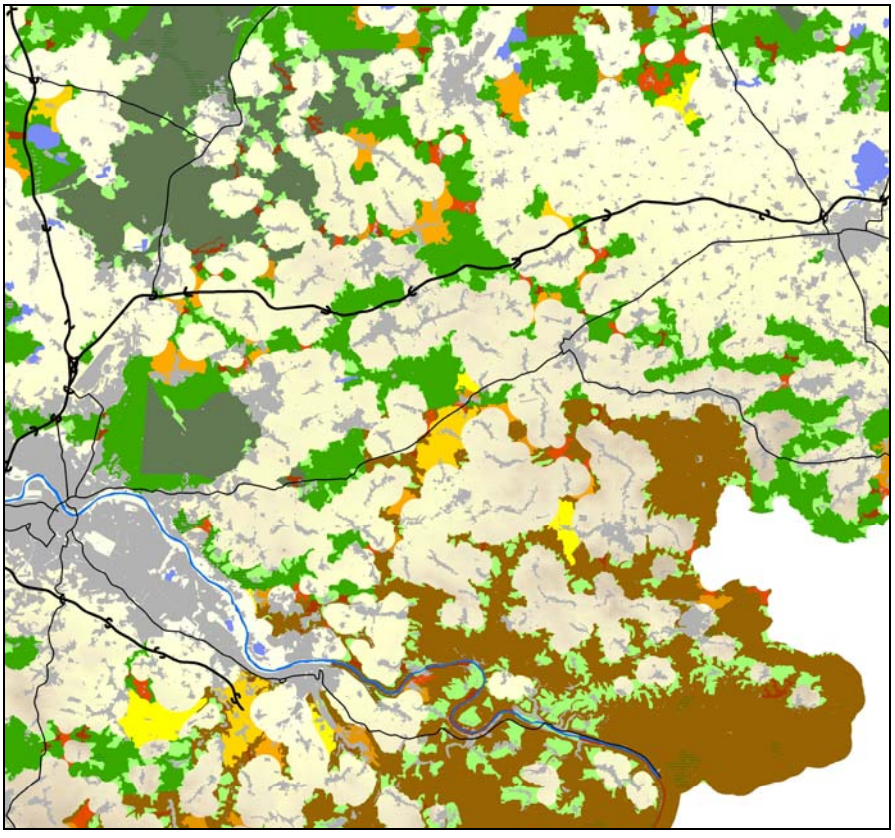


Abb. 107: Verbindungen zwischen Lausitzer Bergland und den Tieflandsheiden

Detail (ca. 55x55km) aus Abb. 105 (Legende s. dort) mit eingeblendeten Bundesfernstraßen

Der Ausschnitt (Abb. 107) zeigt ‚günstigste' Korridore, deren Freihaltung und Entwicklung den großräumigen Lebensraumverbund maßgeblich unterstützen würde:

- ‚Ostroute': ausgehend von den Waldgebieten bei Wilthen/ Schirgiswalde, die im Zusammenhang mit dem Valtenberggebiet stehen, über die Lausitzer Vorberge östlich von Bischofswerda zum Hochstein bei Burkau (hier gibt es eine günstig gelegene Grünbrücke über die BAB 4) weiter westlich von Kamenz in die Königsbrück-Ruhlander Heiden
- ‚Westroute': ausgehend vom Valtenberggebiet (Lausitzer Bergland) in Richtung des Waldgebietes „Massenei" bei Großröhrsdorf weiter entlang der Großen Röder und westlich von Ottendorf-Okrilla (hier BAB 4 als Barriere) in die Lausitzer Heide
- beide ‚Routen' weisen bereits erhebliche Beeinträchtigungen auf (Straßen, z.B. B 6 sowie Siedlungen und neue Siedlungserweiterungen), sind aber die einzigen noch verbliebenen
- zur ‚Westroute' führen noch weitere ‚Querverbindungen' aus dem Gebiet des Elbsandsteingebirges (westlich von Hohnstein über Neustadt sowie über Dürrröhrsdorf zum Waldgebiet „Massenei")
- die bereits stark isolierte Dresdner Heide besitzt ihre letzten Anbindungen an überregionale Systeme in nordöstlicher Richtung zum Tal der Großen Röder (‚Westroute')

### 6.4.6 Weiterverwendung - Zerschneidungsanalyse / ‚Entschneidung'

Ebenso wie die anderen mit dem Grundalgorithmus von HABITAT-NET (Teil I) erarbeiteten Netzwerke kann das Netzwerk für die ‚größeren Säugetiere' einer Analyse hinsichtlich seiner Zerschneidung unterzogen werden, woraus dann wiederum konzeptionelle Überlegungen zur ‚Entschneidung' abgeleitet werden können (Methodik s. Kapitel 6.3).

Bezüglich des Anspruchstyps sind jedoch abgewandelte Bedingungen zu beachten. Im Gegensatz zu den durch die Netzwerke z.B. für die Trocken- oder Feuchtlebensräume repräsentierten Artenzahlen ist die Zahl der Arten bei den schutzbedürftigen ‚größeren Säugetieren' sehr überschaubar (s. Gruppen 1 und 2 in Tab. 25) und es sind bei diesen Artengruppen die Vorkommensgebiete hinreichend genau bekannt (Abb. 105) bzw. als digitale Daten verwendbar. Durch die Überlagerung der Artenvorkommen können zunächst Schwerpunkte in der Bedeutung der aktuellen ‚Quellgebiete' identifiziert werden. Außerdem können für Deutschland relativ einfach geeignete Gebiete für den Wiederaufbau größerer Vorkommen (s.u.) eingegrenzt werden, weil die vorhandenen Landschaftsinformationen (z.B. CLC 2000) dafür ausreichend sind. Auch sind die kritischen linearen zerschneidenden Elemente aufgrund ihres begrenzten Umfanges grundsätzlich gut zu ermitteln (v.a. Straßen ab 5000 oder 10.000 KFZ/24h, vgl. Kapitel 5.4.7).

Ein ‚Entschneidungskonzept' für die Artengruppe der ‚größeren Säugetiere', das bei beschränkten Mitteln mit einer Prioritätenfindung verknüpft sein muss, sollte auf Basis der vergleichsweise guten Informationslage als ein zeitlich-räumliches Konzept entwickelt werden, d.h. es ist sinnvoll, neben den räumlichen Überlegungen (Welche Räume sind für den Aufbau größerer zusammenhängender Vorkommen grundsätzlich geeignet?) auch zeitliche Aspekte (Bei welchen Gebieten ist die Besiedlung demnächst möglich oder mit gezielter ‚Entschneidung' besser möglich?) einfließen zu lassen. Es ist zweckmäßiger, zunächst die Barrierewirkungen in den aktuellen Vorkommensgebieten zu mindern (Stärkung der Quellpopulationen durch Senkung der Mortalität) und gleichlaufend die starken Barrieren am Rand der Vorkommen in Richtung möglicher Wiederbesiedlungsräume abzubauen, als ‚durchgängige Linien' durch ganz Deutschland zu schaffen, die neue Querungsstellen in Bereichen beinhalten, die aus der zeitlichen Sicht des Wiederbesiedlungsfortschrittes erst dann relevant sind, wenn die Gebiete dazwischen nachhaltig besiedelt wurden (s. bereits Kapitel 5.3.4).

Selbst wenn die ‚Legende der traditionellen Fernwander- bzw. Ausbreitungswege' (z.B. Elch- und Wolfsrouten durch Mitteleuropa) stimmt (wofür es Hinweise gibt), so bleibt es zweckmäßiger, zunächst die für Gründung von Vorkommen prädestinierten ‚nahen' Gebiete besser erreichbar zu machen. Denn ‚nahe' Gebiete werden im Zeitverlauf von mehr Tieren (evtl. auch über die Fernrouten) erreicht und eine Zuwanderung von mehreren Tieren ist erforderlich, um neue Vorkommen zu gründen und Verluste in den neu besiedelten Gebieten auszugleichen. Wird die Etablierung von Vorkommen in neuen Gebieten dann festgestellt, lassen sich je nach Verlauf der Entwicklung auch Anpassungen des zeitlich-räumlichen Konzeptes vornehmen.

In Abb. 108 wird ein Entwurf eines solchen zeitlich-räumlichen Konzeptes skizziert. Zunächst müssen Ziele fachlich gefasst werden (Wobei GIS keine inhaltlichen Beiträge ‚liefern' können!). Übergeordnetes Ziel ist der Aufbau von Vorkommen der weitläufig ausgerotteten und deshalb heute gefährdeten ‚größeren Säugetiere' mit großen Raumansprüchen in allen besonders geeigneten Gebieten. In Deutschland stehen dabei primär Luchs, Wildkatze und Wolf im Fokus; je nach Entwicklung in den ‚außerdeutschen Quellgebieten' auch Elch und evtl. Braunbär (zu weiteren Arten s. Tab. 25, zur Rolle von ‚ungefährdeten' Arten in Ökosystemen s. Kapitel 7.2.2). Die besonders geeigneten Gebiete wurden ausgehend von allen waldreichen bzw. gehölzreichen und naturgeprägten Flächen (vgl. Kapitel 6.4.2, erster Absatz) als Grundlage für die Skizze mit einem abgewandelten Ansatz zur Abgrenzung von Funktionsräumen (Pufferfolgen) ermittelt. Es handelt sich dabei um Räume mit hohem Anteil an o.g. Flächen, die eine gewisse Mindestgröße bei einer nur mäßigen Zerlappung aufweisen (in Abb. 108; 4 Größenklassen/ hell bis dunkelgrün: bis 100 km², bis 500 km², bis 1000 km² und größer 1000 km²). Innere lineare Zerschneidungen (z.B. Straßen) können vorhanden sein (s. Kapitel 6.3.1); Siedlungsflächen sind meist nur kleinflächig bzw. inselartig in den Räumen zu finden. Als Ziel wurde erwogen, dass alle Gebiete ab einer Mindestgröße von 500 km² (die zwei höchsten Größenklassen) langfristig wieder besiedelt sein sollen und dass möglichst viele der Gebiete der Größenklasse bis 500 km² in ein solches System eingebunden sein sollten, d.h. im Zuge der Wiederausbreitung im Zusammenhang mit den größten Gebieten z.T. auch besiedelt werden sollten, sofern sich dies mit den Raumansprüchen der einzelnen Arten vereinbaren lässt. Um die Zielerreichung zu unterstützen, ist es zweckmäßig, die für eine Wiederausbreitung geeignetsten Korridore zu ermitteln und schrittweise zu verbessern (Lebensraumentwicklung, Querungshilfen).

Ausgehend von den meist östlich bzw. südwestlich gelegenen ‚Quellgebieten' für o.g. Arten (in Abb. 108 aus Übersichtsgründen nicht herausgehoben, s. Abb. 105) sind mehrere Stufen der Umsetzung eines zeitlich-räumlichen Verbundkonzeptes vorstellbar; in der Skizze wurden drei Stufen (Pfeile dunkelrot: kurz-, rot: mittel-, gelb: langfristig) angenommen. Primär ist zunächst die Verbesserung der aktuell besiedelten Gebiete notwendig (Minderung innerer Zerschneidung, s.o.); dies betrifft z.B. die aktuellen Vorkommensgebiete der Wildkatze in den Mittelgebirgen in Rheinland-Pfalz bis nach Sachsen-Anhalt, die Gebiete mit Luchsvorkommen (Bayerischer Wald, Harz, Sächsische Schweiz, Pfälzer Wald, Schwarzwald) sowie das Wolfsgebiet in der Lausitz (z.B. BAB 15, B 156). An den aktuellen Außengrenzen der besiedelten Gebiete sollten gleichlaufend Verbesserungen stattfinden bzw. stufenweise (s. Abb. 108) dem Besiedlungsfortschritt angepasst werden, sofern dieser anhalten sollte. Für die Eingrenzung der Konfliktabschnitte kann der Ansatz der ‚Unzerschnittenen Funktionsräume' (UFR) bzw. der Zerschneidungsabschnitte (Methodik s. Kapitel 6.3) herangezogen werden. Die Ermittlung von prioritären ‚Entschneidungsabschnitten' soll also nicht im Nachgang zur Festlegung bestimmter Korridore erfolgen, sondern es wird der Ansatz der UFR genutzt, um ein ‚gesamtlandschaftliches' Vorgehen zu gewährleisten (Abb. 109). Dabei werden aktuelle Artverbreitungen, möglichst viele Informationen zur aktuellen Durchlässigkeit der relevanten Verkehrstrassen und der zeitlich-räumliche Aspekt integriert.

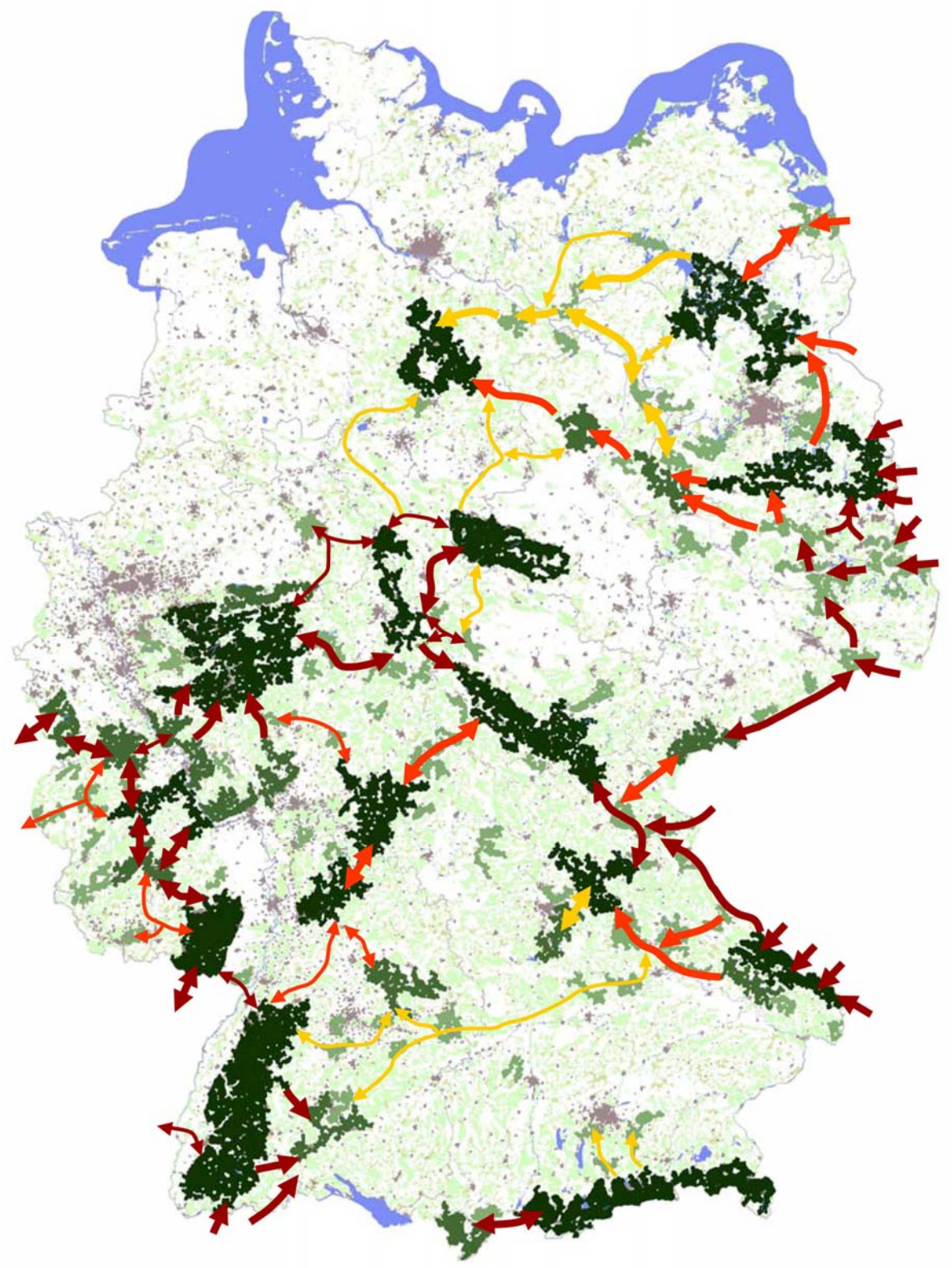


Abb. 108: Skizze eines zeitlich-räumlichen Verbundkonzeptes für ‚größere Säugetiere'

- Bezug genommen wird hier primär auf die hochmobilen, gefährdeten Arten
- Skizze zeigt nur Vorüberlegungen auf, Erläuterungen s. Text
- schmale Pfeile sind bedeutende Verbindungen, die aber aufgrund der landschaftlichen Situation nicht unbedingt zu den nationalen ‚Hauptbesiedlungssträngen' gezählt werden können
- (kleinere) hier nicht verknüpfte Räume können ausgehend von den ‚Hauptbesiedlungssträngen' eingebunden werden (dauerhafte Besiedlung der nördlichsten Gebiete ist erst zu erwarten bzw. zu forcieren, wenn die großen geeigneten Räume wie die Lüneburger Heide und das Mecklenburg-Brandenburger Wald- und Seengebiete wieder besiedelt sind)

Für die anschließende Suche nach konkreteren Bereichen für Querungshilfen steht das erarbeitete ‚Netzwerk der Waldlebensräume' (s.o.) mit seinen zahlreichen ausgewiesenen günstigen Verbindungsräumen zu Verfügung.

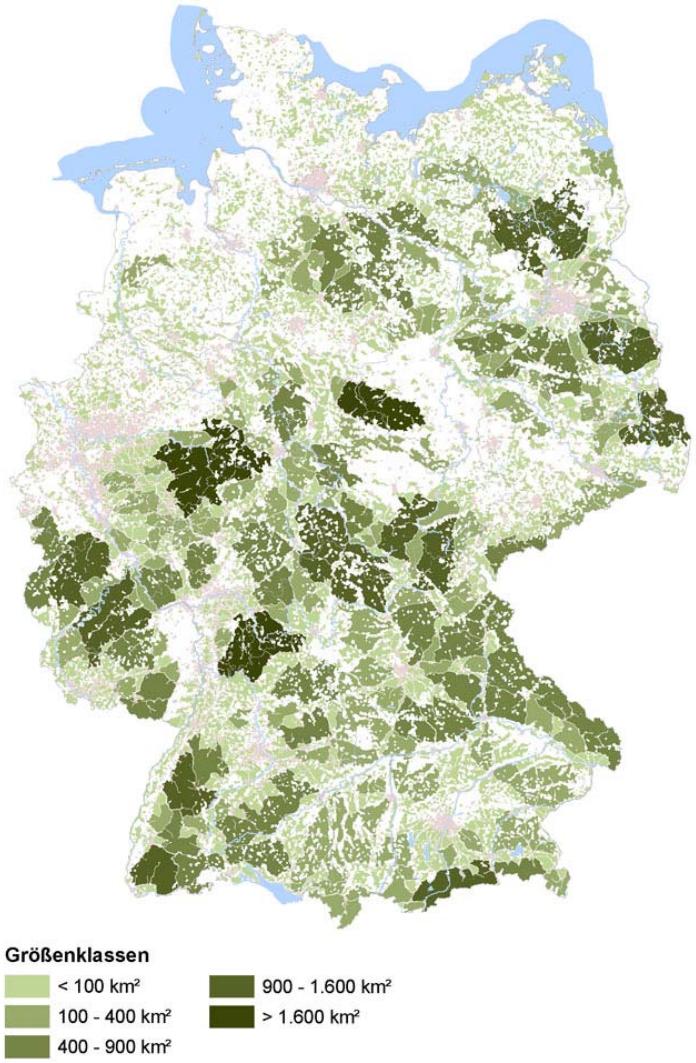



Abb. 109:
UFR für Wald bewohnende größere Säugetiere
(aus RECK et al. 2007a, Klassifizierung ohne Berücksichtigung von staatsübergreifenden UFR)

Trotz der hier und an anderer Stelle (s. Kapitel 3.3.3 und 3.3.4) sicher berechtigt angestellten Überlegungen zu einem Verbundkonzept für ‚größere Säugetiere' ist zu beachten, dass ein großräumiges Entschneidungskonzept aus Gründen der Effizienz nicht nur für wenige Arten konzipiert werden kann. Konzepte für die Artengruppe der größeren Säugetiere sollten nicht losgelöst von Plänen für andere zerschneidungsempfindliche, aber weniger mobile Anspruchstypen aufzustellen bzw. auch zu versuchen, die Bestrebungen mit den Inhalten der Biotopverbundplanungen der Bundesländer, sofern diese dafür geeignet sind oder weiterentwickelt werden können, zu verknüpfen (s. Mecklenburg-Vorpommern, Kapitel 4.2.5). Die Wahrscheinlichkeit, dass ‚größere Säugetiere' (ausreichend dimensionierte) Querungshilfen für weniger mobile Zielarten in den entsprechenden Vorkommensgebieten (mit)nutzen, ist höher als umgekehrt. Es sind also eher die weniger mobilen, durch Zerschneidung gefährdeten Arten, die für die Bestimmung von für mehrere Artengruppen wirksamen Netzwerken und/ oder die genaue Positionierung von Querungshilfen herangezogen werden müssen.

# 7 Diskussion - der GIS-Algorithmus vor dem Hintergrund des aktuellen Standes der Fachdiskussion und der Planungspraxis

## 7.1 Die Ergebnisse als kleinmaßstäblicher Zielrahmen

### 7.1.1 Leitfunktion der räumlichen Darstellungen

Gemäß der Zielstellung der Arbeit wurde eine Methodik entwickelt, mit dem die Bewahrung und Wiederherstellung großräumig funktionsfähiger ökologischer Beziehungen in räumlichen Umweltplanungen unterstützt werden kann. Die entstehenden Systeme sind nicht als Ergebnisse einer stark konkretisierenden ‚Planung' (s. auch Kapitel 7.2.3) zu betrachten, sondern als ein Angebot für einen räumlichen ‚Zielrahmen', der die wichtigsten Bereiche mit aktuellen und potenziellen Wechselbeziehungen zusammenfasst. Der erarbeitete GIS-Algorithmus ist dabei vor allem auf die Suche nach möglichst weit führenden zusammenhängenden Ketten von Funktions- und Verbindungsräumen (‚Korridore') ausgerichtet, die noch entwicklungsfähig sind, d.h. noch nicht durch als irreversibel zu betrachtende (flächige) Barrieren unterbrochen sind. Bei Generierung der ‚Korridore' wird keine Richtung vorbestimmt (z.B. wie in *Cost Distance*-Analysen durch Setzung von weit entfernt liegenden Start- bzw. Zielgebieten), sondern das System entwickelt sich aus dem Zusammenwirken seiner Grundbestandteile und verknüpft schließlich mit größtmöglicher Effizienz alle nicht extrem verinselten Lebensräume zum einem Netzwerk.

Bereits an vielen Stellen im Text (s. insbesondere in den Kapiteln 5.4 und 6.1) wurden Hinweise zur Bedeutung der Arbeitsschritte und zur Interpretation der Ergebnisse gegeben. Zur Absicherung der Funktionalität des GIS-Algorithmus mussten diskutable bzw. diskutierte Überlegungen bereits in den „Modifikationsansätzen und -erfordernissen" bei den entsprechenden Arbeitsschritten aufgegriffen werden. Nachfolgend wird deshalb nur Grundlegendes noch einmal hervorgehoben, näher erläutert und diskutiert.

Ganz wesentlich für Interpretationen der Ergebnisse ist die Beachtung des Maßstabes, auf den die Vorgehensweise der Erarbeitung ausgerichtet ist. Die Ergebnisse sind primär im **Maßstabsbereich 1:100.000** zu verwenden (vgl. Abb. 112); bei guter Qualität der Grundlagendaten (differenzierte Biotop- und Landnutzungskartierung, hoch aufgelöste Daten zu Entwicklungspotenzialen) können sie auch noch bis zum Maßstab 1:50.000 als aussagekräftig gelten.

Trotz der Fixierung des Maßstabsbereiches ist es unter Vorbehalt vertretbar, sich im letztgenannten Fall (gute Datenlage) weiter in ein Betrachtungsgebiet zu ‚zoomen' (max. bis zum Maßstab 1:25.000). Dies ist grundsätzlich möglich, weil aufgrund der Arbeit mit allen lokalen Biotopflächen regelmäßig noch plausible Zusammenhänge herausgestellt werden konnten. Für Interpretationen (als Planungshilfe) sind aber dann aus fachlicher Sicht erhöhte Anforderungen an den Bearbeiter zu stellen. Zu berücksichtigten ist neben der Qualität der Grundlagendaten, die Auswirkungen auf die Aussagekraft (Plausibilität von Verbindungen) haben, insbesondere die Bedeutung der Verbindungsräume sowie die Gültigkeit ihrer Abgrenzungen:

Ein Verbindungsraum ist grundsätzlich nicht als konkret ausgewiesene Fläche zu verstehen, d.h. seine Abgrenzung ist nicht als ‚absolutes Ende des Betrachtungsraumes' aufzufassen, in dem Maßnahmen zur Verbesserung des Verbundes sinnvoll sein können oder für den eine strategische Sicherung (s. nachfolgend) empfohlen wird.

Dabei ist es egal, ob die Verbindungen die bereits beschriebenen konkaven Formen aufweisen oder nachträglich grafisch überarbeitet wurden (s. Kapitel 6.1.1 und 6.2.5). Die konkaven Formen der Verbindungen sind zudem gut dazu geeignet, die ‚Stärke' möglicher Wechselbeziehungen zwischen unterschiedlich großen bzw. zueinander gelegenen Habitatflächen innerhalb der gleichen Distanzklasse zu symbolisieren (Abb. 110). Die ‚grafische Verbesserung' wird deshalb nur für bestimmte Kartendarstellungen (Abhängigkeit von den Adressaten) vorgeschlagen.

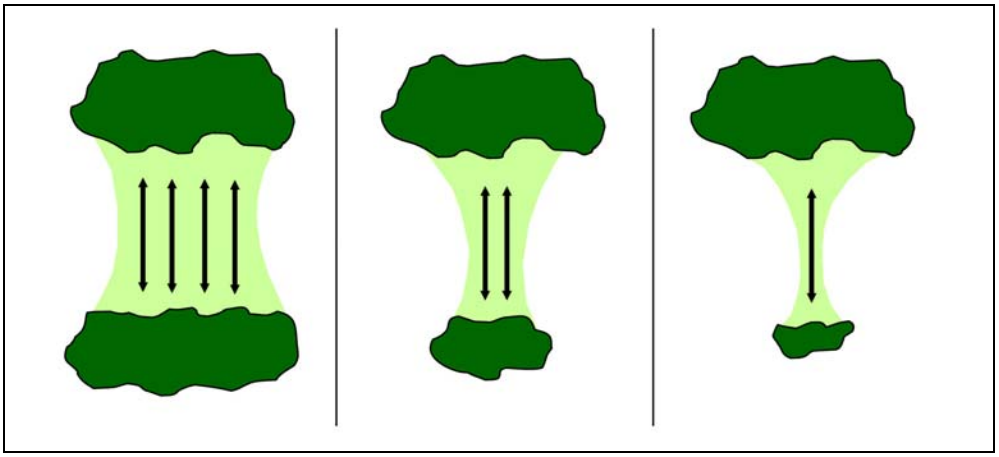


Abb. 110: Konkave Formen als Symbolträger

Die verorteten Verbindungsräume sind zunächst Hinweise auf wichtige ‚**Freihalteräume**', d.h. in ihnen und in ihrem näheren Umfeld sollte auf Infrastrukturmaßnahmen (z.B. Aufstellung von Bebauungsplänen) verzichtet werden. Die Landbewirtschaftung (insbesondere die Land- und Forstwirtschaft) sollte dazu beitragen, die ökologischen Funktionen der Räume zu sichern und möglichst zu verbessern. Die ‚Freihalteräume' sind deshalb von größerer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz als andere in ihrem aktuellen Zustand ähnliche Teile der Kulturlandschaft, weil bei ihnen aufgrund der relativen räumlichen Nähe bzw. Benachbarung von gefährdeten Lebensräumen und Populationen davon ausgegangen werden kann, dass hier wichtige funktionale Beziehungen (z.B. Ausbreitung, Austausch/ Metapopulationen) bestehen. Wird der Zustand dieser Räume weiter verschlechtert, werden insbesondere hinsichtlich der Funktions- und Verbindungsräume der niedrigeren Stufen mit hoher Wahrscheinlichkeit wichtige räumlich-funktionale Beziehungen ge- oder zerstört oder/ und aus strategischer Sicht Fehler begangen, weil maßgebliche Entwicklungsmöglichkeiten verloren gehen. Letzteres trifft auf Bereiche zu, in denen die bestehende Landnutzung aktuell funktionale Beziehungen hemmt oder sogar unterbindet, die aber allein schon aufgrund ihrer räumlichen Lage eine Schlüsselfunktion im landschaftlichen Zusammenhang einnehmen.

Desweiteren sind Verbindungsräume und ihr Umfeld aufgrund o.g. Merkmale als prädestinierte ‚**Suchräume**' für Maßnahmen zur Verbesserung des Verbundes aufzufassen. Gerade dabei ist aber zu beachten, dass die Abgrenzungen der Räume nicht absolut zu sehen sind, sondern dass die durch den GIS-Algorithmus hervorgebrachten Systeme im Wesentlichen ‚nur' die lokalen bis regionalen Grundrichtungen aktueller und potenzieller funktionaler Beziehungen aufzeigen sollen und können (s. z.B. Abb. 112). Es ist auch nicht sinnvoll, dass (Grundlagen für) kleinmaßstäbliche Zielplanungen mit viel Aufwand spezifische Maßnahmenflächen ausweisen, weil entweder die naturschutzplanerischen Vorstellungen dann unrealistisch werden (bei Nichtberücksichtigung maßgeblicher Bedingungen wie z.B. Eigentumsverhältnisse bzw. Landnutzung, standörtliche Differenzierungen) oder es sich um langwierige Planungen handelt (bei Berücksichtigung o.g. maßgeblicher Bedingungen), deren ‚Wert' bereits während der Bearbeitungszeit wieder gemindert wird, weil sich die Verhältnisse geändert haben. Sinnvoll sind dagegen vorausschauend strategische Pla-

nungen mit vereinfachten ‚Zielrahmen' zur Sicherung bestehender und potenziell wichtiger Raumbeziehungen, die allerdings mit entsprechendem Gewicht v.a. Eingang in die Raumordnungsplanung finden müssen (vgl. Kapitel 4.3.2 und 7.5.4) und es bedarf zur tatsächlichen Verwirklichung des überörtlichen Biotopverbunds finanzierter Programme und engagierter Initiativen (staatlich oder nichtstaatlich), die gesichert durch ein professionelles Management zielorientierte Prozessplanungen mitsamt der Verwirklichung betreiben können. Ansätze bzw. Beispiele dafür sind die Naturschutzgroßprojekte des Bundes (BfN 2006) oder das BayernNetz Natur (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2007).

Wenn die Ergebnisse von HABITAT-NET als Grundlage für örtliche Maßnahmenplanungen mit herangezogen werden, dann muss auch das Umfeld von Verbindungsräumen mit betrachtet werden, weil sich dann konkrete Verbindungsflächen in lokal günstigen Konstellationen finden lassen (Schema s. Abb. 111). Wie dies aussehen kann, wird im nachfolgenden Kapitel im Zusammenhang mit dem Diskussionsschwerpunkt ‚Ausbreitungswiderstände' anhand eines Ausschnittes aus dem Verbund der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts skizziert.

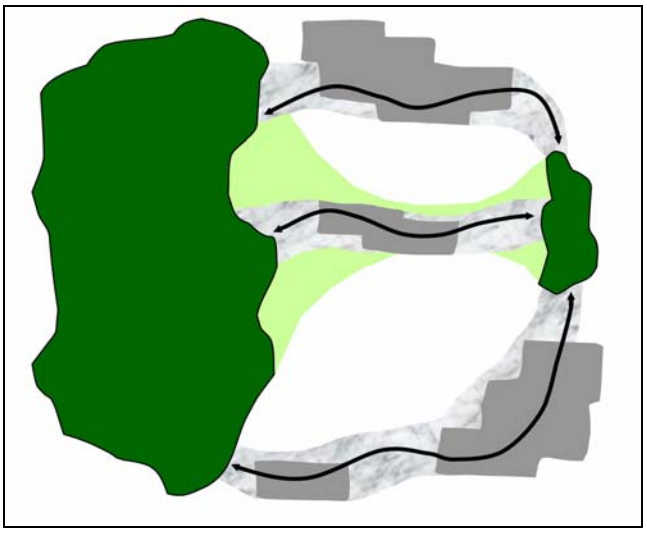


Abb. 111:
Bedeutung der Abgrenzung von Verbindungsräumen

dunkelgrün: Lebens- bzw. Funktionsräume
hellgrün: Verbindungsraum (hinterlegt)
flächig grau: für den Verbund günstige bestehende aktuelle Landnutzungen
Pfeile: günstige Achsen des Verbunds (vgl. Abb. 113)
grau meliert: günstige Korridore für Maßnahmen des Verbunds

### 7.1.2 Zielrahmen versus Ausbreitungsmodellierung

Für die Berücksichtigung von Ausbreitungswiderständen in HABITAT-NET gibt es zwei mögliche Herangehensweisen. Bei der ‚perspektivischen' Variante werden nur die ‚absoluten Barrieren' (z.B. bebaute Flächen) in den Algorithmus eingestellt (wie im Beispiel geschehen, s. Kapitel 6.2.19), hingegen gehen beim ‚aktualisitischen' Ansatz auch die Widerstände der sonstigen aktuellen Landnutzung (inkl. standörtlicher Unterschiede) ein, d.h. wenn z.B. ein möglicher Verbindungsraum für ‚Offenlandarten' aktuell mit Waldflächen (bewertet nach Anteil/ Größe) ausgestattet ist, dann wird er nicht zum Aufbau des Netzwerkes herangezogen.

Da mit dem Erarbeiteten insbesondere Verbundplanungen unterstützt werden sollen, wird grundsätzlich der ‚perspektivische' Ansatz empfohlen, weil dann mit der Netzwerkbildung gleichzeitig auch Entwicklungsmöglichkeiten in weniger gut ausgeprägten Verbindungsräumen aufgezeigt werden können. Die dann erzielten Ergebnisse sind nicht ausschließlich ein Abbild gegenwärtiger Verbundzustände (z.B. im Sinne von aktualistischen Ausbreitungsmodellen oder existierenden Metapopulationen), sondern beinhalten auch eine starke empfehlende Komponente (vgl. bereits Kapitel 5.4.4 und 6.2.5).

Eine ‚aktualistische' Ausformung der Netzwerke kann sinnvoll sein, wenn sie zusätzlich stattfindet. Wenn enger gefasste Anspruchstypen zugrunde gelegt werden, können Verbindungsräume damit

zunächst in ihrer Bedeutung noch einmal genauer spezifiziert werden. Außerdem können im Einzelfall auch alternative Verbindungen gefunden werden, weil im Algorithmus dann je nach Anspruchstyp bestimmte Landnutzungen (z.B. Waldflächen bei ‚Offenlandarten') für Unterbrechungen sorgen und die Verknüpfung (in den höheren Stufen) an anderer Stelle erfolgt.

Insgesamt ist das Aufzeigen von konkretisierten Entwicklungsmöglichkeiten für den Verbund immer nur mit Bezug auf den jeweiligen enger gefassten Anspruchstyp (z.B. Offenlandarten der Trockenlebensräume) plausibel möglich. Im bearbeiteten Beispiel der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts wurde aufgrund der Aussageschärfe der vorliegenden Daten eine grobe Fassung des Anspruchstyps gewählt, der die Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts zusammenfassend (Offen- und Halboffenland, Trockengebüsche- und Wälder) behandelt. Bereits die kartierten Biotopkomplexe enthalten z.B. ‚Wald-' und ‚Nichtwaldflächen' (s. Kapitel 6.2.2). Damit wird zunächst der Anschein erweckt, dass dadurch Ausbreitungswiderstände nicht genau genug berücksichtigt werden können und damit ‚das Modell nicht stimmt'. Zwar lassen sich dadurch tatsächlich die aktuellen wichtigen Austauschbeziehungen für spezielle Anspruchstypen weniger gut eingrenzen, doch tritt hier auch ein Vorteil der Arbeit mit ‚Biotopkomplexen' (also Lebensräume für mehrere Anspruchstypen, s. auch Kapitel 5.4.2) hervor: Auch im Falle einer getrennten (und grundsätzlich auch empfohlenen) Erarbeitung von Netzwerken für spezielle Anspruchstypen werden sich in vielen Verbindungsräumen Zielkonflikte offenbaren, d.h. es stellt sich heraus, dass im gleichen Raum Austauschbeziehungen z.B. für ‚Offenlandarten' und ‚Waldarten' erhalten bzw. entwickelt werden müssen. Bei einem Verbindungsraum, der Komplexe verbindet, ist dieser Sachverhalt bereits ‚integriert' und je nach aufgezeigter Situation in den Räumen können dann angepasste Entwicklungsfestlegungen getroffen werden.

Nachdem die Verbindungsräume (einer jeden Stufe) im Anschluss an ihre Generierung und ggf. grafischen Ausformung mit den vorbereiteten Daten zu den Ausbreitungswiderständen (s. Kapitel 5.4.6) überlagert wurden (Kapitel 6.2.19), können sie nach ihrer aktuellen Ausstattung bzw. Durchlässigkeit beurteilt werden. Für jeden Anspruchstyp lässt sich dann aufzeigen, in welchen Bereichen vor dem Hintergund des aktuellen Zustandes die günstigste Achse für die Platzierung von Maßnahmen zu suchen ist (s. Abb. 113, vgl. Abb. 111) und wie groß dort in Abhängigkeit von den Zielarten der Handlungsbedarf einzuschätzen ist. Eine geringer Ausbreitungswiderstand zieht einen geringen Handlungsbedarf und starke Ausbreitungswiderstände einen erhöhten Handlungsbedarf nach sich. Als geeignet sind besonders Maßnahmen zu bezeichnen, die mit naturverträglicheren Flächennutzungen (z.B. extensive Weidesysteme auch auf mittleren Standorten) eine größere Varianz typischer Lebensräume in den Verbindungsräumen hervorbringen und die somit Durchlässigkeit für mehrere Anspruchstypen fördern (Aufhebung der strikten Trennung zwischen land- und forstwirtschaftlichen Flächen). Natürlich ist auch die Neuentwicklung oder die Erweiterung (aufeinander zu) von Lebensräumen sinnvoll. An dieser Stelle sei aber angemerkt, dass dahin gehende Handlungen (wie Maßnahmen des Biotopverbunds überhaupt) im Wesentlichen nur dann sinnvoll sind, wenn es gelingt, die Habitate selbst im erforderlichen Erhaltungszustand zu bewahren (vgl. z.B. HENLE et al. 1999, SCHRÖDER 2000, RECK et al. 2005a).

Vor dem Hintergrund der oben zur Berücksichtigung von aktuellen Ausbreitungswiderständen geführten Diskussion soll auch noch einmal auf die kostengewichteten Distanzanalysen (*Cost Distance-Analysis*) zurückgekommen werden (grundsätzliche Eignungsbewertung für die hier zu bewältigende Aufgabe s. Kapitel 5.3.4). Die mit der *Cost Weighted Distance*-Funktion erzeugten ‚Kostenoberflächen' können mit der detaillierten Berücksichtigung der aktuellen Landnutzung zwar durchaus die Stärke von flächigen ‚Barrieren' aufzeigen, doch grundsätzlich handelt es sich bei

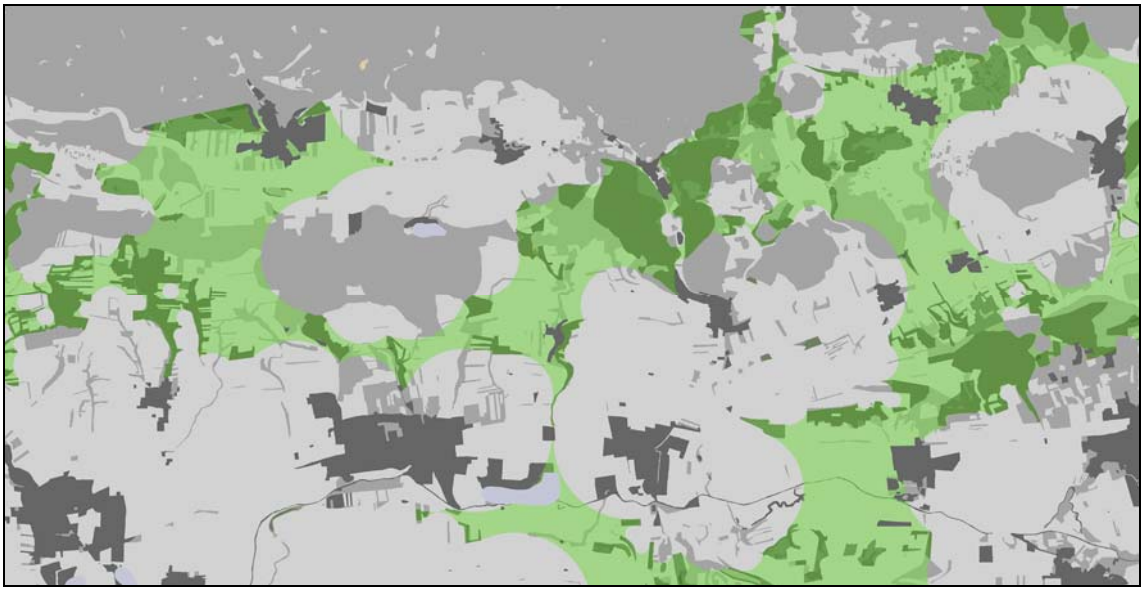


Abb. 112: Verbund der Trockenlebensräume am Harzsüdrand bei Questenberg (M 1:100.000)

Netzwerk: grün; Landnutzung / Ausbreitungswiderstände: grau (Details bei Abb. 113)

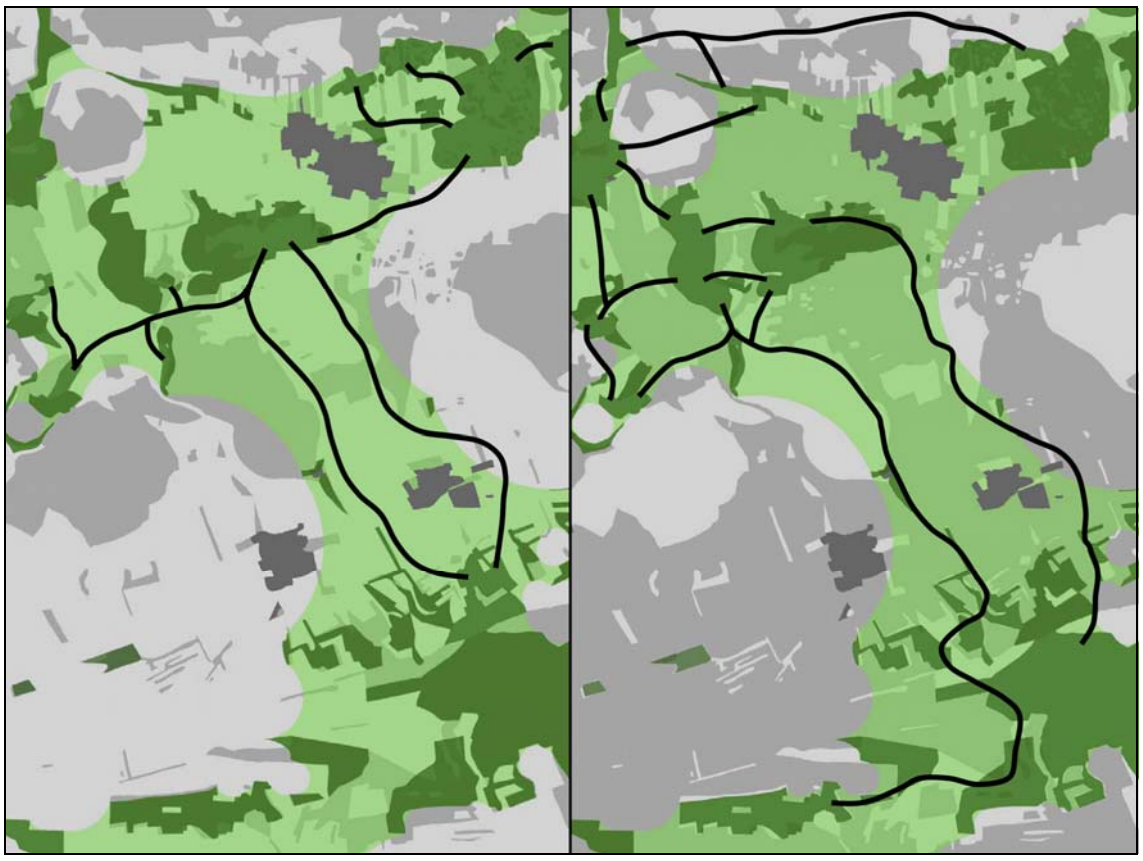


Abb. 113: Zwei Beispiele für die Konkretisierung von Verbundüberlegungen

(Detail aus Abb. 112) / dunkelgrün (transparent): Trockenlebensraumkomplexe
hellgrün (transparent): zusammengefasste Verbindungsräume auf Basis der Distanzklassen bis 1500 m
Ausbreitungswiderstände (AW) in Graustufen:
hell = geringer AW, mittel = hoher AW, dunkel = absolute Barriere, hier Bebauung)
links: Darstellung für ‚Offenlandarten' (auch in Abb. 112), rechts: Darstellung für ‚Waldarten'
Durch das transparent angelegte Netzwerk sind einerseits die Wald- und Offenlandanteile in den Lebensraumkomplexen als auch die verschieden starken Ausbreitungswiderstände in den Verbindungsräumen zu erkennen. Die Darstellung und Bedeutung der Verbindungsachsen (Linien) entsprechen denen in Abb. 111.

den Ergebnissen um großflächige Darstellungen der mit den gleichen Kosten erreichbaren Räume in alle Richtungen (s. Abb. 61, Abb. 62, Abb. 63). Aus denen können günstige Verbindungsräume zwischen den fokussierten Lebensräumen nicht separiert werden, weil sie sich von den ins ‚Leere' laufenden ‚Ausbreitungsräumen' nicht unterscheiden lassen. Der Vorteil der nicht euklidischen Arbeitsweise gerät dadurch wieder ins Hintertreffen, denn nur durch eine Gesamtabbildung von wahrscheinlichen Ausbreitungsverhältnissen wird noch keine weiterführende operationalisierte Ableitung von Handlungsbereichen vollzogen (zur Bedeutung von ‚*Least Cost Paths*' s. Kapitel 5.3.4). Demgegenüber bieten die Verbindungsräume bereits konkretisierte Raumausschnitte mit wichtiger bis essenzieller Funktion im überörtlichen Verbund, obwohl aktuelle Ausbreitungswiderstände nicht im Detail berücksichtigt werden. Dass dies der Zielverfolgung nicht abträglich ist, haben Tests gezeigt, in deren Ergebnis es sich z.B. herausstellte, dass durchschnittlich 75 % der Verbindungsräume für ‚Offenlandarten' im Netz der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts nicht durch Waldflächen oder größere Gehölze unterbrochen sind. Das liegt an der trivialen Tatsache, dass wertvolle ‚Offenlandlebensräume' in den meisten Landschaften häufiger im ‚Offenland' liegen oder Kontakt zum ‚Offenland' haben (Wälder analog), womit zumindest eine gute Voraussetzung für eine mögliche Umsetzung von Maßnahmen direkt im Bereich der Verbindungsräume gegeben ist, d.h. es wäre kein (problematisches) Zurückdrängen von Gehölzen oder Wäldern erforderlich. Bei den restlichen 25 % gibt es sehr oft die Möglichkeit, im engeren Umfeld der Räume günstige Verbindungsachsen zu finden (s. Abb. 113). Sicher gibt es aber immer eine Anzahl von Verbindungsräumen, in denen hohe aktuelle Ausbreitungswiderstände vorherrschen (z.B. bei isolierten Offenlandlebensräumen in Wäldern oder bei isolierten Waldinseln in Agrargebieten). Gerade in diesen Fällen fällt aber bei optischer Analyse der Netze bzw. der Konfigurationen der Lebensräume auf, dass Alternativverbindungen (Umwege) oftmals gar nicht auszumachen sind, d.h. unter einem strategischen Blickwinkel die kürzeste Verbindung regelmäßig auch die ‚günstigste' ist. Im Falle einer tatsächlichen Verwirklichung von Planungen wären in diesen Bereichen allerdings umfangreichere Änderungen in der Flächennutzung zumindest partiell erforderlich (Erhöhung der Durchlässigkeit: Waldneugründung oder Schneisen- und Innensaumsysteme in Wäldern).

## 7.2 Validierung und Vergleiche

### 7.2.1 Repräsentanz der Netzwerke für die fokussierten Arten (Validierung)

Es ist eine zentrale Frage, ob die im Wesentlichen auf Basis von Daten zu Lebensraumtypen erarbeiteten Verbundsysteme die Hauptvorkommensbereiche der jeweils fokussierten Arten abbilden und ob die für die Arten besonders wichtigen räumlich-funktionalen Beziehungen herausgestellt sind, d.h. ob dem inhaltlichen Anspruch der Ziele des Biotopverbunds (Verbund für Arten und deren Populationen) überhaupt entsprochen werden kann. Eine Validierung dieses Zusammenhanges wäre mit repräsentativen Daten zum Vorkommen und zu den Beständen der entsprechenden Arten möglich. Da aber, wie mehrfach herausgestellt, diese Informationen nur begrenzt vorhanden sind, ist die Bereitstellung eines Nachweises, dass die inhaltlichen Anforderungen an die Netzwerke erfüllt werden, erschwert.

**Heuschreckenarten der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts**

Aufgrund der vergleichsweise guten Datenbasis (ca. 34.600 Datensätze) für die Heuschrecken in Sachsen-Anhalt (vgl. Kapitel 6.2.16) wurde ein Validierungsversuch für diese Artengruppe bzw. eine Untergruppe durchgeführt. Zugrunde gelegt wurde das mit dem entwickelten Algorithmus als ein Beispiel erarbeitete Netzwerk der Trockenlebensräume. Zunächst wurden die entsprechenden Arten anhand ihrer bekannten Lebensraumansprüche ausgewählt (s. bereits Tab. 21) und für die

hier beabsichtigten Aussageziele in zwei ökologische Gruppen eingeteilt (s. Tab. 27). Aufgenommen wurden nur Arten (Zielartenansatz), die in Sachsen-Anhalt stenotop und charakteristisch für Trockenlebensräume sind, nicht aber solche, die zwar auch in Trockenlebensräumen vorkommen, aber dort nicht unbedingt ihren Schwerpunkt haben (z.B. *Metrioptera bicolor*, *Decticus verrucivorus, Gomphocerippus rufus, Chorthippus brunneus*). Die Auswahl zeigt eine nahezu vollständige Übereinstimmung mit der Liste von WALLASCHEK et al. (2004), die zur Identifizierung von wichtigen Gebieten für die Artengruppe in Sachsen-Anhalt zusammengestellt wurde (s. auch Kapitel 6.2.16). Die (ehemaligen) Vorkommen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) wurden wegen ungenauer Fundortangaben nicht einbezogen.

Anschließend konnten verschiedene Repräsentativitätstests durchgeführt werden. Zugrunde lagen für die Analysen wiederum die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 100 m. Eingangs soll noch erwähnt werden, dass die nachfolgenden Aussagen natürlich nicht als Kritik an der Heuschreckenerfassung in Sachsen-Anhalt angesehen werden sollen; im Gegenteil: nur durch einen bemerkenswert umfangreichen Datensatz bzw. guten Kenntnisstand (s. WALLASCHEK et al. 2004) konnte die Artengruppe überhaupt für derartige Zwecke ausgewählt werden.

Vorab wurde festgestellt, dass nur für 260 von 3614 Funktionsräumen mit Trockenhabitaten (ca. 7 %) überhaupt Nachweise vorlagen, was bereits darauf hindeutet, dass die Datengrundlage trotz ihres Umfanges wahrscheinlich nicht annähernd repräsentativ bzw. ‚vollständig' sein kann. Auffällig ist zudem, dass sich die Nachweise auf ganz bestimmte (näher untersuchte) Gebiete konzentrieren (z.B. Porphyrkuppenlandschaft bei Halle: Gegenstand von Forschungsvorhaben). Auch bei einer Erweiterung der Abfrage auf einen Umkreis von 100 m um die Funktionsräume, die aufgrund der Lageungenauigkeiten im Vergleich beider Grundlagen durchgeführt wurde, ergaben sich keine wesentlichen Änderungen (ca. 10 %). Auf eine Berücksichtigung der bei den einzelnen Erfassungsdaten angegebenen Fundorttoleranzen wurde verzichtet, weil nicht auszuschließen ist, das dies die Aussagen eher noch verfälscht hätte. Trotz der geschilderten einschränkenden Sachverhalte kann eine Analyse zeigen, zu welchem Grad die bekannten Vorkommen im Verbundnetz ‚aufgenommen' sind. In Tab. 27 sind die Ergebnisse aufgeführt.

Bei den (sehr) seltenen Arten liegen ca. 82 % der Vorkommen im Bereich der Funktionsräume. Bei den Arten, die weniger selten sind und/ oder eine weniger enge Bindung an trockenwarme offene Habitate besitzen, beträgt die Repräsentanz dagegen nur ca. 56 %. Dies ist nicht besonders befriedigend und weist darauf hin, dass viele wichtige Lebensräume durch die zugrunde liegenden Biotopkartierungen offensichtlich nicht entsprechend erfasst wurden (vgl. Kapitel 5.2.2 und 5.2.3). Da aber nur für max. 10% der in den Biotopkartierungen erfassten Trockenbiotopkomplexen überhaupt Informationen zu den Heuschreckenarten vorliegen (s.o.) und mit hoher Wahrscheinlichkeit in vielen nicht untersuchten Trockenbiotopkomplexen bzw. Funktionsräumen Vertreter der betrachteten Artengruppe vorkommen, würden sich die ermittelten Prozentsätze wesentlich erhöhen, wenn aus diesen zahlreichen Räumen zusätzliche Informationen in die Analyse einfließen könnten. Dieser Zusammenhang kann als Hauptursache für die Repräsentativitätsdefizite herausgestellt werden und lässt weitere vertiefte Analysen nicht sinnvoll erscheinen. Trotzdem sollen zu den Fundpunkten, bei denen die entsprechenden Lebensraumflächen nicht durch Biotopkartierungen erfasst wurden bzw. nicht aus den Kartierungsdaten selektiert werden können, einige (artenspezifische) Aussagen auf Basis stichprobenhafter GIS-Überlagerungen gemacht werden.

Am auffälligsten treten die Defizite bei der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caerulans*) hervor; sie sind ein Zeichen für die mangelhafte (evtl. veraltete) Erfassung der vegetationsarmen Trockenlebensräume in der selektiven Biotopkartierung bzw. für die nur partiell mögliche Selektion dieser Lebensräume aus den Daten der CIR-BNTK (z.B. ‚neue' Trockenlebensräume der Bergbaufolgelandschaften, urbane Lebensräume). Teilweise gilt das auch für weitere Arten von Ruderalflä-

chen (z.B. *Oedipoda caerulescens).* Bei anderen dürfte auch ein mangelhafter Erfassungsgrad in der selektiven Biotopkartierung bezüglich der Biotoptypen des trockenen Wirtschaftsgrünland oder der thermophilen Säume (z.B. bei *Stenobothrus lineatus*) bzw. von Typen eher mittlerer Standorte mit offenen Bereichen und z.T. auch höherer Vegetation wie Gras- und Ruderalfluren, Zwergstrauchheiden und Schlagfluren verstärkt eine Rolle spielen (fast alle anderen Arten). Zwei Arten stellen Ausnahmen dar. Beim Zwerggrashüpfer *(Stenobothrus crassipes)* führen die wenigen Nachweise gekoppelt mit geringer Übereinstimmung der Geodaten schnell zu einer niedrigen Repräsentanz (33 %) und die Heideschrecke *(Gampsocleis glabra*) kommt nur in einem Gebietskomplex vor, welcher in der Biotopkartierung gut erfasst ist (100 % Übereinstimmung).

Tab. 27: Anteil der Vorkommen von Heuschreckenarten im Lebensraumnetzwerk

FR 100 = Funktionsraum auf Basis der Distanzklasse bis 100 m (s. Text)
Abfragen erfolgten unter Berücksichtigung eines Umkreises von 100 m (s. Text)

| **Deutscher Name** | **Wissenschaftlicher Name** | **Nachweise gesamt** | **Nachweise für FR 100** | **Anteil in %** (ca.) |
|---|---|---|---|---|
| **Seltene Arten mit meist enger Bindung an trockenwarme Habitate** | | | | |
| Zweipunkt-Dornschrecke | *(Tetrix bipunctata)* | 47 | 33 | 70,2 |
| Rotflügelige Ödlandschrecke | *(Oedipoda germanica)* (incl. ehem.Vork.) | 24 | 21 | 87,5 |
| Schwarzfleckiger Grashüpfer | *(Stenobothrus nigromaculatus)* | 46 | 43 | 93,5 |
| Zwerggrashüpfer | *(Stenobothrus crassipes)* | 6 | 2 | 33,3 |
| Kleiner Heidegrashüpfer | *(Stenobothrus stigmaticus)* | 189 | 159 | 84,1 |
| Steppen-Grashüpfer | *(Chorthippus vagans)* | 47 | 38 | 80,6 |
| | **gesamt für die Untergruppe** | **359** | **296** | **82,5** |
| **Weniger seltene Arten und/oder Arten mit weniger enger Bindung an trockenwarme Habitate** | | | | |
| Heideschrecke | *(Gampsocleis glabra)* | 22 | 22 | 100 |
| Westliche Beißschrecke | *(Platycleis albopunctata)* | 1032 | 695 | 67,3 |
| Feldgrille | *(Gryllus campestris)* | 538 | 384 | 71,4 |
| Langfühler-Dornschrecke | *(Tetrix tenuicornis)* | 317 | 158 | 49,8 |
| Blauflügelige Ödlandschrecke | *(Oedipoda caerulescens)* | 833 | 373 | 44,8 |
| Blauflügelige Sandschrecke | *(Sphingonotus caerulans)* | 264 | 68 | 25,6 |
| Rotleibiger Grashüpfer | *(Omocestes haemorrhoidalis)* | 597 | 381 | 63,8 |
| Heidegrashüpfer | *(Stenobothrus lineatus)* | 752 | 507 | 67,4 |
| Gefleckte Keulenschrecke | *(Myrmeleotettix maculatus)* | 751 | 436 | 58,1 |
| Verkannter Grashüpfer | *(Chorthippus mollis)* | 1501 | 683 | 45,5 |
| | **gesamt für die Untergruppe** | **6607** | **3707** | **56,1** |
| | **gesamt / alle Nachweise** | **6966** | **4003** | **57,5** |
| | **gesamt / Mittelwert aller prozentualen Anteile** | **-** | **-** | **65,2** |

Die durchgeführte Analyse zeigt, dass die verbesserte Orientierung der (selektiven) Biotopkartierung an den entsprechend schutzwürdigen Tierlebensräumen eine entscheidende ‚Stellschraube' für aussagekräftige Grundlagen eines integrierten Arten- und Biotopschutzes ist, die auch der Qualifizierung der Planung von Verbundsystemen zu Gute kommen würde (s. Kapitel 5.2.6).

Anzumerken ist noch, dass die ermittelten prozentualen Anteile natürlich nichts über die damit verbundenen Bestands- bzw. Populationsgrößen aussagen. Besser wäre es, diese Größen für den Repräsentativitätstest zugrunde zu legen. Es ist durchaus vorstellbar, dass dann eine höhere Repräsentativität des Netzwerkes nachgewiesen werden kann, z.B. wenn die Heuschreckenerfassung v.a. die wichtigen Gebiete (mit großen Populationen) eingeschlossen hat. Da jedoch nur für knapp ein Drittel der Nachweise Häufigkeitsangaben (Anzahl) vorliegen, die zusätzlich sicher nicht mit dem gesamten Bestands- bzw. Populationsgrößen der untersuchen Flächen gleichzusetzen sind,

sondern meist ‚nur' die beobachtete Anzahl angeben, erübrigt sich eine Validierung anhand von Bestands- bzw. Populationsgrößen.

Aufgrund dieser Tatsache und des Umstandes, dass nur für einen geringen Teil der Funktionsräume mit Trockenhabitaten Daten zu den Artvorkommen vorliegen (s.o.), ist es auch nicht Ziel führend möglich, die anhand von Habitatflächengrößensummen klassifizierte Bedeutsamkeit der Funktionsräume mit Hilfe der Daten zu den Artvorkommen zu validieren. Damit muss die Charakterisierung der Funktionsräume (bzw. Verbindungsräume) auf Basis von Flächengrößen (s. Kapitel 6.2.15 u. 6.2.17) die grundlegende Verfahrensweise bleiben. Die Charakterisierung auf Basis von Arten ist aber ein wichtiger, das aktuelle Wissen abzeichnender Ansatz, den es mit verbesserten Daten weiter auszubauen gilt, da nur er den eigentlichen Fokus (die Arten) in den Mittelpunkt rückt.

Durch den angestellten Validierungsversuch kann nicht nachgewiesen werden, dass die Bestimmung wichtiger Gebiete und Verbindungen allein anhand von Habitatflächengrößen bzw. Habitatflächengrößensummen der Funktionsräume in jedem Fall zielführend ist, was als Grundannahme hergeleitet wurde (s. z.B. Kapitel 5.4.1). Die mangelnde Repräsentativität der Daten (s.o.) lässt eine dahingehende Analyse nicht zu. In diesem Zusammenhang ist aber auf die Ergebnisse von JOOß (2006c, 191 ff., Übersicht in JOOß et al. 2007) aufmerksam zu machen, dem für größere Landschaftsausschnitte in Baden-Württemberg überwiegend durch Privatpersonen erhobene, umfangreiche und durchaus repräsentative Datensätze zu den Vorkommen und Beständen von Arten u.a. aus den Gruppen der Vögel, Heuschrecken, Tagfalter und Widderchen zur Verfügung standen. Seine Analysen hatten u.a. die Validierung der bei der Suche nach „Vorranggebieten" bzw. bei Zuweisungen von kommunalen Schutzverantwortungen für die Zielarten des Zielartenkonzeptes Baden-Württemberg (RECK et al. 1996, WALTER et al. 1998) verwendeten Indikatoren „Flächengröße" und „Biotopverbund" zum Inhalt (nachfolgend sehr verkürzt dargestellt). Während die „Flächengröße" sich auf die Größe der einzelnen Habitatflächen bezieht, wird der Indikator „Biotopverbund" durch die Größe von „potenziellen Verbundräumen" beschrieben. Die „Verbundräume" vereinigen alle Habitatflächen eines Anspruchstyps, die näher als ein bestimmter Distanzwert (im Projekt: 500 m) beieinander liegen, zum kleinstmöglichen Umrisspolygon. Die Ergebnisse zeigen, dass für die analysierten Anspruchstypen in den betrachteten Gebieten ein prinzipieller positiver Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Landes(ziel)arten und der Größe der Habitatflächen und/ oder der Verbundräume besteht und dass deshalb die Indikatoren „Flächengröße" und „Biotopverbund" in der Kombination geeignet sind, tierökologisch bedeutsame Gebiete auszuwählen (JOOß 2006c: 137). Zudem bestätigten Analysen geschachtelter Artengemeinschaften (*nestedness* - s. PATTERSON & ATMAR 1986) prinzipiell diese Ableitung, d.h. die großen Habitatflächen besaßen im Schnitt auch die reichsten charakteristischen Artenvorkommen (JOOß 2006c: 197).

Trotz des nachgewiesenen positiven Grundzusammenhangs zwischen Habitatflächengrößen bzw. Verbund und der Artenausstattung ist niemals auszuschließen, dass nicht auch kleine (isolierte) Habitatflächen besondere Artenausstattungen besitzen (z.B. bei hoher Habitatqualität bzw. reliktären Vorkommen). Insgesamt lässt sich deshalb resümieren: Große Gebiete sind wahrscheinlich immer besonders wertvoll, kleine Gebiete können es sein. Wenn unter dieser Maxime auf den überörtlichen Ebenen Prioritätensetzungen erfolgen, kann im Grunde nichts falsch gemacht werden, nur werden kleine wichtige Teilgebiete solange nicht erkannt, wie nicht zumindest für die wichtigsten Zielarten repräsentative Daten zu deren Vorkommen erhoben werden.

**Arten der Feuchtlebensräume Sachsen-Anhalts**

Für die Validierungen zum Netzwerk der Feuchtlebensräume konnten Daten aus der landesweiten Amphibien- und Reptilienkartierung des NABU-Landesfachausschusses Feldherpetologie/ Ichthyofaunistik sowie Daten des Landesamtes für Umweltschutz zu einzelnen Arten (Biber, Fischotter)

herangezogen werden (s. verwendete Geodaten im Quellenverzeichnis und Danksagung). Ergänzt wurden diese durch Angaben zum Vorkommen von hygrophilen Heuschreckenarten (s.o.).

Die Repräsentativitätstests wurden anhand der Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 100 m durchgeführt; abgefragt wurden aber für einen Umkreis von 100 m um die Funktionsräume, um die Lageungenauigkeiten zwischen beiden Grundlagen (Lebensräume und Arten) auszugleichen. Da die meisten betrachteten Arten vergleichsweise mobile Wirbeltiere sind, bei denen viele Nachweise auch im Umfeld ihrer Fortpflanzungsstätten (Landlebensräume) erbracht wurden, erfolgte für die Arten (außer Sumpfschildkröte) zusätzlich eine Analyse anhand der Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 500 m. Hier wurde für einen Umkreis von 500 m um die Funktionsräume abgefragt. Die Ergebnisse sind in Tab. 28 aufgeführt.

Tab. 28: Anteil der Vorkommen von Arten der Feuchtlebensräume im Netzwerk

FR 100 / 500= Funktionsraum auf Basis der Distanzklasse bis 100 m / 500 m
Abfragen erfolgten unter Berücksichtigung eines Umkreises
von 100 m bei den FR 100 und 500 m bei den FR 500 (s. Text)

| Deutscher Name | Wissenschaftlicher Name | Nachweise gesamt | Nachweise für FR 100 / Anteil in % | Nachweise für FR 500 / Anteil in % |
|---|---|---|---|---|
| Elbe-Biber | *(Castor fiber albicus)* | 856 | 668 / 78 | 780 / 91 |
| Fischotter | *(Lutra lutra)* | 215 | 156 / 73 | 193 / 90 |
| Rotbauchunke | *(Bombina bombina)* | 451 | 359 / 80 | 424 / 94 |
| Gelbbauchunke | *(Bombina variegata)* | 2 | 2 / 100 | 2 / 100 |
| Moorfrosch | *(Rana arvalis)* | 1062 | 718 / 68 | 940 / 89 |
| Laubfrosch | *(Hyla arborea)* | 667 | 369 / 55 | 544 / 82 |
| Knoblauchkröte | *(Pelobates fuscus)* | 1230 | 729 / 59 | 1027 / 83 |
| Wechselkröte | *(Bufo viridis)* | 898 | 365 / 41 | 646 / 72 |
| Europäische Sumpfschildkröte | *(Emys orbicularis)* | 12 | 8 / 67 | - |
| Sumpfschrecke | *(Stethophyma grossum)* | 538 | 395 / 73 | - |
| Sumpfgrashüpfer | *(Chorthippus montanus)* | 278 | 209 / 75 | - |
| Kurzflügelige Schwertschrecke | *(Conocephalus dorsalis)* | 835 | 594 / 71 | - |
| **gesamt / alle Nachweise** (ohne Gelbbauchunke) | | **7042** | **4570 / 67** | **3874 / 86** (von **5379**) |

Für die überwiegende Anzahl der Arten ergibt sich eine hohe Repräsentativität des Netzwerks mit etwa 70 % (FR 100 + 100 m-Umkreis) bzw. 80 bis über 90 % (FR 500 + 500 m-Umkreis) Nachweisanteil. Anzumerken ist, dass zur Bildung des Netzwerks der Feuchtlebensräume, die nur zur Demonstration des Aufbaus von zusammenfassenden Lebensraumnetzwerken diente (s. Kapitel 6.2.20), keine Gewässer herangezogen wurden, die nach den digitalen Daten nicht mit entsprechenden Verlandungsbereichen (Feuchtlebensräume im engeren Sinn) ausgestattet waren. Demzufolge sind einige der in der selektiven Biotopkartierung enthaltenen Kleingewässer nicht eingeflossen, die z.B. Vorkommen von Arten wie Wechselkröte, Knoblauchkröte oder Moorfrosch beherbergen können. Stichproben ergaben aber auch, dass viele Kleingewässer, weil sie wahrscheinlich keine besonderen Vegetationsmerkmale aufwiesen, nicht in der selektiven Biotopkartierung erfasst wurden, obwohl sie wichtige Lebensstätten von gefährdeten Arten sind. Aus beiden Fakten ist zu schließen, dass der sorgsamen Auswahl der Habitate zu Beginn des Algorithmus eine große Bedeutung zukommt (vgl. Kapitel 6.2.2, beachte insbesondere Modifikationshinweis 3) und dass durch gezielte Schritte bei dieser Auswahl die Repräsentativität des Netzwerks der Feuchtlebensräume noch gesteigert werden könnte. Wichtig ist auch, dass v.a. die im nahen Umkreis der Fortpflanzungsstätten gelegenen Lebensräume im Netzwerkaufbau berücksichtigt werden müssen (Komplexe, s. Kapitel 6.2.20); Pufferzonen (s. Kapitel 6.2.14) können außerdem mithelfen, entsprechende Funktionsbeziehungen zu sichern und zu entwickeln.

In Abb. 114 ist das Netzwerks der Feuchtlebensräume Sachsen-Anhalts mit allen 7000 berücksichtigten Artenvorkommen dargestellt (zusammen mit einer kleinen Übersicht des Netzwerkes). In beiden Darstellungen tritt der Korridor der Elbaue mit den bedeutsamen Zuflüssen (z.B. Havel, Schwarze Elster, Mulde) hervor. Sehr bedeutsam sind aber auch der Drömling, die Mildeniederung oder die Fuhneaue. Für mittelgebirgstypische Feuchtlebensräume (Nasswiesen, Moore, Feuchtwälder) konnten keine charakteristischen Arten in die Analyse integriert werden; deshalb ist der Harz kaum durch Artenvorkommen repräsentiert.

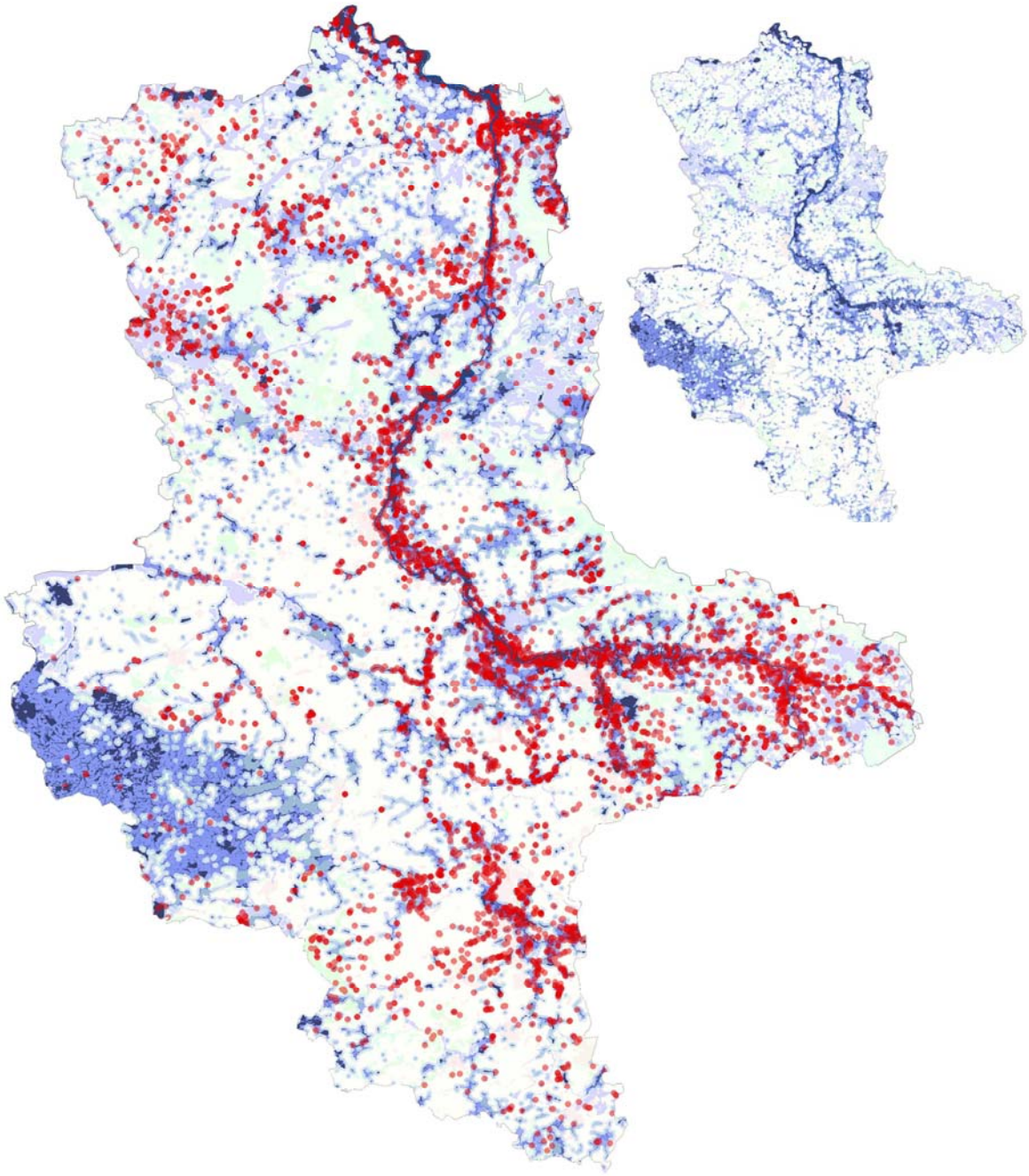


Abb. 114: Vorkommen von Arten der Feuchtlebensräume im Lebensraumnetzwerk

Nachweise sind zusammenfassend für alle Arten dargestellt (rot),
dunkle bis mittlere Blautöne: Funktions- und Verbindungsräume des Netzwerks (z.T. mit Pufferzonen)
hell blauviolett (meist ohne Artenvorkommen): Räume mit Entwicklungspotenzial (Feuchtböden)
oben rechts: Netzwerk der Feuchtlebensräume für Sachsen-Anhalt ohne Artnachweise zur Übersicht

### 7.2.2 ‚Gültigkeit' für weitere Artengruppen/ Anspruchstypen

**Anspruchstypen (Mobilitätsklassen) ‚innerhalb' eines Teilnetzwerkes**

Die mit dem GIS-Algorithmus gebildeten Netzwerke für die Anspruchstypen bezogen auf einen Lebensraumtyp werden ausgehend von Verknüpfungen auf Basis niedriger Distanzklassen schrittweise aufgebaut. Deshalb ‚gelten' die ausgewiesenen Verbindungen v.a. der niedrigeren Distanzklassen in ihrer beschränkten Raumausdehnung auch zunächst für Arten mit geringer Mobilität als ‚schwächste Teilnehmer' im Verbund (terrestrische Wirbellose und kleine Wirbeltiere). Für Arten mit besserer Ausbreitungsfähigkeit werden nicht mehr alle überwindbaren Flächen dargestellt (s. bereits Kapitel 6.1.2, Definition Lebensraumnetzwerke), was aber nicht heißt, dass diese Arten ‚konzeptionell vernachlässigt' sind. Auch für diese Arten bestehen die stärksten Beziehungen (z.B. Populationsverknüpfungen) in den Bereichen, in denen die entsprechenden Lebensräume ‚nah' beieinander liegen, sofern die Wechselbeziehungen nicht durch starke Barrieren unterbunden werden. Allein schon aus diesem Grundzusammenhang ist ableitbar, dass die aufgezeigten Raumsysteme nicht nur die wichtigsten (potenziellen) Verbindungen für die Arten mit geringer Mobilität ausweisen, sondern dass diese auch eine herausgehobene Bedeutung für Arten mit höherer Mobilität (bezogen auf den jeweils fokussierten Lebensraumtyp) haben müssen und deshalb besonders schützwürdig sind. In welcher Ausdehnung die Raumsysteme (als Abbild potenzieller Ausbreitungsvorgänge) letztlich dargestellt werden, d.h. welche Funktionsraumstufe (‚erste' Arrondierung z.B. auf Basis der Distanzklasse z.B. bis 100, 250 oder 500 m) die grundlegenden Elemente für den Aufbau das Netzwerk über Verbindungsräume liefert, ist abhängig vom Zweck der Bearbeitungen bzw. vom Planungstyp, der unterstützt werden soll (s. Kapitel 7.2.3 und 7.5). Je höher die grundlegende Funktionsraumstufe gewählt wird, umso umfangreicher werden einerseits Flächen ausgewiesen, die auch für Arten mit höherer Mobilität besonders relevant sind, andererseits sind aber die ‚essenziellen' Verbindungen für Arten mit geringer Mobilität nicht mehr herausgehoben.

**Mit HABITAT-NET nicht unmittelbar fokussierte Anspruchstypen**

Während der Umfang der ‚Gültigkeit' der Netzwerke für die nach ihrer Mobilität unterschiedenen Anspruchstypen sich terrestrisch fortbewegender Tiere (s. Zielstellung der Arbeit) ‚innerhalb' eines Teilnetzwerkes einfach erklärt werden kann (s.o.), soll eine Einschätzung des ‚Mitnahmeeffektes' für andere, nicht unmittelbar durch die erarbeiteten Netzwerke repräsentierten Artengruppen anhand des allgemeinen Kenntnisstandes zu den Artengruppen erfolgen (s. dazu aber bereits Kapitel 5.4.5). Als nicht unmittelbar fokussierte ökologische Gruppen können v.a. die der flugfähigen Tiere gelten. Von den zur Beantwortung planerischer Fragestellungen gut geeigneten Artengruppen (BERNOTAT et al. 2002: 134) sind hier die Vögel, die Fledermäuse, die Libellen sowie die Tagfalter und Widderchen zu nennen. Außerdem müssen nochmals die zu erhöhten Mobilitätsleistungen fähigen ‚größeren Säugetiere' aufgeführt werden.

Für viele Vogelarten spielt der Verbund von Teillebensräumen, also die Qualität des Gesamtlebensraumes, eine bedeutende Rolle; in ihrer Ausbreitung werden aber nur wenige Arten ernsthaft durch ungünstige Landnutzungen bzw. zu große Distanzen zwischen (besiedelbaren) Lebensräumen behindert (z.B. Auer-, Birk- oder Haselhuhn). Bei der überwiegenden Anzahl der Arten, insbesondere bei den Zugvögeln, kann davon ausgegangen werden, dass neue oder wiederhergestellte Lebensräume mit entsprechender Qualität und Größe kurz- bis mittelfristig besiedelt werden, wenn die Gebiete nicht außerhalb des heute noch geschlossenen Areals liegen oder das Areal noch nicht in wenige Restvorkommen aufgesplittert ist. Jedenfalls weisen die von Vögeln überwindbaren Distanzen (vgl. zusammenfassend z.B. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM 1969 ff. bzw. 1985 ff.) darauf hin, dass für diese Artengruppe eine Suche nach oder die Entwicklung von überörtlichen (terrestrischen) Verbundkorridoren o.ä. überwiegend nicht erforderlich ist, sondern dass hier

‚Biotopverbund' in seinem erweiterten Sinne verstanden werden muss und die Erhaltung und Schaffung von ausreichend geeigneten Lebensraumkomplexen (auch als ‚klassischer' Biotopschutz aufzufassen), die bei den Großvögeln allerdings die Landschaftsebene erreichen, im Vordergrund stehen muss (s. Abb. 3 bei RECK 1992; PFEIFER 1994, s. Abb. 115). Demzufolge ist bei den Vögeln auch der geringste Bezug zum hier entwickelten Ansatz bzw. zu den Netzwerken als Ergebnis festzustellen.

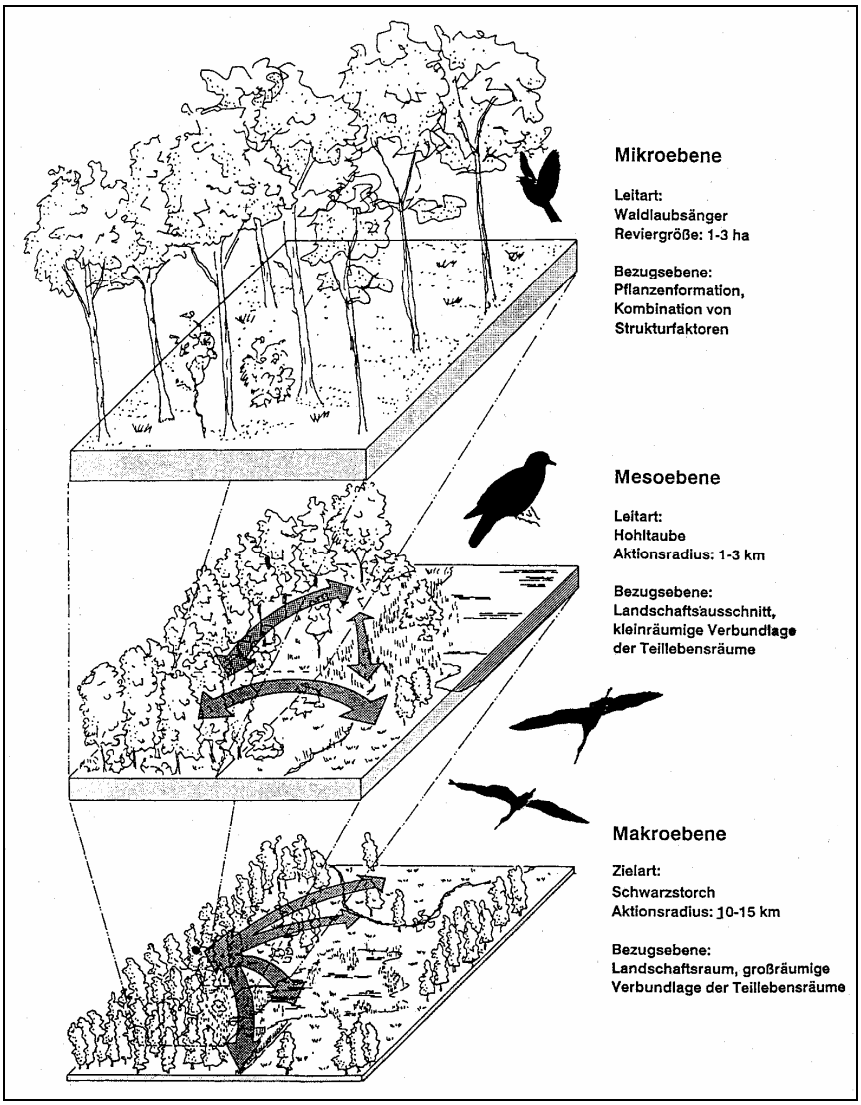



Abb. 115: Bezugsebenen für Anspruchstypen von Vogelarten (PFEIFER 1994)

Bei den Fledermäusen ist bekannt, dass sich viele Arten im Flug an höheren Vegetationsbeständen oder am Relief orientieren (s. z.B. LIMPENS et al. 1989, LIMPENS & KAPTEYN 1991, KAPTEYN 1995, RICHARZ & LIMBRUNNER 1999). Landschaftsteile mit einer guten Ausstattung an Leitstrukturen sind deshalb sowohl für die Bewegung im Sommerlebensraum z.B. bei der Nahrungssuche als auch für Wander- und Ausbreitungsbewegungen vorteilhaft bis essenziell (Einstufungen der Strukturbindungen bei ARBEITSGEMEINSCHAFT QUERUNGSHILFEN 2003).

Von den o.g. flugfähigen Gruppen der Wirbellosen können bei Habitatwechsel oder Ausbreitung durchschnittlich geringere Entfernungen zurückgelegt werden als beispielsweise von den Vögeln oder den Fledermäusen. Für viele Arten der Tagfalter wurde bisher ‚Standorttreue' bzw. eine geringe Ausbreitungsfähigkeit (s. z.B. WEIDEMANN 1995) angenommen. Allerdings wird aufgrund neuerer zielgerichteter Untersuchungen heute davon ausgegangen, dass bei dieser Artengruppe die ‚Biotoptradition' bzw. ‚Strukturgebundenheit' in der Vergangenheit überschätzt und die Ausbrei-

tungsfähigkeit damit unterschätzt wurde (SETTELE et al. 1999, SCHLUMPRECHT 2002). Das heißt aber wiederum nicht, dass geeignete korridorartige ‚Leitstrukturen' und ‚Kulissen' die Ausbreitung nicht wesentlich unterstützen können (s. z.B. GEIßLER & SETTELE 1990). Ähnliches gilt für die Libellen. Für den überwiegenden Teil der Großlibellen und selbst für viele Kleinlibellen (z.B. ‚Pionierarten') wird eine gute Ausbreitungsfähigkeit über mehrere Kilometer angenommen (BROCKHAUS & FISCHER 2005); einige Arten sind jedoch vermutlich stärker an geeignete Lebensräume gebunden, die auch für Ausbreitungsbewegungen genutzt werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die ausgewiesenen Netzwerke umso mehr auch für andere, nicht direkt fokussierte Anspruchstypen von Bedeutung sind, je geringer deren Ausbreitungsfähigkeit ist und je mehr sich die Tiere bei Ausbreitung und Wanderung an entsprechenden Leitstrukturen bzw. an reich ausgestatteten Landschaftsteilen orientieren. Insbesondere für die flugfähigen Arten mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit bilden die Netzwerke bzw. die entsprechenden Funktionsräume mögliche essenzielle Zusammenhänge in Metapopulationen ab (vgl. SETTELE et al. 1996). Für das Erreichen geeigneter Lebensräume müssen aber in den meisten Fällen (Ausnahmen wären aber zu finden) keine Verbundkorridore mit geeigneter Landnutzung oder Lebensraumstruktur freigehalten oder eingerichtet werden, sondern es ist ‚lediglich' erforderlich, dass die weniger mobilen Arten Lebensräume in erreichbarer, d.h. in relativ geringer Entfernung vorfinden (vgl. Argumentation bei den Vögeln und Tab. 15, Typ D2). Die ausgewiesenen Raumkulissen (v.a. die distanzbasiert ermittelten Verbindungsräume) können gezielt für die räumliche Einordnung wiederherzustellender oder neuer Lebensräume ausgehend von den noch besiedelten Habitatflächen herangezogen werden (s. Charakterisierung der Räume, Kapitel 6.2.18 und 6.2.16).

Generell lassen sich durch die Zusammenfassung der Teilnetzwerke (s. Kapitel 6.2.20) Landschaftsteile mit hohem Anteil an Mangelhabitaten (Feucht- und Trockenlebensräume) und/ oder an Restbiotopen auf mittleren Standorten (z.B. bei Einstellung von Restgehölzen in Agrarfluren in die Ausgangsdaten) in ihrem überörtlichen Zusammenhang besonders gut hervorheben (oft in Form von Korridoren). Bei mobileren, aber dennoch sich eher an entsprechenden Strukturen orientierenden Arten (z.B. Fledermäuse, terrestrische Säugetiere, s.o.) kann deshalb von einer großräumigen ‚allgemeinen Leitfunktion' der Netzwerke ausgegangen werden. Ein Beispiel dafür könnte die in den letzten Jahren bekannt gewordene Besiedlung des Waldgebietes „Hakel" durch die Wildkatze *(Felis sylvestris*) sein (vgl. STUBBE & STUBBE 2001). Der Hakel ist ein etwa 20 km² großer Restlaubwald im nordöstlichen Harzvorland, dem Verbindungen durch größere Gehölzstrukturen zum Harz (vermutlich der Ausgangspunkt für die Besiedlung) fehlen. Bei genauerer Betrachtung des zusammenfassenden Lebensraumnetzwerkes (Abb. 97) fällt aber ein ca. 30 km langer Raumzusammenhang auf, über den die Ausbreitung stattgefunden haben kann. Verbindungen drängen sich über die abwechslungsreichen Lebensraumkomplexe des nördlichen Harzvorlandes zwischen Quedlinburg, Halberstadt und Blankenburg (die evtl. heute auch durch die Wildkatze besiedelt sind) weiter nach Nordosten über die noch etwas reicher mit Restbiotopen ausgestattete Aue der Bode, die sich dem Hakel bis auf etwa 4 km nähert, auf.

Da mit den zusammenfassenden Lebensraumnetzwerken Landschaftsteile mit hohem Anteil an verschiedenen Mangelhabitaten herausgearbeitet werden (s.o.), ist ableitbar, dass damit auch Lebensräume anspruchsvoller ‚Habitatkomplexbewohner' in das System integriert sind. Zwar werden beim vereinfachten Vorgehen zum Aufbau der Teilnetzwerke, d.h. durch die Arbeit mit grob klassifizierten Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen (s. Kapitel 5.4.2 und 5.4.4) spezielle Gruppen anspruchsvoller ‚Habitatkomplexbewohner' wie z.B. gefährdete Arten, die in ihrem Lebenszyklus sowohl trockene als auch feuchte Teillebensräume benötigen oder zumindest bewohnen, nicht separat als Anspruchstypen bearbeitet, wenn aber die Netzwerke o.g. Anspruchstypen zusammengebracht sind, werden zumindest die eigentlichen Lebensraumkomplexe (weniger die speziel-

len Verbindungen) anspruchsvollerer ‚Habitatkomplexbewohner' mit repräsentiert. Real ist es nicht selten, dass selbst standörtlich extrem unterschiedliche Habitate eng nebeneinander liegen können (z.B. entlang von Flusstälern, Beispiele ‚multifunktionaler' Räume s. Kapitel 6.2.20). Zudem unterstützt die Arbeit mit Biotopkomplexen in diesem Fall den ‚Mitnahmeeffekt' (s. Kapitel 5.4.2).

**‚Größere Tiere' als ‚Habitatbildner' und ‚Vektoren' in Lebensraumnetzwerken**

Größere (Säuge)Tiere wurden bereits mehrfach unter dem Aspekt der Lebensraumvernetzung behandelt. Dabei ging es um die Notwendigkeit, die Ermittelbarkeit und die konzeptionelle Ausformung von Verbindungskorridoren für Vertreter dieser Artengruppe (s. Kapitel 5.3.4, 5.4.3, 6.4). Die ‚größeren Tiere' besitzen jedoch auch wichtige Funktionen in Ökosystemen, die für Überlegungen zum Habitat- bzw. Biotopverbund für andere Artengruppen von Belang sind. Obwohl hier die verschiedenen Möglichkeiten zur Verwirklichung von geplanten Biotopverbundsystemen nicht thematisiert werden (s. Zielstellung, Kapitel 1.2), soll auf die Rolle dieser Artengruppe (nachfolgend bezogen auf größere Säugetiere) kurz eingegangen werden.



Abb. 116: Durch großflächige extensive Beweidung entstandenes Mosaik
(aus SCHULZ 2003, Senkrecht-Luftbild von R. Nötzold)
Ort: ca. 1500 m² des südlichen Teils der Weide Grevenkrug im Eidertal

Größere Tiere besitzen eine Funktion als ‚**Habitatbildner**', d.h. durch ihr Wirken insbesondere bei Nahrungsaufnahme und Bewegung werden Lebensräume für andere Arten geschaffen oder maßgeblich verändert (vgl. auch „Schlüsselarten - *keystone species*", PAINE 1966, 1969, 1992, MILLS et al. 1993, BOND 1993). Diesem Themenkreis widmeten sich in der Vergangenheit, im deutschsprachigen Raum verstärkt aber erst in den letzten Jahren, viele Veröffentlichungen und Untersuchungen (s. z.B. Arbeiten in BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1992, GERKEN & MEYER 1996, KLEIN et al. 1997, GERKEN & GÖRNER 1998, 2001, BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT 2000, REDECKER et al. 2002, FINCK et al. 2004, HECK 2005). Obwohl in diesem Zusammenhang noch immer im Detail darüber gestritten wird, wie groß der Einfluss z.B. der großen Pflanzenfresser (Megaherbivoren) auf Ökosysteme und deren Artenzusammensetzung in den Naturlandschaften der gemäßigten Breiten war und ob die (vor)eiszeitliche Ausstattung auch heute noch als ‚natürlich' angesehen werden könnte (Klima-Hypothese/ s. z.B.

GUTHRIE 1984 vs. Overkill-Hypothese s. z.B. MARTIN & WRIGHT 1967), so ist doch der ‚positive' Einfluss großer Tiere heute nicht mehr zu bestreiten.

Dies belegen insbesondere die Ergebnisse von Freilanduntersuchungen (Begleituntersuchungen zu Beweidungsprojekten), bei denen nachgewiesen wurde, wie sich Bestände von (gefährdeten) heimischen Arten im Zusammenleben mit Megaherbivoren ohne aufwändige ‚technische Biotoppflege' verbessern oder zumindest halten lassen (z.B. BUNZEL-DRÜKE et al. 1999, HOLSTEN 2003, SCHULZ 2003, FINCK et al. 2004, KOSTRZEWA 2004, SONNENBURG & GERKEN 2004, VON OHEIMB et al. 2006, MELIS et al. 2006, SCHMIDT et al. 2006). Für den Aufbau und die ‚Unterhaltung' von wirksamen Biotopverbundsystemen bieten ‚Halboffene Weidelandschaften' daher einen vielversprechenden Lösungsansatz. Die entstehenden Habitatmosaike (s. Abb. 116) sind besonders geeignet, um Verbindungsräume, die für mehrere Anspruchstypen geeignet sind, zu entwickeln (vgl. Kapitel 7.1.2, Hintergrund: *Intermediate Disturbance Hypothesis* - CONNELL 1978, Mosaikkonzept - DUELLI 1992, 1997).

In diesem Zusammenhang ist auch auf die Funktion von (größeren) Tieren als ‚**Vektoren**' für die Ausbreitung von (anderen) Tieren und Pflanzen hinzuweisen. Gerade die Ausbreitung von vielen **Pflanzenarten** hängt im starken Maße von „beweglichen" Korridoren ab (BUGLA & POSCHLOD 2005, umfassend zur Pflanzenausbreitung: Bonn & POSCHLOD 1998), d.h. Tiere müssen Diasporen transportieren, damit ‚Biotopverbund für Pflanzen' funktioniert (ekto- und epizoochore Ausbreitung). Auch deshalb ist die Forderung nach mehr beweglichen Nutztieren (Stichwort: Triftsysteme, s. z.B. FISCHER et al. 1995, 1996) als auch Wildtieren (s. z.B. TILLMANN & RECK 2003, PETRAK 2005) in der Landschaft und besonders in Biotopverbundsystemen oder Lebensraumkorridoren (s. RECK et al. 2005a) zu bekräftigen.

### 7.2.3 Vergleich mit bestehenden Biotopverbundplanungen

Durch einen Vergleich mit Schutzgebietssystemen und Biotopverbundplanungen kann geprüft werden, ob die nach den eigenen Ergebnissen als ‚wichtig' erkannten Flächen oder Flächenzusammenhänge Bestandteile der aktuellen Gebietssysteme sind oder nicht. Anhand ‚traditioneller' Schutzgebietssysteme können zwar die Ergebnisse der GIS-Methode nicht fachlich validiert werden, weil viele Schutzgebietssysteme überwiegend ‚angebotsorientiert' entstanden und deshalb nicht repräsentativ sind (vgl. BLAB 2002, 2003); ein Vergleich ermöglicht jedoch die Einschätzung des Grades einer zukünftigen Akzeptanz der Ergebnisse, weil Verbundplanungen aus pragmatischen Gründen oft an Schutzgebieten orientiert werden. Hinzu kommt, dass im Gegensatz zu den nationalen Schutzgebietssystemen das heutige System der FFH-Gebiete, der Zielsetzung der FFH-Richtlinie entsprechend, hinsichtlich der Repräsentativität positiver zu beurteilen ist und dass gerade die FFH-Gebiete (oder ihre ‚wertvollen' Teile) als mögliche zentrale Bestandteile eines überörtlichen Biotopverbundes beachtet werden müssten (‚Netz' NATURA 2000).

Im Beispielgebiet Sachsen-Anhalt wurden die Schutzgebiete ‚automatisch' in die Kulissen des Biotopverbundsystems aufgenommen (vgl. Kapitel 4.2.11). Unter Beachtung dieses Umstandes wurde ein Vergleich zwischen dem mit HABITAT-NET erarbeiteten zusammenfassenden Lebensraumnetzwerk (s. Kapitel 6.2.20) und dem „Ökologischen Verbundsystems des Landes Sachsen Anhalt" anhand der entsprechenden Flächen- bzw. Raumkulissen durchgeführt.

In Abb. 117 werden die Ergebnisse veranschaulicht. Im oberen Teil der Abbildung (A und B) ist das „Ökologische Verbundsystem des Landes Sachsen Anhalt" dargestellt. Es wurde im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt von Planungsbüros im Zeitraum 1997-2006 erarbeitet. Bild A zeigt die „Biotopverbundflächen" der Planung auf regionaler Ebene und Bild B die aggregierten „überregional und regional bedeutsamen Biotopverbundeinheiten" (inhaltlich s. Kapitel

4.2.11). Im unteren Teil der Abbildung (C und D) wird das zusammenfassende Lebensraumnetzwerk wiedergegeben, welches mit HABITAT-NET erarbeitet wurde. Bild C zeigt die Gesamtkulisse des Netzwerke ohne Unterscheidung von Bedeutungen für bestimmte Anspruchstypen; in Bild D sind die Netzwerkbestandteile differenziert dargestellt (zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk, Details s. Abb. 97).

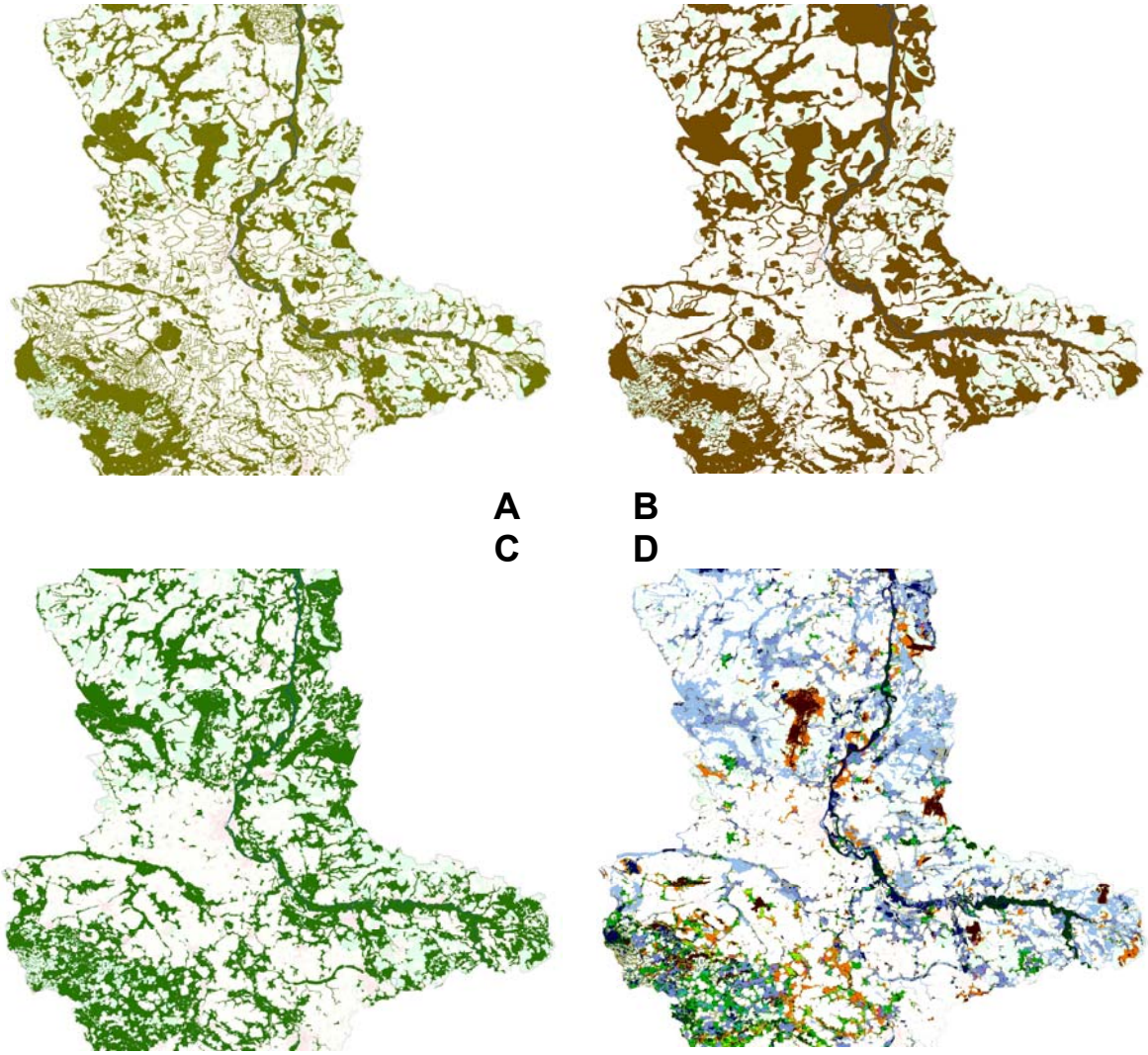



Abb. 117: Vergleich von Verbundsystemen für das Land Sachsen-Anhalt

(Randbereiche abgeschnitten) - Erläuterungen s. Text
Datenquellen: Digitale Naturschutzfachdaten des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Hintergrund: CORINE Land Cover 2000 (UBA / DLR / DFD 2004)

Zunächst wird deutlich, dass grundsätzlich alle Schwerpunkträume (große Kerngebiete und großflächige Verbindungen) übereinstimmen, wobei dies nicht verwunderlich ist, weil bei der Planung des „Ökologischen Verbundsystems“ und der GIS-Bearbeitung annähernd die gleichen Datengrundlagen (v.a. Selektive Biotopkartierung, CIR-BNTK) verwendet wurden und sowohl bei einer ‚planerischen‘ Zusammenstellung (fachliche Auswahl und zeichnerische Abgrenzung) als auch im GIS-Algorithmus (Vorgabe fachlicher Regeln und automatische Zusammenführung) diese Räume gut erkannt werden können. Hinsichtlich der kleinräumigeren Verbindungen sind ebenfalls weitgehende Übereinstimmungen zu verzeichnen, wobei deutlich wird, dass das zusammenfassende Lebensraumnetzwerk in seinem Detaillierungsgrad zwischen dem System der „Biotopverbundflä-

chen“ (A) und dem der aggregierten „überregional und regional bedeutsame Biotopverbundeinheiten“ (B) steht. Die Unterschiede lassen sich durch folgende Sachverhalte erklären:

Wie oben angemerkt, sind die Schutzgebiete ‚automatisch‘ Bestandteile des „Ökologischen Verbundsystems des Landes Sachsen Anhalt“, d.h. großflächige Vogelschutzgebiete und FFH-Gebiete schlagen sich dort deutlich in den Raumkulissen nieder. Aufgrund der Ausrichtung von HABITAT-NET auf ökologische Anspruchstypen, die überwiegend auf terrestrische Bewegung angewiesene Arten repräsentieren, können die o.g. Gebiete nicht Bestandteil der Netzwerke werden, sofern sie nicht in Teilbereichen entsprechende Funktionen besitzen. Dahingehend gibt es zwischen den FFH-Gebieten und den Vogelschutzgebieten vielfach Unterschiede. Gerade die Vogelschutzgebiete umfassen oft große landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen (z.B. Flächen um das insbesondere für Greifvögel wichtige Laubwaldgebiet „Hakel“ oder Raum des Feuchtgebiets „Drömling“ in seiner ehemaligen Ausdehnung).

Das „Ökologische Verbundsystem“ enthält außerdem zahlreiche ‚lineare‘ Hecken und Baumreihen, die sowohl als „Biotopverbundflächen“ als auch z.T. als „Biotopverbundeinheiten“ ausgewiesen sind. Besonders auffällig ist dies in den Ackerlandschaften, wo diese Elemente oft die einzigen Strukturen darstellen. Bei der Erarbeitung des Lebensraumnetzwerkes für die gehölzgeprägten Lebensräume mit dem GIS-Algorithmus (vereinfachtes Vorgehen bezüglich der „wertvollen Waldlebensräume“, s. Kapitel 6.2.20) wurden diese Gehölzbestände nicht als ‚Quellhabitate’ (s. Kapitel 6.2.2) integriert, weil sie als Lebensraum für anspruchsvolle, gefährdete Arten oft nicht in Frage kommen. Sie besitzen keine größere Bedeutung für den Verbund als durchschnittliche Forstbestände, die nicht in das „Ökologische Verbundsystem“ integriert sind (vgl. Verbund der Waldlebensräume, Kapitel 6.4).

Weiterhin ist gemäß dem Ansatz von HABITAT-NET das schutzwürdige Fließgewässernetz in den Bildern A und B nicht direkt integriert (s. Zielstellung, Kapitel 1.2). Bei der Planung des „Ökologischen Verbundsystems“ wurde dieses selbstverständlich berücksichtigt, was auch dazu geführt hat, dass schon allein aufgrund der üblichen Planung von Puffer- bzw. Entwicklungszonen um die Gewässer in der Plandarstellung jetzt ‚flächige‘ Verbindungen in Bachauen vorzufinden sind, in denen es sonst aktuell keine wertvollen Lebensräume mehr gibt. Durch die Hinterlegung der wassergeprägten Standorte im zusammenfassenden Lebensraumnetzwerk (hellste Blaustufe in Bild D) können viele dieser kleinen Auenbereiche zwar einerseits pauschal mit aufgenommen werden, es kommt aber andererseits in einigen Gebieten im Vergleich zum „Ökologischen Verbundsystem“ zu großflächigeren Ausweisungen von Feuchtstandorten (z.B. östliche Landesfläche). Hier zeigen sich die Grenzen der vereinfachten Verwendung der nicht für den Bearbeitungsmaßstab geeigneten Datengrundlagen zu den Entwicklungspotenzialen für Feuchtlebensräume (s. Kapitel 6.2.2, Modifikationshinweis 2 und Kapitel 6.2.20). Hätten Flächen aus Datengrundlagen in einem angemessenen Maßstabsbereich (1:10.000 bis max. 1:25.000) direkt in den Algorithmus eingebunden werden können, wäre die konkretisierte Ausweisung eines zu entwickelnden Feuchtlebensraumverbundes auch in den Gebieten gelungen, in denen aktuell nur noch wenige Feuchtlebensräume vorhanden sind. In Biotopverbundplanungen, wie auch der Sachsen-Anhalts, werden treten diese Schwierigkeiten nicht so in den Fordergrund, weil die Bearbeiter vor allem Entwicklungs- und/oder Verbindungsflächen anhand ihrer regionalen Landschaftskenntnis (intuitiv und zeichnerisch) integrieren und häufig z.B. Auensysteme generell als ‚Biotopverbundflächen’ in die Planung aufnehmen (fachlich letztlich meist berechtigt). Wann (Kriterien) und wo (Naturräume, Artenvorkommen) dies geschieht, müsste dabei aber offen gelegt werden, denn sonst ist es nicht konkret nachvollziehbar, warum in einem Raum Standorte mit gleicher Eignung entwickelt werden sollen und in einem anderen Raum nicht. Die (denaturierten) Auen werden als einzige Strukturen anscheinend v.a. dort aufgriffen, wo sonst ‚nichts mehr’ ist, doch hat damit nicht automatisch eine begründete Zielfindung

und anschließende Prioritätensetzung stattgefunden. Auch ein GIS-Algorithmus kann natürlich Zielbestimmungen nicht hervorbringen; diese Aufgabe ist planerisch zu bewältigen und wird als Ausgangspunkt sowohl für nachvollziehbare ‚händische' Biotopverbundplanungen als auch für GIS-Bearbeitungen benötigt. Die Ergebnisse des Algorithmus (Raumsystem der Netzwerke) können aufzeigen, wie sich eine vorher fachlich bestimmte Zielfindung (Bezug: Lebensraumtypen und Arten/ Gefährdung, Verbundziele) räumlich auswirkt.

Im Zusammenhang mit dem durchgeführten Vergleich drängt sich noch die Frage auf, ob die Ergebnisse des hier entwickelten GIS-Algorithmus als Planung oder als Planungsgrundlage bzw. -hilfe aufzufassen sind. Im bisherigen Text wurden sie stets als Planungshilfe bezeichnet, weil gewöhnlich als Ergebnis einer Biotopverbundplanung die Ausweisung konkreter, möglichst realisierungsfähiger Flächen erwartet wird (vgl. § 3 BNatSchG, Kapitel 3.3.1). Doch für die überörtlichen Ebenen trifft dies nicht zu, weil Planungen auf dieser Ebene keine Maßnahmenplanungen, sondern vorbereitende, strategische Planungen sind. Es kann mit einem GIS-Algorithmus kaum gelingen, Biotopverbundplanungen soweit zu automatisieren, dass konkrete Maßnahmenflächen ausgewiesen werden, weil die dazu erforderlichen Daten (z.B. Details zu Standort, Bewirtschaftung, Eigentum) nicht zielgerichtet eingebunden werden können. In jeder lokalen Situation sind angepasste Vorgehensweisen erforderlich und die Verhältnisse können sich zeitlich schnell ändern. Demzufolge stellt sich auch die Frage, in welcher Form überörtliche Verbundplanungen ‚Maßnahmenflächen' ausweisen sollten (vgl. Kapitel 7.1.1). Gemäß der Zielstellung der Arbeit wurde der Algorithmus nicht für Verbundplanungen konzipiert, die konkrete Maßnahmenflächen hervorbringen; die Ergebnisse sollen jedoch als Grundlage für solche Planungen herangezogen werden (s. Kapitel 7.1).

Wird der Blick auf die eigentlich fokussierte konzeptionell-strategische Planungsebene gelenkt (Maßstab ab 1:100.000), so kann dem Niveau der räumlichen Konkretisierung der entsprechend angelegten Ebenen landesweiter Biotopverbundplanungen in Deutschland durchaus entsprochen werden (vgl. Kapitel 4 sowie FUCHS et al. 2007a). Liegen qualitativ geeignete Grundlagendaten vor, wovon zukünftig aufgrund der in fast allen Ländern im Aufbau befindlichen Umweltinformationssysteme ausgegangen werden kann, bietet der Ansatz des entwickelten Algorithmus eine Hilfe, mit dem Zielvorstellungen in diesem Maßstabsbereich zügig (Bearbeitungszeit für das Netzwerk Sachsen-Anhalts ca. zwei Monate) und deshalb auch gut aktualisierbar räumlich übertragen werden können. Damit können die Ergebnisse in diesem Anwendungsbereich als Planungen bzw. Plankarten bezeichnet werden (weiterführend s. Kapitel 7.5).

Gegenüber den bestehenden Verbundplanungen ist hervorzuheben, dass mit den integrierten Teilnetzwerken für Anspruchstypen eine wesentlich bessere ökologische Interpretation der Biotopverbundkulissen möglich wird (vgl. PETERSON 2006). Trotz der vielfach noch zu wenig repräsentativen Daten zu den Arten, ihren Vorkommen und Beständen können diesbezügliche Informationen gut implementiert werden und funktional im landschaftlichen Zusammenhang interpretiert werden, soweit dies die Qualität der Grundlagendaten zulässt. Die Ergebnisse von HABITAT-NET nehmen somit eine ‚Hybridstellung' zwischen einfachen Habitat- bzw. Ausbreitungsmodellen und herkömmlichen kleinmaßstäblichen Biotopverbundplanungen ein, die aber besonders darauf ausgerichtet sind, Planungen gezielt mit ökologischen Hintergrund zu betreiben bzw. zu versehen. Dies ist v.a. erforderlich, wenn die in den Biotopverbundplanungen erarbeiteten Raumsysteme zunehmend auch gleichzeitig als Prüfkulisse für Eingriffsvorhaben oder im Rahmen von Strategischen Umweltprüfungen verwendet werden sollen oder müssen (Ergebnisse des Workshops „Planungshilfen zur Bewältigung räumlich-funktionaler Beeinträchtigungen", Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm 2006, bisher unveröffentlicht). Zu einer Bestandsanalyse gehört eben dann nicht nur die Darstellung der ‚Biotopflächen', sondern auch eine Ableitung wichtiger

aktueller bzw. potenzieller räumlich-funktionaler Beziehungen. Ausgewiesene Verbindungsflächen sind vor diesem Hintergrund als ‚Bestand' und nicht ‚nur' als mögliche Entwicklungsfläche aufzufassen, weil über sie z.B. ein Populationszusammenhalt gesichert ist, selbst wenn sie z.B. intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Die Ignoranz dieser Zusammenhänge ist es, die neben der primären Ursache des Artenrückganges, der direkten Lebensraumdezimierung, trotz einfachster Botschaften der Populationsökologen und davon geprägter ‚moderner' naturschutzpolitischer Bekundungen immer noch zur fortschreitenden Verschlechterung der Situation und zur Verkennung maßgeblicher Entwicklungschancen führt.

## 7.3 Sensitivitätstests zu Setzungen im GIS-Algorithmus

### 7.3.1 Änderung der Stufenspannen der Distanzklassen

In der Einführung zum Algorithmus wurde betont, dass die hier erarbeitete Vorgehensweise der Prämisse einer möglichst flächeneffizienten Ausbildung der Netzwerke bzw. Korridore folgt (s. Kapitel 6.1). Im Beispiel des Netzwerkes der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts wurden 9 Stufen (s. Kapitel 6.2.11 und Abb. 92) mit in der Regel 250 m-Spannen der Klassen gewählt. Die Wahl der Spannen der Distanzklassen hat entscheidenden Einfluss auf die Ausdehnung des Netzwerkes. Je kleiner die Spannen, um so ‚effektiver' ist das erarbeitete Netzwerk in seiner Flächenausdehnung. Da bei der Verkleinerung der Spannen (z.B. nur 100 m) aber bis zum Erreichen der gleichen Endstufe entsprechend mehr Stufen bearbeitet werden müssen (bei 100 m im Beispiel 30 Stufen), kann der Arbeitsaufwand schnell ins Unvertretbare steigen, v.a. wenn die Berücksichtigung von ‚Trittsteinen' (s. Kapitel 6.2.7 ff.) erfolgen soll. Die angewandte Abstufung ist daher einerseits als ein Kompromiss zwischen dem Arbeitsaufwand und o.g. Prämisse zu sehen, andererseits wird es bei zu detaillierten Abstufungen auch noch schwieriger, artspezifische Ausbreitungsleistungen, die als solche schon schwer allgemein zu definieren sind, zuzuordnen (s. Kapitel 5.4.3 und 5.4.4).

Wie sich Änderungen der Spannen auswirken, soll an einem Test gezeigt werden, bei dem das bereits erarbeitete Netzwerk des Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts mit einem zweiten Netzwerk, bei dessen Bildung die Spannen der Distanzklassen verändert werden, verglichen wird.

Als eine Vergleichsgrundlage erfolgt zunächst die Analyse des bereits erarbeiteten Netzwerkes hinsichtlich kennzeichnender Parameter (Tab. 29). Die Wertereihen zeigen, wie mit abnehmender Anzahl der Lebensraumkomplexe bzw. Funktionsräume die Flächengrößen der Funktionsräume ansteigt. Die prozentuale Zunahme gibt gleichzeitig den Anteil an Verbindungsräumen der jeweiligen Stufe des Netzwerkes wieder. Alle Flächenangaben sind nur als Orientierungswerte für den Vergleich (erarbeitet auf Basis der gleichen geometrischen Operationen) aufzufassen, weil die Verbindungsräume v.a. in den höheren Stufen ‚nur' als grob gekennzeichnete ‚Freihalteräume' oder als ‚Suchräume' für Maßnahmen zu verstehen sind (s. Kapitel 7.1.1) und außerdem konkave Formen aufweisen, die nicht für präzise Berechnungen genutzt werden können (und auch nicht müssen). Besonders die Angaben zum Anteil des Netzwerkes an der Landesfläche Sachsen-Anhalts können nicht unmittelbar mit Bilanzierungen in Verbindung mit § 3 BNatSchG verglichen werden. Gleichwohl zeigt der höchste Wert, dass für eine der wichtigsten Lebensraumgruppen ‚nur' etwa 12 % der Landesfläche benötigt würden, um die auf Basis einer bereits recht hohen Distanzklasse (2000 m) ermittelten Räume und entstehende z.T. über 50 km lange Korridore mit wahrscheinlichen wichtigen Wechselbeziehungen strategisch bzw. raumordnerisch zu sichern.

Tab. 29: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk I)

Grundlage: Netzwerk der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts
erarbeitet unter Berücksichtigung von Trittsteinen
Farbgebungen beziehen sich auf die Diskussion zur Setzung der Parameter
zum Separieren von kleinen Funktionsräumen (Erläuterungen s. Kapitel 7.3.2)

| **Trockenlebensraumkomplexe / Funktionsräume** | | | | **Anteil an der Landesfläche Sachsen-Anhalts (20.446 km²) in %** |
|---|---|---|---|---|
| **Stufen** (* vor dem Separieren kleiner Funktionsräume | **Anzahl** | **Flächen-größe in km²** | **Zunahme Flächengröße in %** | |
| Trockenlebensraumkomplexe | 15684 | 608,49 | - | 2,97 |
| Funktionsräume 100* | 3614 | 639,95 | 5,17 | 3,13 |
| Funktionsräume 250* | 2576 | 725,04 | 19,15 | 3,55 |
| Funktionsräume 250 | 1134 | 712,04 | 17,02 | 3,48 |
| Funktionsräume 500 | 854 | 863,24 | 41,87 | 4,22 |
| Funktionsräume 750 | 709 | 1049,59 | 72,49 | 5,13 |
| Funktionsräume 1000 | 525 | 1272,22 | 109,08 | 6,22 |
| Funktionsräume 1250 | 486 | 1502,04 | 146,85 | 7,35 |
| Funktionsräume 1500 | 414 | 1759,32 | 189,13 | 8,60 |
| Funktionsräume 1750 | 304 | 2177,25 | 257,81 | 10,65 |
| Funktionsräume 2000 | 166 | 2543,69 | 318,03 | 12,44 |

Für das zum Zweck des Vergleichs erarbeitete Netzwerk II (Tab. 30) wurde die Klassenspanne nicht verkleinert, sondern auf eine Klassenspanne von 500 m erhöht. Damit sind die gleichen tendenziellen Aussagen möglich wie bei einer Verkleinerung. Ausgegangen wurde von den Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 100 m des Netzwerkes I. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, finden nur die Räume Verwendung, die sich mit der Gesamtkulisse des Netzwerkes I überlagern, d.h. es wird sichergestellt, dass insgesamt die gleichen Trittsteine wie im Netzwerk I verwendet werden.

Tab. 30: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk II)

Netzwerk erarbeitet mit einer Regelklassenspanne von 500 m.
In Klammern sind zum Vergleich die Werte von Netzwerk I angegeben.

| **Trockenlebensraumkomplexe / Funktionsräume** | | | | **Anteil an der Landesfläche Sachsen-Anhalts (20.446 km²) in %** |
|---|---|---|---|---|
| **Stufen** | **Anzahl** | **Flächen-größe in km²** | **Zunahme Flächengröße in %** | |
| Trockenlebensraumkomplexe | 15684 | 608,49 | - | 2,97 |
| Funktionsräume 100 | 3614 | 639,95 | 5,17 | 3,13 |
| Funktionsräume 500 | 684 (854) | 943,51 (863,24) | 55,06 (41,87) | 4,61 (4,22) |
| Funktionsräume 1000 | 410 (525) | 1418,47 (1272,22) | 133,11 (109,08) | 6,94 (6,22) |
| Funktionsräume 1500 | 265 (414) | 1937,31 (1759,32) | 218,38 (189,13) | 9,48 (8,60) |
| Funktionsräume 2000 | 164 (166) | 2786,53 (2543,69) | 357,94 (318,03) | 13,63 (12,44) |

Der Vergleich der Netzwerke (Tab. 30, Abb. 118) zeigt, dass bei größeren Klassenspannen die Fläche des Netzwerkes (II) größer wird. Beispielsweise umfasst das Netzwerk II auf der Stufe der Distanzklasse bis 2000 m ca. 250 km² mehr als das Netzwerk I, was etwa 40 % zusätzlicher Flächenzunahme gegenüber den zugrunde liegenden Trockenlebensraumkomplexen entspricht. Die Ursache für die Zunahme der Flächenausdehnung ist, dass bei einer größeren Klassenspanne mit den Arbeitsschritten zur Bearbeitung *einer* Stufe in Teilbereichen eine vergleichsweise größere Zahl verbundwirksamer, d.h. entsprechend räumlich konfigurierte Räume der niedrigeren Stufe

einbezogen wird und damit auch größere Verbindungsräume entstehen. Bei kleineren Klassenspannen werden diese Räume räumlich begrenzter verknüpft und es kommt eher zu korridorartigen Ausbildungen (s. Abb. 118).

Bei den relativ niedrigen Distanzklassen (hier z.B. bis 500 m) muss die flächenhaftere Ausweisung der Räume, die durch größere Klassenspannen verursacht wird, aus naturschutzstragetischer Sicht nicht unbedingt negativ zu sehen sein (s. Kapitel 6.2.3, Modifikationshinweis 2), weil in vielen Landschaften damit trotzdem noch wenig ausgedehnte Funktionsräume umrissen werden, die bei kleinmaßstäblichen Planungen z.B. als ‚Schwerpunkträume' des Naturschutzes gelten können. In diesem Fall würden recht eng gefasste und detailliert verzweigte Netze den Planungszielen nicht förderlich sein. Da jedoch die ausgedehnteren Funktionsräume des Netzwerkes II jederzeit aus Zwischenergebnissen der Erarbeitung des Netzwerkes I (durch Pufferfolgen erzeugte Vorstufen der Funktionsräume vor der Ausscheidung der Verbindungsräume) gebildet werden können, empfiehlt es sich grundsätzlich, mit möglichst geringen Klassenspannen zu arbeiten. Die Netzwerke können dann flächeneffizient ausgeformt werden und zusätzlich ist es möglich, alle evtl. später benötigten, weniger detaillierten Darstellungen zu erzeugen.

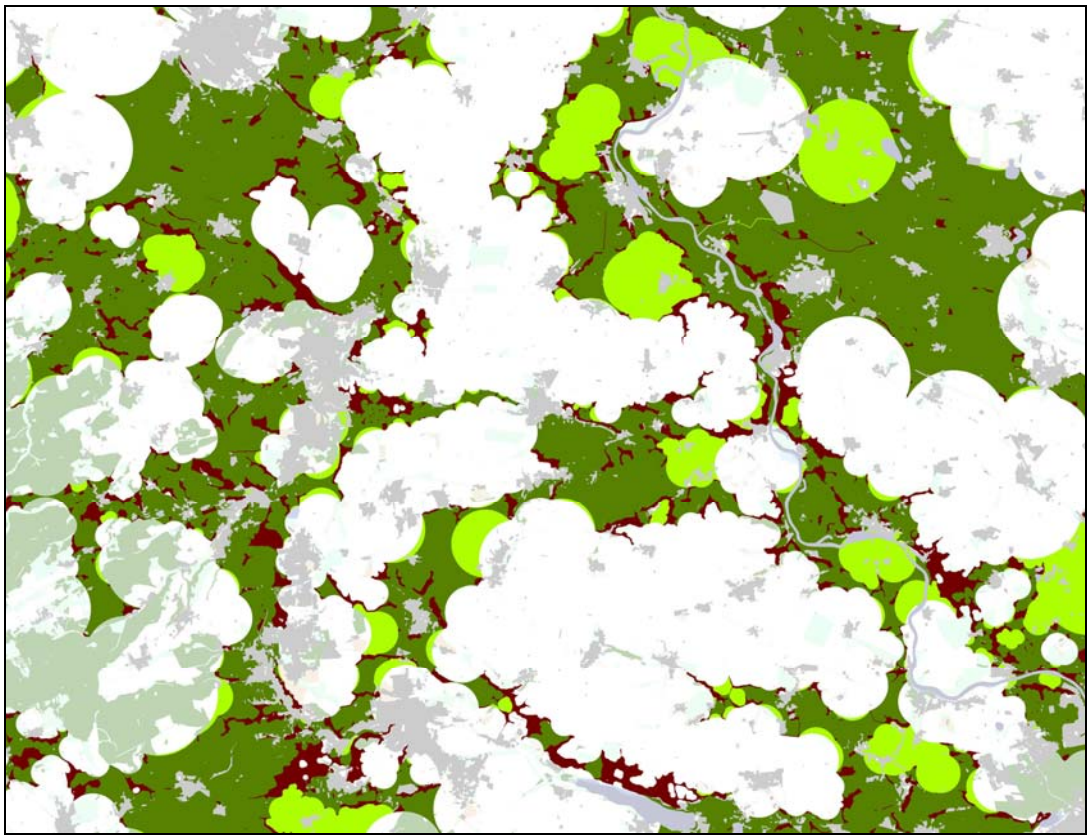


Abb. 118: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk II

dunkelgrün = Netzwerk I: 9 Stufen bis Distanzklasse 2000 m mit Regelspannen von 250 m,
Hinweis: alle Stufen sind farblich vereinheitlicht, d.h. die z.T. großflächigen Verbindungsräume
der höheren Distanzklassen (s. oben rechts) sind nicht unmittelbar von engeren Verbindungsräumen
der niedrigeren Distanzklassen zu unterscheiden
hellgrün = Netzwerk II: 5 Stufen bis Distanzklasse 2000 m mit Regelspannen von 500 m
Das Netzwerk I überlagert das Netzwerk II, d.h. nur die vom Netzwerk II
zusätzlich ergriffenen Räume sind zu sehen.
rot = Trockenlebensraumkomplexe (zusammengefasst als Funktionsräume 100 m)

Eine ergänzende Überlegung ist, bei den höheren Stufen (z.B. ab Distanzklasse bis 1500 m) die Regelspannen von 250 m zu verringern (z.B. auf 100 m). Besonders bei den höheren Stufen werden nämlich oft recht große Verbindungsräume erzeugt (s. Abb. 92), weil sich ‚regionale' Gruppen

von Lebensraumkomplexen bereits vereinigt haben und vergleichsweise große Funktionsräume gegenüber liegen sowie außerdem Trittsteine mitwirken. Zwar sind die dann ausgewiesenen Verbindungsbereiche (ökologisch) plausibel, weil sich die in die Funktionsräume integrierten Lebensraumflächen alle innerhalb der Distanzklasse gegenüber stehen und damit vielfältige Wechselbeziehungen denkbar sind, jedoch kann aus planerischer Sicht eine Einengung der Verbindung auf den räumlich günstigsten Bereich gewünscht sein, was mit kleineren Spannen bei den höheren Distanzklassen in vielen Fällen erreicht werden kann.

### 7.3.2 Separieren kleiner Funktionsräume und Wirkung von Trittsteinen

Bereits in den Kapiteln 6.2.7 und 6.2.8 (in Verbindung mit Abb. 89) wurde grundsätzlich dargelegt, welchen Zweck das Separieren kleiner Funktionsräume und die damit verbundene Berücksichtigung von ‚effektiven' Trittsteinen hat. In diesem Zusammenhang wurde auch festgehalten, dass das Separieren kleiner Funktionsräume auf einer der niedrigen Stufen von Funktionsräumen erfolgen soll. Im Folgenden wird zunächst die Wahl dieser Stufe anhand eines Beispielvergleiches noch etwas näher erläutert.

Bei der iterativen Verfahrensweise zur Auswahl der Stufe müssen zwei gegenläufige Änderungen von Parametern, die bei der stufenweisen Bearbeitung auftreten, beachtet werden (s. Tab. 29). Auf der einen Seite ist die Abnahme der Anzahl der Funktionsräume als Ausdruck der gewünschten Einbindung der Trockenlebensräume in ein wachsendes Netzwerk zu sehen, auf der anderen Seite nimmt die Gesamtflächenausdehnung des Netzwerkes (bzw. der Verbindungsräume) zu, was nur begrenzt angestrebt wird. Es kommt also darauf an, die Stufe zu finden, bei der beide gegenläufige Entwicklungen akzeptable Ergebnisse entstehen lassen (vgl. Tab. 29 im Bereich der Farbgebungen mit Entsprechungen in Tab. 31). Bereits nach der Bildung der Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 100 m hat sich die Anzahl etwa auf ein Viertel reduziert; die Fläche hat dagegen nur um 5 % zugenommen. Damit würde sich diese Stufe bereits grundsätzlich eignen, um auf ihrer Basis die kleinen Funktionsräume zu separieren (z.B. in Gebieten mit hoher Lebensraumdichte). Da es im vorliegenden Fall mit der Distanzklasse bis 100 m noch nicht in vielen Teilregionen gelingt, größere Funktionsräume bzw. Korridore zu formieren, die sich gegen die übrigen (kleineren) absetzen, rücken auch die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m noch ins Blickfeld für die Wahl. Die Anzahl wird auf dieser Stufe nochmals um ca. 30 % reduziert; die Flächengrößensumme nimmt aber schon um insgesamt ca. 19 % zu. Werden die kleinen Funktionsräume bei der Distanzklasse bis 250 m nicht separiert, d.h. es wird mit allen Lebensraumkomplexen bzw. Funktionsräumen weitergearbeitet (Netzwerk III in Tab. 31), so ergibt sich bei den Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 500 m eine Flächengrößenzunahme um insgesamt 55 %, womit klar wird, dass diese Stufe nicht (mehr) zum Separieren der kleinen Funktionsräume geeignet ist, da sich das Netzwerk dann bereits aufgrund eingebundener ‚Satelliten' in ‚unerwünschten' Bereichen ausgedehnt hat (Abb. 119, s. auch Abb. 89). Es ist demnach die Stufe der Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m, die sich für das Separieren der kleinen Funktionsräume eignet.

In weiteren Sensitivitätstests soll die generelle Wirkung von Trittsteinen nochmals verdeutlicht werden. Für den Vergleich mit dem unter Berücksichtigung von ‚effektiven' Trittsteinen erarbeiteten Beispiel (Netzwerk I, s.o.) dienen zwei zusätzlich generierte Netzwerke. Beim bereits oben angesprochenen Netzwerk III wurden mit allen Funktionsräumen gearbeitet und im Netzwerk IV sind alle kleinen Funktionsräume grundsätzlich ausgeschlossen, d.h. es wurden auch keine ‚effektiven' Trittsteine (aus der Menge der kleinen Funktionsräume) wie im Netzwerk I berücksichtigt.

Tab. 31: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk III)

Netzwerk erarbeitet ohne Separieren kleiner Funktionsräume, also mit allen Räumen.

In Klammern sind zum Vergleich die Werte von Netzwerk I angegeben.

| Trockenlebensraumkomplexe / Funktionsräume | | | | Anteil an Landesfläche Sachsen-Anhalts (20.446 km²) in % |
|---|---|---|---|---|
| **Stufen** | **Anzahl** | **Flächen-größe in km²** | **Zunahme Flächengröße in %** | |
| Trockenlebensraumkomplexe | 15684 | 608,49 | - | 2,97 |
| Funktionsräume 100 | 3614 | 639,95 | 5,17 | 3,13 |
| Funktionsräume 250 | 2576 | 725,04 | 19,15 | 3,55 |
| Funktionsräume 500 | 1750 (854) | 946,73 (863,24) | 55,59 (41,87) | 4,63 (4,22) |
| Funktionsräume 750 | 1304 (709) | 1224,49 (1049,59) | 101,23 (72,49) | 5,99 (5,13) |
| Funktionsräume 1000 | 1023 (525) | 1495,86 (1272,22) | 145,83 (109,08) | 7,32 (6,22) |

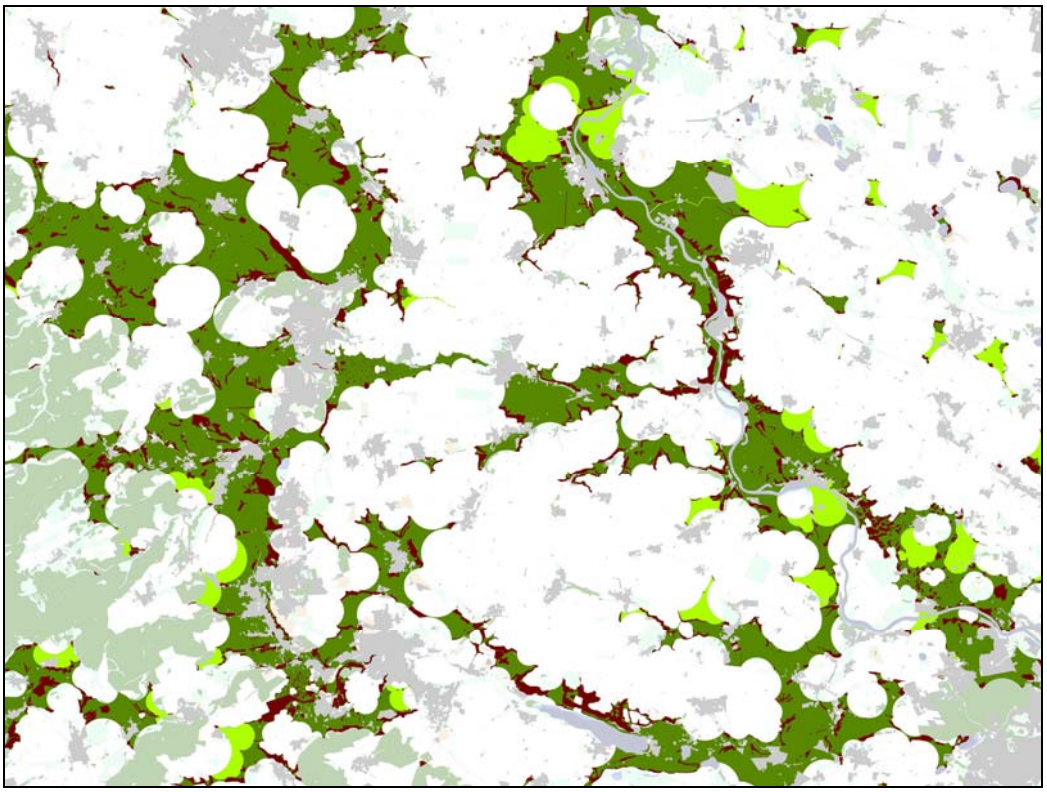


Abb. 119: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk III

dunkelgrün = Netzwerk I: 5 Stufen bis Distanzklasse 1000 m mit Regelspannen von 250 m
hellgrün = Netzwerk III: 5 Stufen bis Distanzklasse 1000 m mit Regelspannen von 250 m, erarbeitet ohne Separieren kleiner Funktionsräume, also mit allen Räumen
Hinweis: Das Netzwerk I überlagert das Netzwerk III, d.h. nur die vom Netzwerk III zusätzlich ergriffenen Räume sind zu sehen.
rot = Trockenlebensraumkomplexe (zusammengefasst als Funktionsräume 100 m)

Beim Netzwerk III (Tab. 31) fällt zunächst die gegenüber dem Netzwerk I stets etwa doppelt so große Anzahl von Funktionsräumen je Stufe auf. Dies liegt daran, dass zahlreiche unbedeutende (kleine und zu stark isolierte) bzw. nicht am Aufbau der ‚Hauptstruktur' beteiligte Funktionsräume im Datensatz enthalten bleiben. Auch ist die Flächenausdehnung des Netzwerkes III größer (z.B. bereits über 200 km² auf der Stufe der Distanzklasse bis 1000 m), was wiederum ganz wesentlich auf die bereits beschriebene Wirkung von ‚Satelliten' zurückzuführen ist (vgl. Abb. 119). Beide Fakten zeigen, wie zweckmäßig es ist, bei der Erarbeitung der überörtlich wichtigsten Verbund-

strukturen kleine Funktionsräume zu separieren und zu versuchen, nur die für den Netzwerkaufbau ‚effektiven' Trittsteine zu ermitteln und einzubinden.

Mit dem Netzwerk IV (Tab. 32) wird gezeigt, wie sich der vollständige Ausschluss kleiner Funktionsräume auswirkt. Werden nur die Werte je Stufe miteinander verglichen, so fällt zunächst auf, dass bei Netzwerk IV sowohl die Werte für die Anzahl der Räume als auch die der Flächengrößen unter denen des Netzwerkes I bleiben (bis auf eine Ausnahme: Stufe 2000 m). Dies liegt daran, dass im Vergleich zum Netzwerk I generell eine geringe Anzahl an Funktionsräumen in die Bearbeitung eingegangen ist, was sich grafisch in mehreren Bereichen durch geringere Flächenausdehnungen ausdrückt (Abb. 120).

Tab. 32: Stufen von Funktionsräumen und abhängige Parameteränderungen (Netzwerk IV)

Netzwerk erarbeitet unter vollständigem Ausschluss kleiner Funktionsräume
ab Stufe der Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 250 m.
In Klammern sind zum Vergleich die Werte von Netzwerk I angegeben.

| **Trockenlebensraumkomplexe / Funktionsräume** | | | | **Anteil an der Landesfläche Sachsen-Anhalts (20.446 km²) in %** |
|---|---|---|---|---|
| **Stufen** (* hier vollständiger Ausschluss der kleinen Funktionsräume) | **Anzahl** | **Flächengröße in km²** | **Zunahme Flächengröße in %** | |
| Trockenlebensraumkomplexe | 15684 | 608,49 | - | 2,97 |
| Funktionsräume 100 | 3614 | 639,95 | 5,17 | 3,13 |
| Funktionsräume 250* | 994 (1134) | 710,68 (712,04) | 16,79 (17,02) | 3,48 (3,48) |
| Funktionsräume 500 | 716 (854) | 822,44 (863,24) | 35,16 (41,87) | 4,02 (4,22) |
| Funktionsräume 750 | 569 (709) | 942,49 (1049,59) | 54,89 (72,49) | 4,61 (5,13) |
| Funktionsräume 1000 | 470 (525) | 1056,48 (1272,22) | 73,62 (109,08) | 5,17 (6,22) |
| Funktionsräume 1250 | 397 (486) | 1224,26 (1502,04) | 101,19 (146,85) | 5,99 (7,35) |
| Funktionsräume 1500 | 338 (414) | 1387,37 (1759,32) | 128,00 (189,13) | 6,79 (8,60) |
| Funktionsräume 1750 | 296 (304) | 1528,65 (2177,25) | 151,22 (257,81) | 7,48 (10,65) |
| Funktionsräume 2000 | 246 (166) | 1741,84 (2543,69) | 186,26 (318,03) | 8,52 (12,44) |

Geringe Anzahlen von Funktionsräumen und geringe Flächenausdehnungen sind zwar grundsätzlich positive Merkmale für die Bildung eines ‚Vorrangflächen-Verbundsystems', jedoch sind sie nicht die alleinigen Kriterien, die es zu berücksichtigen gilt. Die in weiteren Ausschnitten (Abb. 121) gezeigten Beispiele belegen, dass Trittsteine benötigt werden, um plausible Verbindungen zu kennzeichnen. Ein Verbindungsraum muss aus fachlicher Sicht die Trittsteine aufnehmen, die im entsprechenden Bereich zwischen den Funktionsräumen liegen, weil sie wichtige ökologische Funktionen besitzen könnten. Schon allein deshalb dürfen kleine Funktionsräume nicht generell weggelassen werden, selbst wenn es auf allen Stufen zu mehr in das Netzwerk einbezogener Fläche führt. Bei Interpretationen ist allerdings wichtig, dass insbesondere bezüglich der höheren Stufen der Freihalte- und Suchraumcharakter der Verbindungsräume beachtet wird (s. Kapitel 7.1.1). Denn Ansammlungen von relativ gleichmäßig verteilten Trittsteinen können durchaus dafür sorgen, dass relativ großflächige Verbindungsräume aufgezeigt werden (Abb. 120, oben rechts), die aber beim Weglassen aller kleinen Funktionsräume (bzw. Lebensrauminseln) überhaupt nicht abgebildet werden. Geringe Verbesserungen könnten hier noch erreicht werden, wenn bei den höheren Stufen die Regelspannen verkleinert werden (s. Ende Kapitel 7.3.1) und damit auch die Auswahl effektiver Trittsteine eingeengt wird.

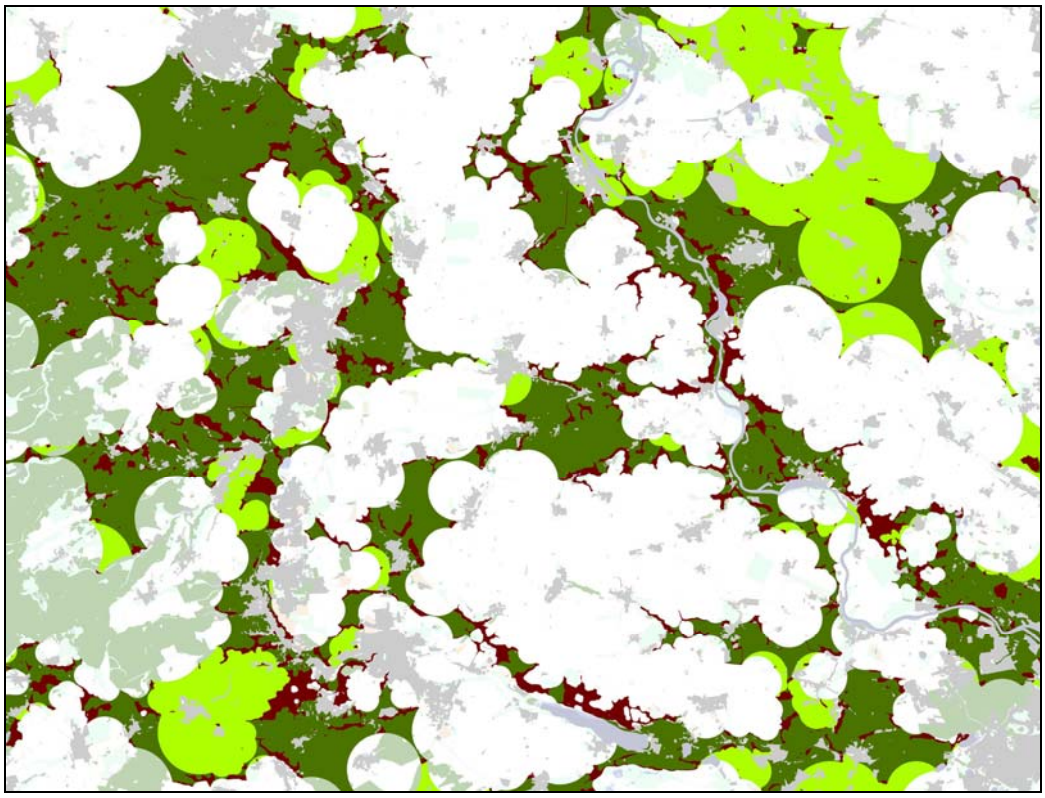


Abb. 120: Vergleich der Raumausdehnungen von Netzwerk I und Netzwerk IV

hellgrün = Netzwerk I: 9 Stufen bis Distanzklasse 2000 m mit Regelspannen von 250 m
dunkelgrün = Netzwerk IV: 9 Stufen bis Distanzklasse 2000 m mit Regelspannen von 250 m, erarbeitet mit vollständigem Ausschluss kleiner Funktionsräume
rot = Trockenlebensraumkomplexe (zusammengefasst als Funktionsräume 100 m)

Insgesamt sind die Kenntnisse zu den Unterschieden zwischen den Netzwerken mit bzw. ohne Trittsteinen für Überlegungen bezüglich der Zielmaßstäbe der Darstellungen wichtig. Als vorbereitende Grundlage für landesweite oder regionale Planungen ist die Einbeziehung von Trittsteinen sinnvoll, für (sehr) kleinmaßstäbliche Anwendungsfälle (z.B. Bundesebene) und bei eingeschränkter Kapazität kann empfohlen werden, generell ohne kleine Funktionsräume zu arbeiten (s. auch Kapitel 6.2.7, Modifikationshinweis 2). Die wesentlichen Funktionsräume und damit Zusammenhänge werden damit aufgezeigt und die Komplexität der Bearbeitung reduziert sich deutlich.

Abschließend ist auch noch einmal auf das Separieren kleiner Funktionsräume zurückzukommen. In Kapitel 6.2.7 wurde ausgesagt, dass nach der Wahl der Stufe (s.o.) das Separieren kleiner Funktionsräume durch eine einfache Setzung hinsichtlich der Flächengröße der (kleinen) Räume erfolgt. Dass diese Setzung der Flächengröße generell nur eine relativ untergeordnete Bedeutung hat, zeigt die Tatsache, dass selbst bei einem Ausschluss aller kleinen Funktionsräumen die Netzwerke in ihren gerichteten Verbindungen und Korridoren weitgehend übereinstimmen. Deshalb muss sich auch einer genaueren Bestimmung der ‚richtigen' Flächengröße für das Separieren nicht weiter genähert werden. Änderungen der Flächenausdehnung der Netzwerke sind viel stärker mit geringeren Stufenspannen zu erreichen.

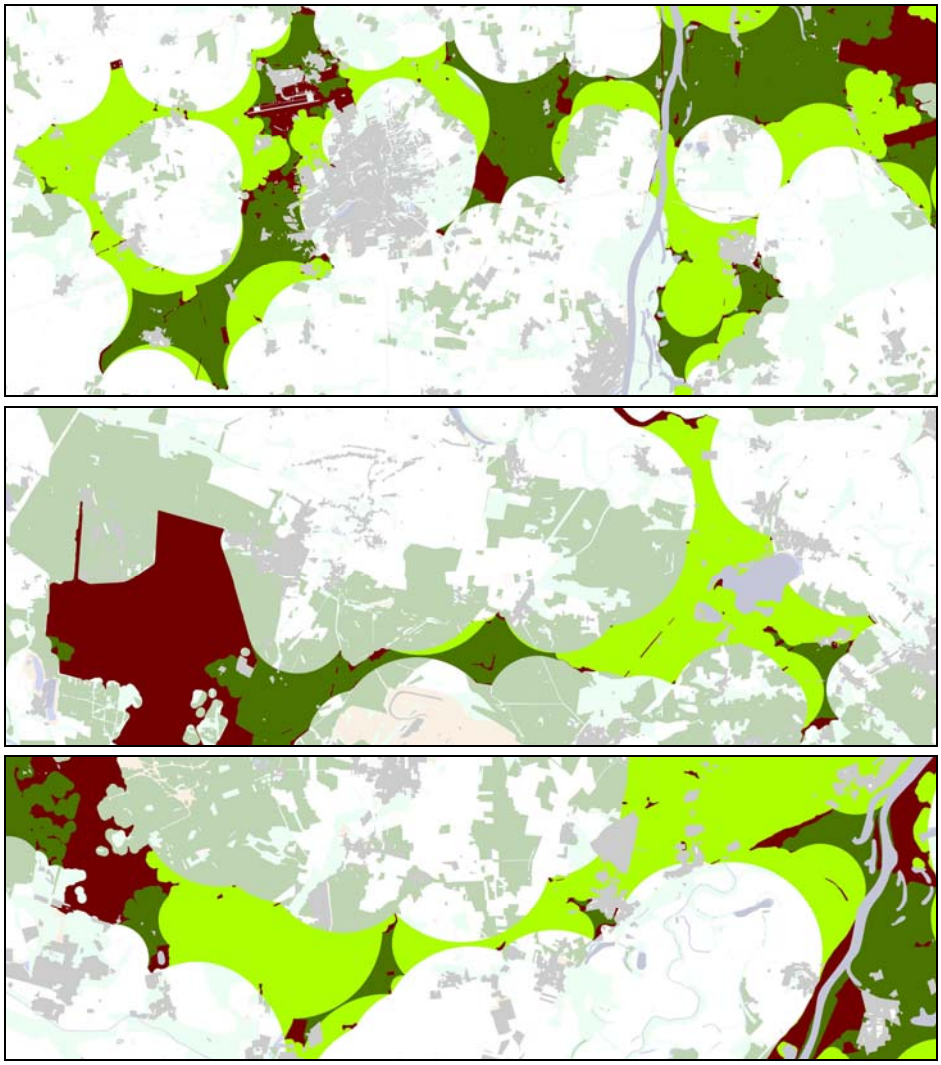


Abb. 121: Beispiele für die ‚positive' Wirkung von Trittsteinen

Darstellung analog Abb. 120

## 7.4 Ergänzende Hinweise zur GIS-Anwendung

### 7.4.1 Besonderheiten an Grenzen von Bearbeitungsgebieten

Für alle Geoverarbeitungsschritte, mit denen Verbundzusammenhänge aufgezeigt werden sollen, gilt, dass zur Bearbeitung eines festgelegten Gebietes (z.B. eines Bundeslandes) nicht nur die Geodaten des eigentlichen Bearbeitungsgebietes zugrunde gelegt werden können, sondern es ist erforderlich, auch die der angrenzenden Gebiete einzubeziehen. Wird dies nicht getan, sind die ermittelten Raumzusammenhänge an den Grenzen zwar nicht falsch, aber unvollständig, weil bei einer Nichtberücksichtigung insbesondere der Lebensraumflächen der angrenzenden Gebiete die verknüpfenden Pufferfolgen nur auf einen Teil der tatsächlich im Grenzraum wirksamen Flächen zurückgreifen können und damit v.a. grenzübergreifende Verbindungs- bzw. Funktionsräume nicht ermittelt werden können.

Je nach den verfolgten Bearbeitungszielen müssen daher vor dem Beginn der Arbeiten die Lebensraumflächen mit selektiert werden (s. Kapitel 6.2.2), die in einem in die Nahbargebiete reichenden Streifen liegen. Ein 10 km breiter Streifen wird für die meisten Bearbeitungen reichen; im Prinzip muss die Breite des Streifen aber nur dem doppelten Wert der angestrebten maximalen Distanzklasse entsprechen.

### 7.4.2 Hinweise zu GIS-technischen Schwachstellen

Die Bearbeitung großer Polygon-Datensätze kann in der hier genutzten Software ArcGIS/ArcMap (Version 9.1 und 9.2) dann Probleme bereiten, wenn unzureichende Hardware (Arbeitsspeicher, Prozessor) verwendet wird oder/ und wenn die Polygone sehr komplexe Formen (Ringschlüsse, Löcher, viele Stützpunkte) aufweisen. Während leistungsstarke Hardware (z.B. Arbeitsspeicher mind. 3 GB) heute kein limitierender Faktor mehr ist, sind die programminternen Fehlerquellen (z.T. auch in ArcInfo) ein ernsthaftes, aber mit neuen Produktversionen zunehmend auch behobenes Problem.

Die wirksamste Methode, den meisten Schwierigkeiten bei der Bearbeitung großer Polygon-Datensätze aus dem Weg zu gehen (sog. ‚*workarounds*'), ist die Partitionierung der Datensätze. Gut eignen sich dazu die einfachen Modelle, die im ‚*Modelbuilder*' von ArcGIS selbst erstellt werden können. Die meisten in der Normalbearbeitung scheiternden Geoverarbeitungsprozesse (z.B. *intersect, union, clip, dissolve*) laufen dann problemlos, wenn mit Modellen die großen Datensätze zerlegt, kleine und weniger komplexe Teildatensätze weiter bearbeitet und die Teilergebnisse schließlich wieder automatisch zusammengesetzt werden. Die Vorgehensweise (Kachelung, *subdivisions*) wird nunmehr auch integriert für einige Geoverarbeitungsprozesse in der Version 9.2 von ArcMap angeboten (vorher nur in ArcInfo). Der Einsatz von Modellen ist aber nur dann sinnvoll, wenn (durch Erfahrungswerte) gesichert werden kann, dass die einzelnen Schritte im Modell auch fehlerarm funktionieren, d.h. wenn auch die Teildatensätze keine Probleme mehr verursachen. Dabei kann zusätzlich helfen, Vorauswahlen (*select by location*) zu treffen und nur die Flächen in einen Geoverarbeitungsprozess einzubeziehen, die tatsächlich beteiligt sind (weitere allgemeine und spezielle Tipps s. PAN 2007).

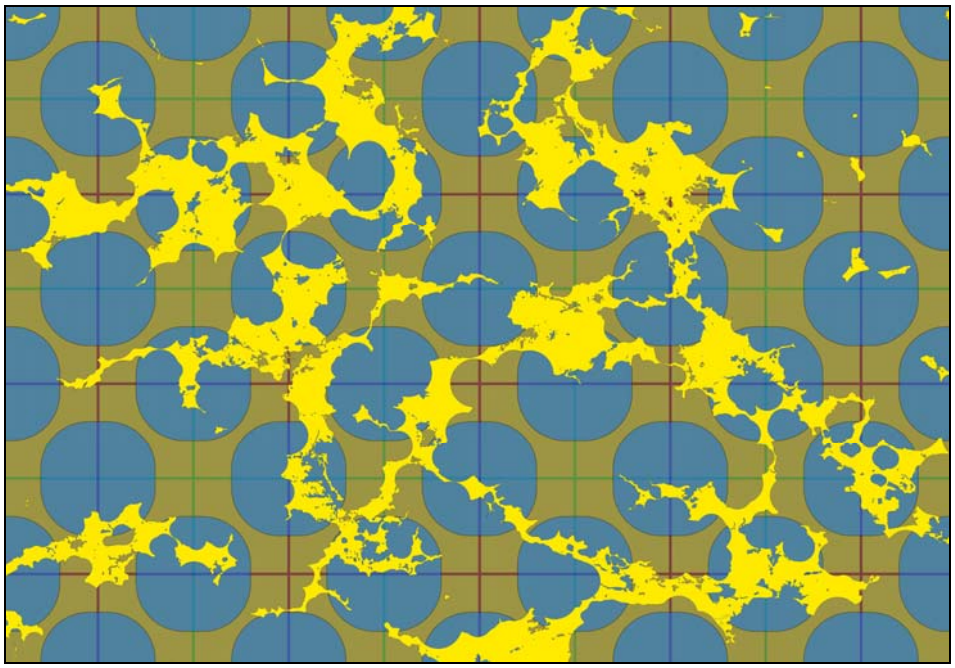


Abb. 122: Überlappende Kacheln zum Puffern komplexer Systeme

Schwierigkeiten können auch die in GIS-Algorithmus HABITAT-NET häufig verwendeten Puffer bzw. Pufferfolgen (angeschlossener negativer Puffer) verursachen. Während die Erzeugung positiver Puffer von komplexen Polygonsystemen mit einer einfachen Kachelung (s.o.) zu bewerkstelligen ist, reicht beim negativen Puffern ein einfaches Zerschneiden des Datensatzes nicht mehr aus. Die neuen ‚inneren' Grenzen, die bei einer Kachelung erzeugt werden, führen dazu, dass bei ei-

nem negativen Puffer für jede Kachel verkleinerte Flächen erzeugt werden und der ursprüngliche Flächenzusammenhang verloren geht. Dem kann durch den Einsatz von drei sich überlappenden Kachelsystemen begegnet werden (Abb. 122), wobei für jede Kachelebene die gleichen Arbeitsschritte durchgeführt werden müssen (Modell mit drei Strängen, s.u.).

Zunächst müssen zwei quadratische Kachelsysteme flächendeckend überlagert werden (rote und grüne Außengrenzen in Abb. 122). Weil in Abhängigkeit von Kachelgröße und Pufferdistanz in den Kantenschnittpunkten der sich überdeckenden quadratischen Kacheln Löcher im Ergebnis des negativen Puffers entstehen können, ist ein zusätzliches Überlappungselement (blaue Flächen in Abb. 122) erforderlich. Dieses dritte Überlappungselement sollte die Kantenschnittpunkte großflächig überdecken (in Abb. 122 kreisähnlich). Es kann z.B. aus den Löchern, die bei fehlenhaften Versuchen entstanden sind, generiert werden. Alle drei Kachelsysteme sind in ein Modell einzubinden, das zunächst die entsprechend herausgelösten Teildatensätze mit Pufferfolgen bearbeitet und am Ende die Teile überlagert sowie zu neuen, fehlerfreien Gesamtpolygonen zusammenfügt.

## 7.5 Einsatzmöglichkeiten der Ergebnisse von HABITAT-NET

### 7.5.1 Hinweischarakter der Ausführungen

Mit der Zielbestimmung der Arbeit, den fachlichen Erläuterungen in der Methodenentwicklung bzw. in der Beschreibung des GIS-Algorithmus und nicht zuletzt mit der bisherigen Diskussion werden die Einsatzmöglichkeiten und Grenzen des entwickelten Ansatzes bereits deutlich umrissen. Zentrale Anwendung bleibt die Unterstützung überörtlicher Planungen zu ‚Ökologischen Netzwerken' und Biotopverbundsystemen, doch stehen diese Planungen in Kontext mit weiteren Themenkreisen.

Die nachfolgenden abschließenden Anmerkungen dienen einerseits der Verallgemeinerung bisher gemachter Aussagen und andererseits der Spezifizierung hinsichtlich einzelner verwandter Anwendungsfelder. Sie haben nur Hinweischarakter, setzen also Schwerpunkte und sind deshalb nicht als vollständige Abhandlungen der einzelnen berührten Planungstypen bzw. Themen zu verstehen. Grundsätzlich wird vorausgesetzt, dass die Verknüpfungen zwischen den einzelnen Planungsdisziplinen und Fachkonzepten bekannt sind; einzelne Hinweise auf entsprechend weiterführende Literatur werden aber gegeben.

### 7.5.2 Bedeutung von Umweltinformationssystemen (UIS)

Fast für alle nachfolgend erläuterte Anwendungsbereichen gilt, dass die Lebensraumnetzwerke nicht erst im Planungsfall erarbeitet werden können, sondern vorgehalten werden müssten. Die Umwelt- bzw. Landschafts- und Naturschutzinformationssysteme der Länder und des Bundes bieten dafür geeignete Plattformen (Übersicht bei REDSLOB 2004: 108, allgemein zu UIS FISCHER-STABEL 2005). Ihnen wird, trotz zahlreicher Schwierigkeiten hinsichtlich technischer Lösungen, Standardisierung und Aktualisierung, (zukünftig) eine wichtige Rolle als Hilfe bei der Beantwortung vieler planerischer Fragestellungen zugeschrieben (vgl. Z.B. BLASCHKE et al. 1996, HERBERT & WILKE 2003: 70, LIPP 2005, MARSCHALL 2006: 266 ff.). Anzustreben ist, dass nicht nur Informationen z.B. zu Schutzgebieten und die Daten von Kartierungen (Biotope, Arten) in solchen Systemen vorgehalten werden, sondern auch neu generierte Grundlageninformationen, die als Planungshilfen genutzt werden können.

Die für verschiedene Anspruchstypen gebildeten Lebensraumnetzwerke mit ihren verknüpften Sachdaten (s. Kapitel 6.2.15 ff.) sind besonders dafür geeignet, in entsprechenden Fachinformati-

onssystemen (FIS als Teile von UIS) zum Bereich Arten und Lebensräume bzw. Biodiversität grundlegende Informationen zu wichtigen räumlich-funktionalen Beziehungen insbesondere für die vielfältigen Anwendungen (s.u.) auf überörtlichen Planungsebenen bereit zu halten. Die Strategische Umweltprüfung (SUP) ist hierbei besonders hervorzuheben (Kapitel 7.5.5).

Perspektivisch bieten sich Weiterentwicklungen in Richtung von Entscheidungsunterstützungsystemen (Spatial Decision Support Systems - SDSS, Übersicht bei CZERANKA 1996) an, die stärker an einzelne Planungsaufgaben (z.B. Raumordnung, Verkehrswegeplanung) angepasst sind. Dazu sind dann v.a. die verschiedenen Modifikationsmöglichkeiten in den Vorgehensweisen von HABITAT-NET relevant (z.B. Bildung von UFR für bestimmte Anspruchstypen usw.).

Ebenso werden umfangreiche Möglichkeiten des Ausbaus von Umweltinformationssystemen hinsichtlich verschiedener Monitoringaufgaben gesehen (z.B. Begleitung von ‚Entschneidungsprogrammen', vgl. Kapitel 6.3.10 und 6.4.6).

### 7.5.3 Biotopverbundplanung und Landschaftsplanung

Der Bezug zu den Biotopverbundplanungen der entsprechenden Maßstabsebenen wurde bereits umfassend erläutert. Es soll hier nochmals herausgestellt werden, dass sich der Ansatz von HABITAT-NET insbesondere für landesweite, länderübergreifende, nationale und internationale Analysen und Planungen eignet. Für die Generierung des zusammenfassenden Lebensraumnetzwerkes für Sachsen-Anhalt (s. Kapitel 6.2.20) wurden ca. 2 Monate (incl. beispielbezogene, konzeptionelle Überlegungen und Datenvorbereitung) benötigt. Mit zunehmender zu bearbeitender Fläche (z.B. mehrere Bundesländer, Deutschland) nimmt die Bearbeitungszeit selbstverständlich zu, weil größere Datensätze vorbereitet und verarbeitet werden müssen. Zudem treten bei umfangreichen GIS-Bearbeitungen durchaus einmal unvorhersehbare Schwierigkeiten auf (einige Hinweise s. Kapitel 7.4.2). Doch steigt der Bearbeitungsaufwand nicht proportional mit der Größe des Bearbeitungsgebietes, weil die einzelnen Arbeitsschritte gleich bleiben (abgesehen von der erforderlichen Kachelung, die in den gängigen GIS hoffentlich bald bei allen Arbeitsschritten automatisch vollzogen werden kann).

Im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds" des Bundesamtes für Naturschutz (Fachgebiet Biotopschutz und Biotopmanagement) wurde der GIS-Algorithmus für ganz Deutschland bezogen auf mehrere Lebensraumtypen erfolgreich angewendet (mehr zum Projekt s. FUCHS et al. 2007a, b). Zwar konnten im Ergebnis aufgrund der völlig unterschiedlichen Herangehensweisen in den Verbundplanungen der Länder (s. Kapitel 4) und unterschiedlicher Datengrundlagen (mit denen trotzdem eine weitgehend einheitliche Vorgehensweise geboten war) nur bei vergleichbarem Maßstabsbezug weitreichende Ähnlichkeiten mit den Länderplanungen festgestellt werden, es ist aber erstmals eine objektivierte Übersicht zum nationalen Biotopverbund mit Berücksichtigung mehrerer Anspruchstypen gelungen (Abb. 123, Detail für die Trockenlebensräume Abb. 124), die durch eine Zusammenstellung der Länderplanungen (auch aufgrund fehlender Planungen, s. Abb. 53) noch nicht erreicht werden kann.




Abb. 123: Zusammenfassende Darstellung der Lebensraumnetzwerke (BRD) (aus FUCHS et al. 2007a)

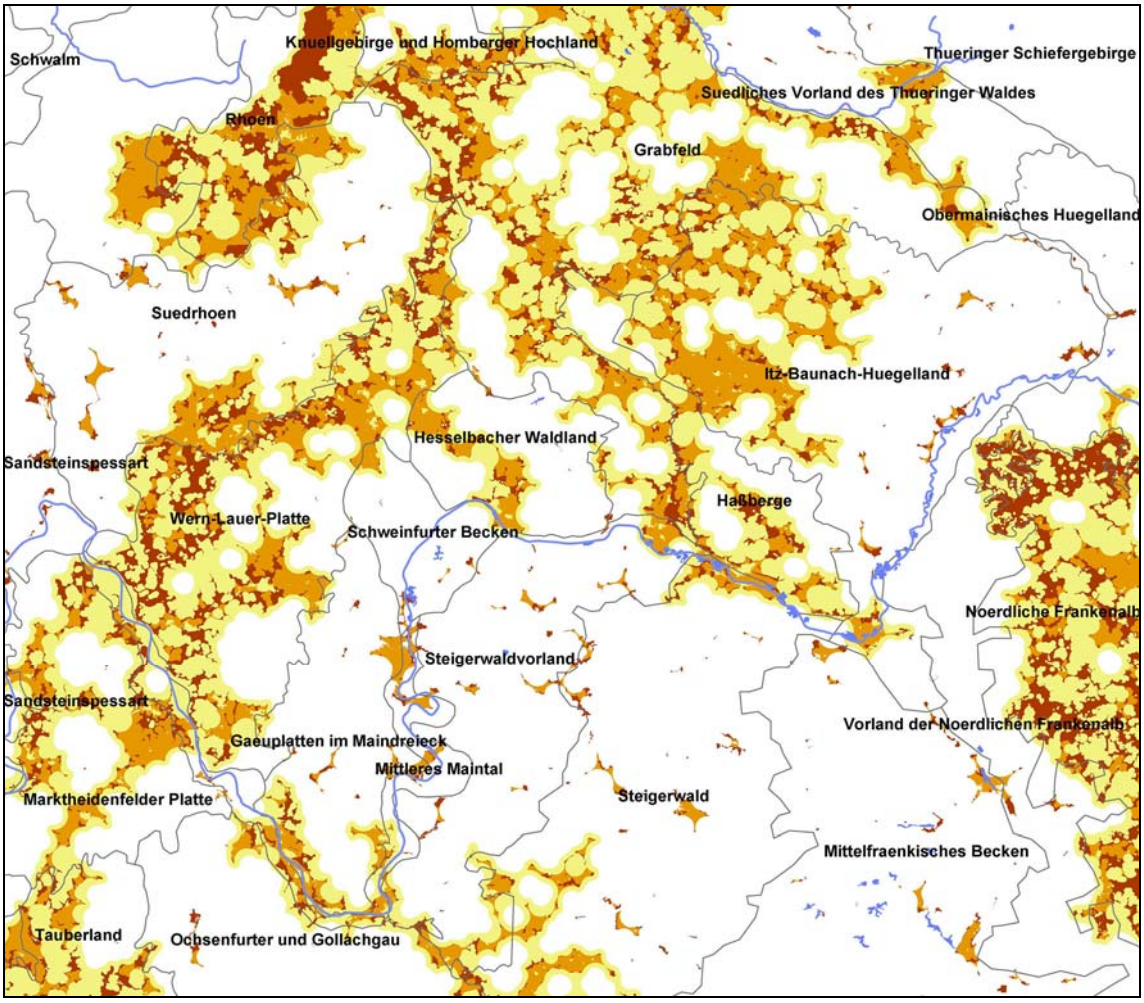



Abb. 124: Länderübergreifende Räume des Trockenlebensraumverbunds in Baden-Württemberg, Bayern und Thüringen (Ausdehnung ca. 120 x 100 km) mit bundesweiter Bedeutung (aus FUCHS et al. 2007a)
rot: Funktionsräume auf Basis der Distanzklassen bis 250 m
orange: Funktionsräume auf Basis der Distanzklassen bis 1500 m
gelb: Aggregation bundesweit bedeutsamer Räume (abgestufter Verbundqualität)

Die bundesweite Ermittlung und Darstellung der ‚Kernflächen' und funktionalen Zusammenhänge (Abb. 123) kann auch für eine Weiterentwicklung und Ergänzung des „Entwurfes für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht" (SSYMANK 2000a, s. Kapitel 3.3.2 und Abb. 32) herangezogen werden. Anhand der Stufen und Merkmale der Funktionsräume bzw. auf Basis der unzerschnittenen Funktionsräume (s. Kapitel 6.3.3) können sowohl für einzelne Anspruchstypen als auch für aggregierte Zusammenführungen der Teilnetzwerke gezielt national bedeutsame Räume ermittelt werden. Der Ansatz bewegt sich dabei in die Nähe der von SSYMANK (2000b) bzw. HAUKE & SSYMANK (2000) aufgezeigten Herangehensweise über „Biotopkomplexe" bzw. „Biotopkomplextypen", stellt aber stärker die großräumig-funktionalen Beziehungen zwischen den Komplexen bezogen auf einzelne übergeordnete Biotopkomplextypen heraus (s. Legende Abb. 123). Damit eröffnen sich umfassende Möglichkeiten, sowohl den Aufbau eines Systems von Vorrangflächen oder besser -räumen (vgl. SSYMANK 2000a) als auch ein ‚nationales' Biotopverbundsystem auf fachlicher Basis im Sinne eines vielfach geforderten Bundeslandschaftskonzeptes (s. Kapitel 3.3.1 und 3.3.2, vgl. BRUNS et al. 2005) zu unterstützen.

Weiterführend bestehen Möglichkeiten, zum Aufbau des Pan-European Ecological Network (PEEN,s. Kapitel 3.2.8) in Verbindung mit der Entwicklung des Schutzgebietssystems NATURA 2000 (s. Kapitel 3.2.5 und 7.5.10) beizutragen. Ergebnisse, wie sie z.B. im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ erzielt wurden, können direkt als Beitrag für das PEEN gesehen oder weiterentwickelt werden. Sie erreichen aufgrund des ‚*bottom up*‘-Ansatzes und der Verwendung nationaler Daten eine wesentlich bessere Differenzierung und damit Aussagekraft als die Inhalte der „*Indicative map of the Pan-European Ecological Network in Western Europe*“ (JONGMAN et al. 2005/ 2006, vgl. Abb. 9). Im Entwurf der „*Indicative map*“ wurde deutlich, dass v.a. im dicht besiedelten Mitteleuropa (Deutschland) anhand der verwendeten Daten (CORINE Land Cover und FFH-Gebiete) nur wenige ‚Schwerpunktgebiete‘ und ‚Hauptverbindungen‘ ermittelt werden können, die im Wesentlichen in bzw. zwischen den großen Waldgebieten gesehen werden. Die Lebensraumsysteme mit Bedeutung für die Mehrzahl der gefährdeten Arten lassen sich durch diese Vorgehensweise kaum aufzeigen, weil sie sich aus einer Vielzahl relativ kleinflächiger, aber funktional verbundener Habitate zusammensetzen (z.B. Verbundachse Schwäbische Alb bis nach Franken für Arten der Trockenlebensräume über Kalk, Netze im Mitteldeutschen Trockengebiet oder im Rhein-Moselgebiet, nördliche Feuchtgebietssysteme, s. Abb. 123). Sicher kann angeführt werden, dass es sich bei diesen Systemen aufgrund der Fragmentierung nicht (mehr) um europäisch bedeutsame Elemente handelt, diese Argumentation stünde aber im starken Widerspruch zur Tatsache, dass nahezu die gesamte bedeutsame mitteleuropäische Artenvielfalt, für die ja das PEEN gelten soll, in diesen Systemen lebt. Der Ansatz der „*Indicative maps*”, im Wesentlichen mit gering aufgelösten Landnutzungsdaten ‚Ökologische Netzwerke‘ auszuformen, gerät spätestens bei der Bearbeitung der ‚Zivilisationslandschaften‘ an seine Grenzen. Dies wird auch durch den Vergleich der PEEN-Karten mit der (unvollständigen) Zusammenstellung der nationalen Netzwerke Europas (Abb. 9) deutlich, in der sich bei den detailliert erarbeiteten nationalen Netzwerken zeigt, wie stark verteilt und relativ kleinflächig Kerngebiete vorhanden sind und auch Verbindungen identifiziert bzw. geplant werden müssen. Eine Anwendung von HABITAT-NET auf internationaler Ebene ist zwar denkbar, hängt aber von der Verfügbarkeit entsprechend detaillierter Grundlagendaten ab, mit denen sicher auch in den PEEN-Projekten bessere Ergebnisse erzielt worden wären.

Zur Umsetzung des § 3 BNatSchG, dessen Ansatz weniger großräumig ist und auf die Ausweisung von ‚Vorrangflächensystemen‘ hinausläuft (vgl. Kapitel 3.3.5), kann der GIS-Algorithmus zunächst genutzt werden, um die Biotope bzw. Biotopkomplexe zusammenzustellen, die für die Auswahl geeigneter naturbetonter Kernflächen bzw. Erhaltungsgebiete anhand der Kriterien des Länderarbeitskreises (s. BURKHARDT et al. 2004) benötigt werden. Im o.g. Forschungsprojekt erfolgte diese Grundauswahl aus projektinternen Gründen mit Hilfe eines einfachen positiven Puffers (100 m) und nicht anhand einer Pufferfolge (vgl. Kapitel 6.1); die damit selektierten Flächengruppen entsprechen aber weitgehend den Flächen, die für den Aufbau der Netzwerke jeweils zu Funktionsräumen auf Basis der Distanzklasse bis 100 m aggregiert werden (s. Tab. 19). Der § 3 BNatSchG ist zwar stark auf Ausweisung eines ‚Vorrangflächensystems‘ ausgerichtet (s. Kapitel 3.3.1 und 1.3, vgl. LANA 1995, s. auch DEUTSCHER BUNDESTAG 1995: 34-36, SSYMANK 2000a), um jedoch seinem funktionalen Anspruch hinsichtlich der eigentlichen Verbundaspekte zu entsprechen (Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen), ist es erforderlich, insbesondere auch den „Biotopverbund im weiteren Sinne“ (s. BURKHARDT et al. 2004: 10) zu fördern. Die mit HABITAT-NET ermittelbaren ‚essenziellen‘ Verbindungsräume sind speziell für die Berücksichtigung dieses Aspektes geeignet. Außerdem kann mit der Bearbeitung von Anspruchstypen (und integrierter Mobilitäten) versucht werden, inhaltlich der Zweckbestimmung in § 3 BNatSchG Abs. 2 (Sicherung von Arten und deren Populationen) näher zu kommen, d.h. es lässt sich zumindest vereinfacht operationalisieren, was aufgrund der Komplexität in kleinen Maßstäben

bisher kaum für machbar gehalten wurde (s. BURKHARDT et al. 2004: 19). Allerdings ist damit schon ein Arbeitsaufwand verbunden, der über den bisher angedachten Rahmen hinausgeht. Wenn aber in Zukunft auf landschaftlicher Ebene überlegt werden soll, wie Biotopverbundsysteme hinsichtlich der zu sichernden Arten und Populationen ausgehend von der aktuellen Situation überhaupt aufgebaut sein müssen, dann kann das Spektrum der mit HABITAT-NET vorgeschlagenen Vorgehensweisen eine gute Hilfe bieten.

Die Anwendung des GIS-Algorithmus in der Landschaftsplanung muss nicht separat diskutiert werden, weil dahingehende Aussagen ‚lediglich' davon abhängen, ob überörtliche Biotopverbundplanungen als integrierte Bestandteile von Landschaftsplanungen oder als eigenständige Fachkonzepte aufgefasst werden. Hier kann Bezug auf eine laufende Diskussion hinsichtlich der Verknüpfung von Biotopverbundplanung und Landschaftsplanung genommen werden. Es bestehen (mit entsprechenden Übergängen) zwei Grundauffassungen (CZYBULKA 2004: 12): Zum Einen wird dafür plädiert, dass Biotopverbundplanungen (zunächst) eigenständig erarbeitet werden sollen, weil insbesondere die fachlichen Erfordernisse als Informationen vorerst bestehen bleiben und nicht Abwägungsvorgängen zum Opfer fallen (s. z.B. RIECKEN et al. 2004, Z.T. WEIHRICH 2002). Zum Anderen werden auch bei einer (direkten) Integration Vorteile gesehen, da viele Arbeitsschritte (zumindest namentlich) gleich sind, die Landschaftsplanung als etablierte Planung die Inhalte besser transportieren könne und auch der § 14 Abs. 1 Satz 4c BNatSchG ein solches Vorgehen nahe legt (s. z.B. HELLENBROICH 2004: 297-298, BFN 2002c, HERBERT & WILKE 2003: 65). In dieser Diskussion muss vor dem Hintergrund der hier relevanten Zielstellung aber v.a. folgender Aspekt herausgestellt werden: Zunächst wäre zu sichern, dass dem inhaltlichen Anspruch des Biotopverbundes aus fachlicher Sicht in den Planungen entsprochen werden kann. Die Praxis zeigt (v.a. auf Landesebene, s. Kapitel 4), dass fachlich anspruchsvolle Konzepte fast ausschließlich zunächst als eigenständiges Fachkonzept entwickelt oder zumindest der Landschaftplanung als gesonderter Fachbeitrag zur Seite gestellt werden (s. auch JEDICKE & MARSCHALL 2003). Wenn die Landschaftschaftsplanung die Biotopverbundplanung im vollen Umfang integrieren soll, so müssten dafür auch die Rahmenbedingungen gegeben sein (v.a. die finanziellen und personellen Rahmenbedingungen). Weiterhin ist zu beachten, dass es nicht gerechtfertig ist, dem Bereich des Arten- und Biotopschutzes in der Landschaftsplanung ein ‚Übergewicht' gegenüber den anderen Schutzgütern zu verleihen, was häufig bereits kritisiert wurde (vgl. z.B. BÜCHTER 2000, 2002). Aus der Feststellung, dass die Landschaftsplanung zu sehr eine Planung des Arten- und Biotopschutzes ‚geworden' ist, kann aber nicht abgeleitet werden, dass zukünftig weniger Kapazitäten für dieses Aufgabengebiet eingesetzt werden sollen, sondern eher, dass hinsichtlich der anderen ‚Schutzgüter' bisher zu wenig unternommen wurde, um die Vorbereitungen zu ihrer Sicherung und Entwicklung in Planungen operationalisieren zu können (z.B. Landschaftserleben). Dass die Landschaftsplanung bei einer ‚Gleichbehandlung der Schutzgüter auf hohem Niveau' bei gegenwärtiger Ausprägung an ihre Grenzen stößt, kann (zumindest in der akademischen Diskussion) nicht ernsthaft als ein Argument gegen einen zu ‚übermächtigen' Naturschutz herangezogen werden. Die zu bewältigenden Aufgaben und internationalen Verpflichtungen ändern sich dadurch nicht und nur durch eine Reduktion der Naturschutzinhalte wäre eine Lösung zu Gunsten einer stärkeren Würdigung anderer Aufgaben auch nicht wirklich erreicht.

Was bisher nicht zielführend war, ist der Umstand, dass die Planenden auf der lokalen Ebene in vielen Fällen zunächst selbst regionalisierte Leitbilder und Raumkulissen entwerfen mussten, um überhaupt Wertmaßstäbe für das eigene ‚kleine' Gebiet verwenden zu können (betrifft nicht nur das Thema Arten und Biotope). Dass dies Aufgabe der regionalen bzw. landesweiten Ebene der Landschaftsplanung ist, war bereits vor den ‚Vilmer Visionen' zur zielgerichteten ‚Abschichtung' der Landschaftsplanung (BFN 2002c) bekannt. Die ‚Visionen' bekräftigen nur, dass v.a. auf der Ebene

der Landschaftsrahmenplanung die eigentlichen fachplanerischen ‚Zielkonzepte' erarbeitet werden müssten, damit auf der lokalen Ebene eine problemorientierte Ausrichtung erfolgen kann (s. MARSCHAL 2006: 271 ff.). Dabei sollte durch Anbindung z.B. an kommunale Zweckverbände vermieden werden, dass auf regionaler Ebene übergeordneten Planungen erarbeitet werden, die die Kommunen als ‚fremdbestimmend' oder ‚naturschutzlastig' auffassen. Die Arbeit zur Zielbestimmung und Kulissenfindung auf der Ebene der Regionen bzw. Länder ist gerade für den Biotopverbund wichtig und bedeutet auch kein ‚Deligieren von Problemen auf die Landschaftsebene', weil Verbund immer räumliche Verknüpfungen nach ‚außen' und deren Bedeutung berücksichtigen muss. Wenn es nicht gelingt, mindestens auf regionaler Ebene Zielkonsens und eine Festlegung auf Gebiete bzw. Kulissen zu erreichen, wird zieloriertiertes Handeln hinsichtlich eines lokalen Biotopverbunds weiterhin schwer fallen. Die Landschafts(rahmen)planung müsste (entgegen einiger aktueller Entwicklungen z.B. in Hessen) zur Umsetzung der ‚Vilmer Visionen' in vielen Fällen deutlich gestärkt werden, um zu gewährleisten, dass entsprechende Bearbeitungen (aller Schutzgüter) möglich sind (s.o., vgl. DRESSLER et al. 2000). Nur auf der überörtlichen Ebene lassen sich fachlich und räumlich schlüssige Konzepte erarbeiten, die Kulissen für eine Ausweisung in der Raumordnungsplanung (s. Kapitel 7.5.4) und evtl. zur Steuerung einer auch hinsichtlich der belebten Umwelt nachhaltigen Land-, Forst- und Wasserwirtschaft bereit halten. Zudem sollte sich der weitere Aufbau von Umweltinformationssystemen dahingehend orientieren (s. Kapitel 7.5.2).

### 7.5.4 Raumordnung

Mit den Erläuterungen in Kapitel 4 (speziell 4.3.2) wurde aufgezeigt, dass die „Ökologischen Verbundsysteme" in der räumlichen Planung noch nicht soweit ausgeformt sind, wie das zu einer den Zielbestimmungen (auch der MKRO) adäquaten Berücksichtigung des Themas Biotopverbund erforderlich ist.

Die mit HABITAT-NET erarbeiteten Raumkulissen können analog zu den bestehenden in Biotopverbundplänen ausgearbeiteten Kulissen als ‚Vorrangflächen-Verbundsysteme' (vgl. Kapitel 1.3 u. 6.1.2) besonders dabei helfen, den Bedarf der überregionalen Freiraumsicherung hinsichtlich des Biotopverbundes zu definieren und zu lokalisieren. Alle Funktionsräume einer (je nach Anspruchstypengruppe festzulegenden) niedrigen Stufe sollten in Raumordnungsplänen unabhängig von ihrem Schutzstatus in jedem Fall als Vorranggebiete für Natur und Landschaft ausgewiesen werden (abgestuft z.B. nach Landes- und Regionalebene). Sie kennzeichnen enge funktionale Beziehungen (‚Kernräume') und zu bevorzugende Entwicklungsgebiete des Naturschutzes. Doch damit wären nur diese ‚Kernräume' des Verbundes raumordnerisch gesichert. Um „Ökologische Verbundsysteme in der räumlichen Planung" (MKRO 1992) tatsächlich zu etablieren, ist auch die wirksame Sicherung der Funktions- bzw. Verbindungsräume der höheren Stufen erforderlich. Die Funktions- bzw. Verbindungsräume der höheren Stufen müssen mindestens als Vorranggebiete für den ‚allgemeinen' Freiraumschutz ausgewiesen werden (vgl. JEßBERGER 2005: 82, Hintergrund: BBR 2005). Vorrang für den Freiraumschutz bedeutet einen ‚Grundschutz vor Bebauung und Zerschneidung', lässt aber eine ordnungsgemäße Landbewirtschaftung zu. Mit den Funktionsräumen einer höheren Stufe werden oftmals Räume angezeigt, in denen die Landbewirtschaftung und Siedlungsentwicklung noch immer (gewollt oder ungewollt) wertvolle Lebensraumzusammenhänge erhalten hat, die es beispielsweise zusammen mit der Landwirtschaft vor weiteren Flächeninanspruchnahmen zu schützen gilt. Die Ausweisung von Vorbehaltsgebieten für Natur und Landschaft wäre auch eine Möglichkeit, im Hinblick auf eine langfristige Verankerung der Kulissen „Ökologischer Verbundsysteme" ist sie jedoch weniger zweckmäßig, weil damit eine zu geringe Wirkung entfaltet wird (Abwägung). Grundsätzlich wäre die Ausweisung der Gesamtkulissen der Netzwerke als Vorranggebiete für Natur und Landschaft wünschenswert (s. LANA 1995), aber nach der ge-

genwärtigen Planungspraxis völlig unrealistisch. ‚Vorrang' wird heute überwiegend so ausgelegt, dass in den entsprechenden Gebieten alle anderen Nutzungen ausgeschlossen sind. Dieses Problem sollte aber zugunsten eines Miteinanders von Landnutzung und Naturschutz überwunden werden, zumal auch die Definition des § 7 Abs. 4 ROG nicht grundsätzlich den Auschluss anderer Nutzungen impliziert (vgl. auch MKRO 1996). Jedenfalls ist die entsprechende Festsetzung der gesamten Raumsysteme ‚Ökologischer Netzwerke' erforderlich, um die Grundlage für deren Aufbau tatsächlich zu sichern - sie brauchen eine ähnliche Verbindlichkeit wie z.B. Gebiete zur Sicherung des Rohstoffabbaus.

Außerdem ist es zweckmäßig, eine entsprechend gewählte Klasse unzerschnittener Funktionsräume (UFR, s. Kapitel 6.3.3 ff.) in die Raumordnungspläne aufzunehmen und entsprechend zu sichern (weiterführend s. Kapitel 7.5.7).

Das mögliche Aufgreifen (der Ergebnisse) eines GIS-Algorithmus kann natürlich nicht viel an dem politisch bedingten Umstand ändern, dass Systeme von Biotopverbundplanungen gegenwärtig nur zögerlich in die Raumordnungspläne übernommen werden (vgl. JEßBERGER 2005 und Kapitel 4.3.2). Insbesondere wird von der Kategorie der Vorranggebiete in Raumordnungsplänen nur sehr beschränkt Gebrauch gemacht und es bleibt aufgrund von „Präzisierungsangst" (LOSCH & BAIER 2006) oft bei einer Übernahme der rechtlich bereits gesicherten Schutzgebiete. Mit diesem Vorgehen kann die Raumordnung ihrer Leitvorstellung einer „nachhaltigen Raumentwicklung, die die sozialen und wirtschaftlichen Ansprüche an den Raum mit seinen ökologischen Funktionen in Einklang bringt" (§ 1 Abs. 1 ROG), nicht gerecht werden. In einem zunehmend suburbanisierten Mitteleuropa ist es an der Zeit, insbesondere die multifunktionalen Freiräume und deren Zusammenhänge konsequenter und wirksamer zu schützen. Das Instrument dazu kann nur die Raumordnung sein, deren Pläne übrigens zukünftig einer SUP unterzogen werden müssen (s.u.). Sie sollte davon abkommen, negative Landschaftsveränderungen lediglich als Ergebnis der Raumbeobachtung bei Planfortschreibungen zu registrieren (s. BAIER 2006) und versuchen, die Zukunft im Sinne ihrer Leitvorstellung aktiv zu gestalten, indem sie die Ziele der Biodiversitätssicherung stärker implementiert sowie damit nicht zuletzt auch den Erhalt und die Entwicklung naturgeprägter, erlebnisreicher Landschaftsräume für die Menschen unterstützt.

### 7.5.5 Strategische Umweltprüfung

Mit dem Inkrafttreten des Europarechtanpassungsgesetzes Bau (BGBl. I S. 1359) zum 20.7.2004 und der Neufassung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) durch das Gesetz zur Einführung einer Strategischen Umweltprüfung (SUPG/ ‚SUP-Stammgesetz') vom 25. Juni 2005 wurde die Richtlinie 2001/42/EG über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 27. Juni 2001 (‚SUP-Richtlinie') in nationales Recht umgesetzt.

Während die UVP erst bei der Zulassung eines umwelterheblichen Vorhabens ansetzt, sind bei der SUP nunmehr bereits Pläne und Programme hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen ‚strategisch vorausschauend' zu prüfen (s. HENDLER 2003, STÜER 2003). Dies war ein wichtiger Schritt für viele Bereiche der Umweltplanung, weil in vorgelagerten Plänen und Programmen meist bereits umweltbedeutsame Festlegungen weitgehend vorweg genommen wurden und die Prüfung der Umweltauswirkungen auf Projektebene dann z.B. unter Ausschluss ernsthafter Standortalternativen durchgeführt werden musste, was sehr häufig zu ernsthaften Konflikten z.B. mit Umweltverbänden geführt hat. Zu den durch eine SUP zu prüfenden wichtigen umweltbedeutsamen Planungsverfahren gehören z.B. die Bundesverkehrswegeplanung, bestimmte wasserwirtschaftliche Pläne und Programme, Raumordnungspläne, Bauleitpläne, Landschaftsplanungen, Planungen im Bereich der

Luftreinhaltung und des Lärmschutzes, Energiekonzepte, Tourismusprogramme sowie Abfallwirtschaftspläne.

Der Zusammenhang zwischen SUP und den entsprechenden Ebenen und Aufgaben der Landschaftsplanung (die ja selbst der SUP-Pflicht unterliegt) wurde bereits eingehend diskutiert (z.B. MÖNNECKE 2001, V. HAAREN et al. 2000, HERBERT & WILKE 2003: 68, JESSEL et al. 2003, SCHOLLES et al. 2003, V. HAAREN et al. 2004, MARSCHAL 2006: 250 ff.). Ein Aspekt, der auch in der Diskussion um das Zusammenwirken mit der Landschaftsplanung eine wichtige Rolle spielt, sind die für die Prüfungen benötigten Landschaftsinformationen. SUP bedingen im Vergleich zur UVP im Regelfall einen kleineren Betrachtungsmaßstab, also (aggregierte) Informationsgrundlagen zur Bearbeitung der einzelnen Schutzgüter für vergleichsweise große Gebiete (s. JESSEL & TOBIAS 2002: 80). Es wurde bereits teilweise dargestellt (Kapitel 5.2), dass die Verfügbarkeit dieser heute meist als digitale Daten benötigten Informationen zu wünschen übrig lässt. Auch bei den in der SUP zu behandelnden Schutzgütern „biologische Vielfalt, Fauna, Flora“ (s. Anhang I Ziffer f der SUP-Richtlinie) stellt sich heraus, dass entsprechende Prüfgrundlagen weitgehend fehlen oder nicht hinreichend sind, die maßstabsgerecht Aussagen zu Arten und Lebensräumen einschließlich wichtiger räumlich-funktionaler Beziehungen wiedergeben. Was im Regelfall vorhanden ist und deshalb maximal genutzt werden kann, sind Informationen zu Schutzgebieten, gesetzlich geschützten Biotopen, zu unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen (s. Kapitel 7.5.7), zur Landnutzung und zu einzelnen, annähernd repräsentativ erfassten Arten (z.B. Arten der FFH-Richtlinie). Außerdem wären die Kulissen der Biotopverbundplanungen bzw. der „Ökologischen Verbundsysteme“ zu nennen; doch hat sich ein Zurückgreifen auf diese Informationen noch nicht durchgesetzt, weil es sich dabei meist um Planungen handelt, aus deren Analyseteil meist nicht mehr zu entnehmen ist, als eine Zusammenfassung o.g. ‚wertvoller‘ Flächen für den Biotopverbund (vgl. Kapitel 4). Für die Umweltprüfungen werden jedoch insbesondere auch am ‚Bestand‘ festgemachte Aussagen zu bedeutenden räumlich-funktionalen Beziehungen benötigt, die ökologisch differenzierbar sein müssen (z.B. Gültigkeit für welche Artengruppen). Nur dann können strategische Alternativen und Szenarien fundiert aufgebaut und eine maßstabsgerechte ‚Messung‘ der jeweiligen Auswirkungen und eine Beurteilung von Empfindlichkeiten durchgeführt werden (vgl. HAUSTEIN 2006, BRUNS et al. 2007: 20 ff.). Gerade das können die Verbundplanungen meist nicht bieten; weder anhand der Bestandsdarstellungen noch auf Grundlage der Entwicklungskonzepte lassen sich diese Informationen ableiten (Ergebnisse des Workshops „Planungshilfen zur Bewältigung räumlich-funktionaler Beeinträchtigungen“, BfN, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm 2006, unveröffentlicht).

An dieser Stelle können die mit HABITAT-NET aufgezeigten Netzwerke für Anspruchstypen eine Hilfestellung geben. Wie bereits mehrfach betont, werden damit zwar nicht alle räumlich-funktionalen Beziehungen aufgezeigt; es findet jedoch ein Herausarbeiten der wichtigsten Verbindungsräume für die fokussierten Anspruchstypen statt, die regelmäßig bei Umweltprüfungen zu berücksichtigen wären. Damit wird eine Informationsebene geschaffen, die so bisher fehlte (s. KÖPPEL et al. 2004: 144 ff.) und in Umweltinformationssystemen (s. Kapitel 7.5.2) weiter ausgebaut werden kann.

Auf die einzelnen zu prüfenden Plan- und Programmtypen soll hier nicht näher eingegangen werden; es sind je nach Typ unterschiedliche Spezifizierungen hinsichtlich der Berücksichtigung des Biotop- bzw. Habitatverbundes erforderlich. Ein stark in der Diskussion stehender Anwendungsbereich sind die Verkehrsinfrastrukturplanungen, darunter insbesondere die Straßenplanungen. Auf die Straßenplanungen soll nachfolgend Bezug genommen werden; allerdings nicht nicht beschränkt auf die Ebene der SUP. Auf Analogien hinsichtlich der anderen o.g. Planungsfelder wird nicht explizit hingewiesen; die Aussagen insbesondere zur Maßstäblichkeit können jedoch übertragen werden.

### 7.5.6 Verkehrswegeplanung/ Straßenplanung

**Bundesverkehrswegeplan**

Der Bundesverkehrswegeplan (BVWP) ist als Rahmenplan der Bundesregierung für den mittel- und langfristig geplanten Neu- und Ausbau der Bundesverkehrswege anzusehen und wird vom Bundesminister für Verkehr aufgestellt. Er dient dem Ziel, das Fernverkehrsnetz in seiner Funktions- und Leistungsfähigkeit zu erhalten und dem zu erwartenden Verkehrsbedarf unter Einbeziehung der Belange der Raumordnung und des Umweltschutzes anzupassen. Der BVWP unterliegt einschließlich der Bedarfspläne der Prüfpflicht des SUP-Gesetzes (§ 19b SUPG, vgl. STÜER 2003).

Bei der Aufstellung des letzten Bundesverkehrswegeplanes 2003 (s. BMV 2003; Bedarf Finanzvolumen 150 Milliarden Euro) wurde wegen fehlender gesetzlicher Regelungen noch keine SUP durchgeführt (s. SRU 2005: Tz. 402). Es kam jedoch ein vom Bundesamt für Naturschutz entwickeltes „Früherkennungssystem“ zum Einsatz, welches unter Berücksichtigung einiger Gebietskategorien (s.u.) eine Auswahl von Projekten ermöglichte, die im Rahmen der Aufstellung des BVWP einer Umweltrisikoeinschätzung (URE) bzw. einer FFH-Verträglichkeitseinschätzung unterzogen werden mussten (Näheres s. HOPPENSTEDT 1999, BERNOTAT & HERBERT 2001, BMV 2003: 13-20). Auf Basis dieses Vorgehens wurden auch zahlreiche Projekte besonders markiert, bei denen ein umfassender naturschutzfachlicher Planungsauftrag im Rahmen der URE für erforderlich gehalten wurde und die erst nach dieser gesonderten Untersuchung zu Projekten des vordringlichen Bedarfs werden sollten (BMV 2003: 19-20). Diese Regelung wurde jedoch 2006 mit dem Infrastruktur-Planungsbeschleunigungsgesetz (Änderung des Fernstraßenausbaugesetzes im Artikel 12 Ziffer 2 c) wieder aufgehoben, sodass diese kritischen Projekte in Zukunft wie jedes andere Projekt des vordringlichen Bedarfs im weiteren Planungsverfahren behandelt werden und v.a. im Linienbestimmungsverfahren auf der Ebene der UVP hier starke Konflikte zu erwarten sind. Verblieben ist nur die Kennzeichnung dieser Projekte im BVWP (sog. ‚Öko-Stern‘), verbunden mit einer gesonderten Berichtspflicht gegenüber dem Deutschen Bundestag nach Erlangung des Baurechts.

Aus fachlicher Sicht ist zu bemerken, dass für die Auswahl von Projekten, für die eine URE durchgeführt werden musste, weitgehend ‚nur‘ (Schutz-)Gebietskategorien herangezogen wurden bzw. werden konnten (Aufwand/ Zeitrahmen). Berücksichtigt wurden Nationalparke, FFH-Gebiete, Vogelschutzgebiete, Naturschutzgebiete, *Important Bird Areas*, Feuchtgebiete internationaler Bedeutung nach Ramsar-Konvention, Naturschutzgroßprojekte des Bundes, Unzerschnittene verkehrsarme Räume, Biosphärenreservate, Naturparke und Landschaftsschutzgebiete (BERNOTAT & HERBERT 2001). Mit dieser Auswahl und der gezielten Auswertung im GIS ist sicher ein großer Fortschritt gegenüber der Aufstellung des BVWP 1992 erreicht worden, die Schutzgebiete und die UZVR sind jedoch nur bedingt als repräsentativ z.B. für die Schutzgüter „biologische Vielfalt, Fauna, Flora“ der SUP anzusehen und können damit auch nicht ausreichend die Beeinträchtigungen indizieren (vgl. WINKELBRANDT 2005: 73). Nicht einbezogen wurden beispielsweise weder die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen oder die Vorkommensgebiete bestimmter Arten(-gruppen) noch Aspekte des Biotop- bzw. Habitatverbundes, was zweifellos an den nicht verfügbaren, bundesweit vergleichbaren (digitalen) Datengrundlagen gelegen hat (vgl. SRU 2005: TZ. 427). Bezüglich der Ergebnisse der selektiven Biotopkartierungen muss sicher auch einschränkend gesagt werden, dass ein Einbeziehen der Einzelflächen in diesem Maßstab nicht zweckmäßig gewesen wäre.

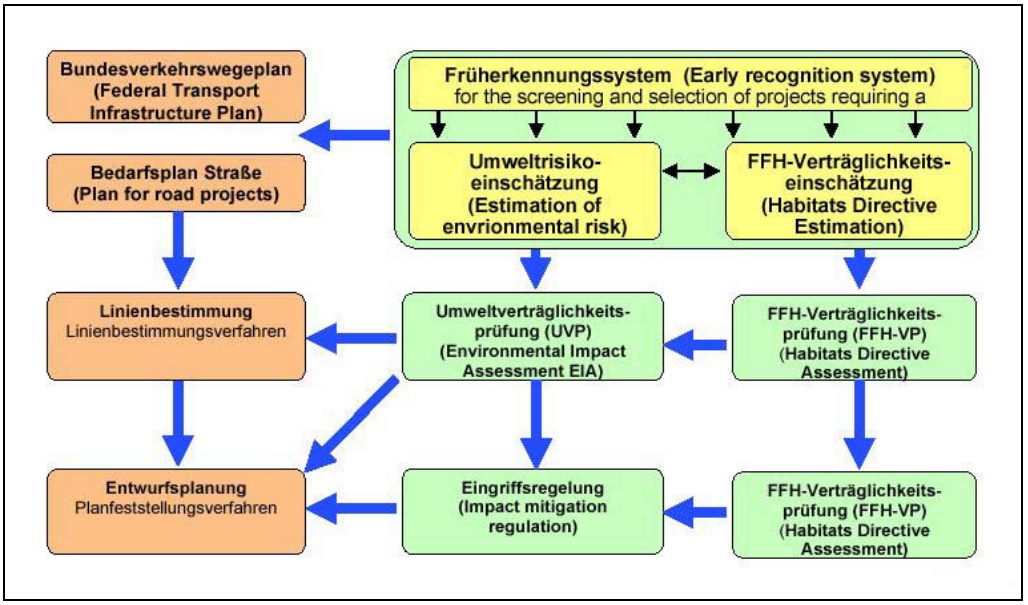



Abb. 125: Umwelt- und naturschutzbezogene Beiträge zur Bundesverkehrswegeplanung - vereinfachte Darstellung am Beispiel Straße (BERNOTAT 2002)

Eine Weiterentwicklung des „Früherkennungssystem“ (zukünftig im Rahmen der SUP) könnte mit den hier erarbeiteten Ansätzen erfolgen, indem, wie im vorausgehenden Kapitel erläutert, die Funktions- und Verbindungsräume der Lebensraumnetzwerke und/ oder die unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) für Anspruchstypen eingesetzt werden. Schutzgebiete werden immer eine besondere Rolle bei Umweltprüfungen einnehmen, doch ist es geboten, die Wirkungsprognosen stärker an den eigentlichen Schutzgegenständen (Lebensräume und Arten) auszurichten und auch Beeinträchtigungen von räumlich-funktionalen Beziehungen einzubeziehen. Darauf weist generell auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Sondergutachten „Umwelt und Straßenverkehr“ hin (SRU 2005: Tz. 164, 464, weiterhin s. KÖPPEL et al. 2004: 192, 207, 235, 239 ff.).

Die Anwendung der empfohlenen Vorgehensweise auf Bundesebene ist natürlich nur möglich, wenn die entsprechenden Informationen erarbeitet, vorgehalten und fortgeschrieben werden. Erste wichtige Schritte wurden mit den Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (s. Kapitel 7.5.3) und „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (s. Kapitel 7.5.7) des Bundesamtes für Naturschutz gemacht; die dort z.T. noch unvollständig oder nur in Tests generierten Informationsebenen können für die Beurteilung von Vorhaben herangezogen werden und stellen bereits jetzt eine deutliche Erweiterung o.g. Prüfgrundlagen dar. Sie müssten allerdings konsequent in das Landschafts- und Naturschutzinformationssystem des Bundesamtes für Naturschutz (LANIS-Bund) eingestellt und gepflegt werden (s. auch Kapitel 7.5.2).

**Umweltverträglichkeitsprüfungen/ Linienbestimmung**

Die Ebene der Linienbestimmung ist v.a. dann für den Einsatz der Ergebnisse des hier entwickelten GIS-Algorithmus prädestiniert, wenn es sich um großräumige Untersuchungsgebiete handelt, bei denen oft keine detaillierte vorhabensbezogene Bestandserfassung möglich ist (ehem. Stufe 1). Bei den Raumwiderstandsanalysen im Variantenvergleich können die Funktions- und Verbindungsräume der Lebensraumnetzwerke und/ oder die unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) Hinweise auf mögliche Beeinträchtigungen wichtiger funktionaler Beziehungen liefern. In großräumigen Variantenvergleichen werden neben den o.g. Schutzgebieten und Räumen meist noch zusätzlich die

Daten von flächendeckenden Biotoptypenkartierungen (falls vorliegend) und die Kulissen der Biotopverbundplanungen (zur Aussagekraft dieser s. Kapitel 5.2.3 und 7.2.3) herangezogen, die in der Summe aber nur bedingt geeignet sind, konkretisierte Hinweise auf überörtliche Funktionsbeziehungen bezogen auf bestimmte Anspruchstypen zu liefern. Für diesen Zweck kann der Einsatz von HABITAT-NET empfohlen werden (sollten die Netzwerke bzw. UFR nicht bereits vorliegen). Generell ist aber für die Stufe der UVS (v.a. bei weniger großräumigen Untersuchungsgebieten) zu fordern, dass mit vorhabensbezogenen Originalerhebungen (Lebensräume und Zeigerartengruppen) gearbeitet wird.

**Landschaftspflegerische Begleitplanung, Eingriffsregelung/ Planfeststellung**

Mit der Ebene der Landschaftspflegerischen Begleitplanung und der Bearbeitung der Eingriffsregelung wird der engere ‚Gültigkeitsbereich' der Ergebnisse von HABITAT-NET endgültig verlassen (vgl. Aussagen zur Maßstäblichkeit in Kapitel 7.1.1). Hier sind detaillierte vorhabensbezogene Untersuchungen erforderlich. Trotzdem können die Netzwerke analog zur Ebene der UVP natürlich Hinweise auf Konfliktbereiche geben. Beispielhaft werden in Abb. 126 entsprechende Inhalte einer für die Planfeststellung vorbereiteten Straßenplanung mit dem Netzwerk der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts (s. Kapitel 6.2.2 ff.) verglichen.

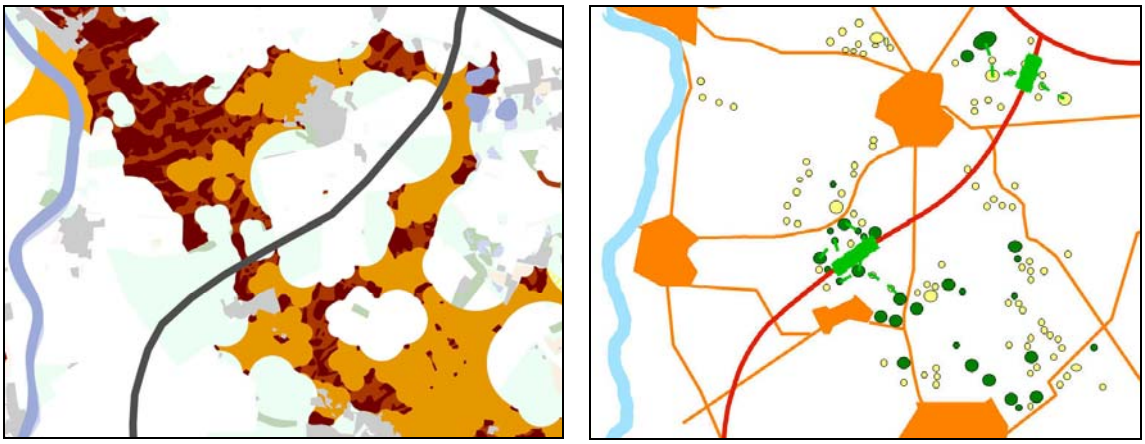


Abb. 126: Zerschneidung der Phorphyrkuppenlandschaft bei Halle durch die A 143

Darstellung links: Ausschnitt (ca. 6 km breit) aus dem Netzwerk der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts (Farbdarstellung analog Abb. 92); grau: geplante Trasse A 143 und rechts oben bestehende A 14
Skizze rechts (angefertigt: H. RECK): etwa gleicher Ausschnitt; orange: größere Orte und Straßen, rot: geplante A 143 und rechts oben bestehende A 14, dunkelgrüne Punkte: zum Erfassungszeitpunkt besetzte Lebensräume von *Stenobothrus stigmaticus*, gelbe Punkte: potenzielle Lebensräume von *Stenobothrus stigmaticus* (nach Daten von APPELT & WALLASCHEK); grün: erforderliche Habitatkorridore für den Lebensraumverbund, die z.T. die geplante Trasse A 143 queren müssen (Bau von Grünbrücken)

Die geplante Bundesautobahn A 143 (Westumfahrung Halle) quert die Porphyrkuppenlandschaft nordwestlich Halle, die für ihre besondere Ausstattung mit wertvollen Trockenlebensräumen und Arten bekannt ist. Das mit HABITAT-NET erarbeitete Netzwerk der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts weist im kritischen Bereich zwischen den Orten Döblitz und Brachwitz und der bestehenden A 14 ein ringförmiges System bestehend aus mehreren Stufen von Funktions- bzw. Verbindungsräumen aus, mit dem zwei besonders problematische Bereiche, in denen funktionale Beziehungen gestört werden, vorab (z.B. bereits bei Variantenvergleichen, s.o.) ausgeschieden werden können. Durch die Verschneidung der Fläche der geplanten Trasse und dem Netzwerk im GIS ist die Identifizierung relativ konkret möglich (s. Kapitel 6.3.4 ff.). Der Vergleich mit der Planung zur A 143 (Abb. 126, rechts) zeigt, dass nach detaillierten Untersuchungen genau in diesen Bereichen der Bau von Grünbrücken vorgesehen wurde, weil dort wichtige funktionale Beziehungen in der

Porphyrkuppenlandschaft unterbrochen werden (z.B. für deutschlandweit gefährdete Heuschreckenarten wie *Stenobothrus stigmaticus*).

Das Beispiel soll nicht nachträglich nun doch zeigen, dass die Ergebnisse des GIS-Algorithmus auch für die Planfeststellungsebene geeignet sind, sondern nur verdeutlichen, mit welcher Aussagetiefe im Sinne eines „Früherkennungssystems“ (vgl. BERNOTAT & HERBERT 2001) derartige Informationen z.B. landes- oder bundesweit vorgehalten und fortgeschrieben werden könnten (einen Eindruck vermitteln Abb. 123 und Abb. 124). Dies gelingt mit einem vertretbaren Aufwand aktuell nur anhand des hier entwickelten Ansatzes, für den die Hauptanwendungsebenen in der Verkehrswegeplanung die der SUP und UVP bleiben. Neben der Konflikterkennung (nicht nur in der Verkehrswegeplanung) können die Raumsysteme der spezifischen Netzwerke genutzt werden, um geeignete Bereiche für Kompensationsmaßnahmen einzugrenzen und/ oder Ökokonto-Ansätze zu unterstützen. Die so strategisch vorbereiteten ‚Suchräume‘ weisen dabei schon ökologisch und räumlich differenziert auf die zu fokussierenden Artengruppen bzw. Lebensraumtypen hin.

### 7.5.7 Erweiterung des Konzeptes der UZVR (Bezug: Biodiversität)

Als unzerschnittene verkehrsarme Räume (UZVR) werden Landschaftsräume bezeichnet, die nicht bebaut sind und nicht von starken Verkehrsträgern zerschnitten werden. Aktuell werden Straßen ab 1000 KFZ/24h, mehrgleisige und eingleisige elektrifizierte Bahnstrecken sowie Kanäle mit Status einer Bundeswasserstraße der Kategorie IV und höher als zerschneidende Elemente angesehen (Abb. vgl. auch Kapitel 5.4.7). Die Entwicklung des Konzeptes der UZVR erfolgte im Kontext der landschaftsbezogenen Erholung, wobei als UZVR erst Räume ab 100 km² Größe definiert wurden (LASSEN 1979, 1987, 1990). Die UZVR haben sich in Deutschland aufgrund ihrer Anschaulichkeit und Verständlichkeit zu einem bekannten und bewährten Maß bei der Darstellung der Entwicklung der Landschaftszerschneidung bzw. Flächeninanspruchnahme entwickelt, sodass das Konzept der UZVR von der Länderinitiative für einen länderübergreifenden Kernindikatorensatz (LIKI) in die Reihe der unter den Ländern abgestimmten Umweltindikatoren aufgenommen wurde (Näheres s. LIKI 2006).

Die mögliche Bedeutung der (großen) Räume für den Schutz und die Entwicklung der Biodiversität lag ursprünglich nicht im Blickfeld des Ansatzes von LASSEN. Heute gelten die UZVR als ein auch ökologische Bedeutungen integrierender „Sammelindikator“ (GAWLAK 2001), der immer häufiger zur Entscheidungsfindung auf übergeordneten Planungsebenen, auf denen maßstabsgerecht aufbereitete Informationen zu Arten und Lebensräumen häufig nicht vorliegen, herangezogen wird.

Obwohl ein grundsätzlicher Wert großer unzerschnittener Räume als eine endliche Ressource (‚Potenzial‘) kaum in Frage gestellt werden kann, so ist das eigentliche ökologische Indikandum der UZVR unbestimmt; sie repräsentieren allenfalls große Räume, die vom Verkehr wenig beeinträchtigt sind. Das ergaben Analysen, bei denen hinterfragt wurde, ob die Größe von unzerschnittenen Räumen (nicht begrenzt auf Räume > 100 km²) mit dem Anteil an wertvollen Biotopkomplexen bzw. an Funktionsräumen des Verbunds positiv korreliert ist. Es wurden die Funktionsräume des zusammenfassenden Lebensraumnetzwerkes in Sachsen-Anhalt (s. Kapitel 6.2.20) zugrunde gelegt, wobei Räume auf Basis mehrerer Distanzklassen getestet wurden und kleine ‚Splitterflächen‘, die durch Verschneidungen mit den unzerschnittenen Räumen im GIS v.a. am Rand von Siedlungen entstehen und die Ergebnisse verfälschen, ausgeschlossen wurden. Eine signifikante Korrelation war in keinem Falle nachweisbar (z.B. $r^2 = 0{,}0132$ für die Funktionsräume auf Basis der Distanzklasse bis 100 m unter Ausschluss von ‚Splitterflächen‘; Anzahl unzerschnittener Räume: 1348). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen RECK et al. (2007a), die entsprechende Analysen auch für ganz Deutschland durchführten (z.B. auch für alle Waldflächen).

Wenn also große unzerschnittene Räume nicht grundsätzlich höhere Anteile an wertvollen Lebensraumkomplexen aufweisen, dann wird es zu einem Problem, wenn der ‚allgemeingültige' Zustandsindikator UZVR zum Zielindikator erhoben wird, d.h. wenn z.B. bei der Planung von Verkehrstrassen Entscheidungen hinsichtlich des Biodiversitätsschutzes frühzeitig zugunsten der Sicherung von UZVR beeinflusst werden, ohne dass die Ausstattungen (Qualitäten) aller zur Disposition stehenden Räume bekannt sind (betrifft alle Schutzgüter). Um auf den vorbereitenden Ebenen Entscheidungen zu Fragen des Biodiversitätsschutzes sachgerecht zu unterstützen, bedarf es anderer Bezugsräume. Die UZVR bieten zwar ähnlich wie die effektive Maschenweite (s.u.) eine gute Übersicht zum Grad der Landschaftszerschneidung, sie sind aber weder für die Identifikation wichtiger (großer) Lebensraumsysteme noch für die Beurteilung der Zerschneidung dieser geeignet.

Die in dieser Arbeit vorgestellten unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) aggregieren räumliche Informationen zu den Lebensräumen der (gefährdeten) Artenbiodiversität einschließlich der funktionalen Beziehungen für einzelne Anspruchstypen und weiterführend auch zusammenfassend für mehrere Anspruchstypen (s. Abb. 127 rechts). Die UFR können deshalb als maßstabsgerechte Bezugsräume dienen, wenn auf vorbereitenden Planungsebenen (z.B. in der Verkehrswegeplanung, s.o.) Aussagen zum Biodiversitätsschutz erforderlich werden. Auf Basis der UFR können die aktuelle Zerschneidungssituation und geplante Neuzerschneidungen beurteilt, aber auch wichtige Sanierungsabschnitte aufgezeigt sowie ein Monitoring der systematischen Wiederherstellung von Wechselbeziehungen durchgeführt werden (vgl. Kapitel 6.3.3 ff.).

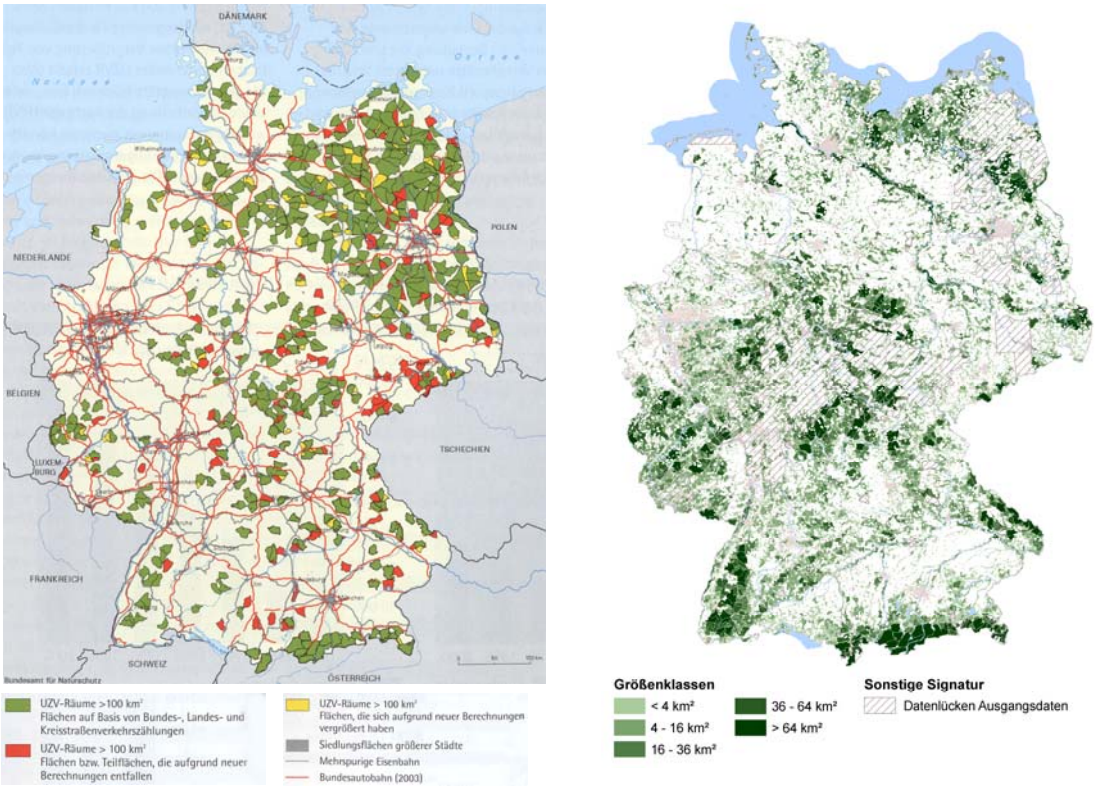



Abb. 127: Unzerschnittene verkehrsarme Räume und unzerschnittene Funktionsräume

Die dargestellten unzerschnittenen Funktionsräume (UFR) wurden kompiliert für Trocken-, Feucht- und wertvolle Waldlebensraumkomplexe (Näheres: RECK et al. 2007a) (Quellen Abbildungen: UZVR: BFN 2004, UFR: HÄNEL et al. 2007)

Die genannten Aufgaben können weder mit dem Konzept der UZVR, noch durch die Einführung der effektiven Maschenweite, einem Landschaftsstrukturmaß, welches sich stark an den Auffassungen der *landscape metrics* (s. Kapitel 5.3.3) orientiert, bewältigt werden. Mit den Publikationen und Diskussionen zur effektiven Maschenweite (s. z.B. JAEGER 2000, 2001, 2002) konnte zwar die

dringend erforderliche Auseinandersetzung mit dem Thema der zunehmenden Zerschneidung belebt werden, es wurde jedoch auch eine Tendenz verstärkt, bei der die ‚allgemeine' Landschaftszerschneidung der Habitatzerschneidung gleichgesetzt wird (s. Definition der effektiven Maschenweite über den Kohärenzgrad C: „Wahrscheinlichkeit..., ...dass sich zwei Tiere in der selben Fläche befinden…", selbst übernommen vom SRU 2005: Tz. 40). Dass Landschaftszerschneidung und Habitatzerschneidung nicht gleichgesetzt werden können, wurde bereits ausgeführt. Auch BASTIAN (2001) formuliert (in einem anderen Zusammenhang): „Die zahlreichen Arbeiten über Landschaftsfragmentierung sprechen zugegebenermaßen von Landschaft, aber sie meinen Habitat." Hinsichtlich der effektiven Maschenweite wäre diese Aussage etwas zu wandeln: Die Habitatzerschneidung (s. Definition der effektiven Maschenweite) soll indiziert werden, gemessen wird aber die Landschaftszerschneidung.

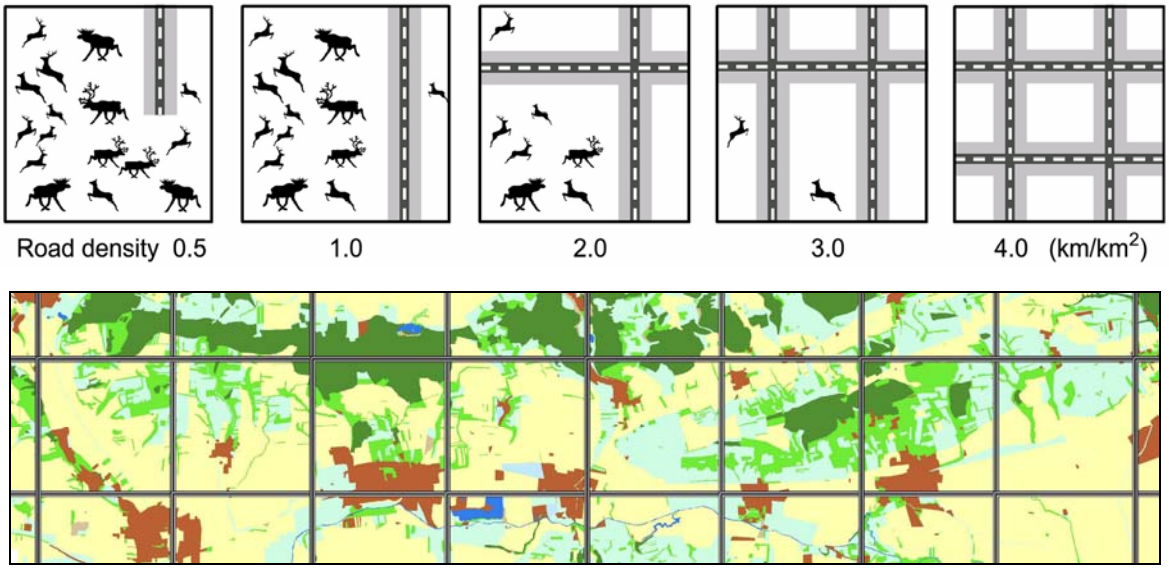



Abb. 128: Landschaftszerschneidung vs. Habitatzerschneidung

oben: Einfluss zunehmender Landschaftszerschneidung auf Vorkommen großer Wirbeltiere (schematisch; FORMAN et al. 1997 in CANTERS et al. 1997)

unten: schematisierte Darstellung der Zerschneidung in einem Landschaftsausschnitt am südlichen Harzrand; Breite ca. 20 km, Straßendichte ca. 0,8 km/km² (entspricht etwa der aktuellen Situation), gelb: Äcker, rot: Siedlungen, dunkelgrün: Wälder, mittelgrün: sonstige Gehölze, hellgrün: Grünland, blau: Gewässer

Was möglicherweise in ‚homogenen' Naturlandschaften für große Säugetiere gilt (oben, vgl. MLADENOFF et al. 1999), kann nicht auf Kulturlandschaften und die Mehrzahl (der Habitate) der gefährdeten Arten übertragen werden. Im unteren Teil der Abbildung ist zu sehen, wie stark verteilt bzw. fragmentiert heute verschiedene Lebensräume in der Kulturlandschaft vorkommen. Zerschneidung ist (war) nicht die bestimmende Ursache für die heutige Gefährdungssituation von Arten in der Landschaft, sondern die Reduzierung und Fragmentierung der Habitate durch (intensive) Landnutzung und Siedlungsentwicklung. Zerschneidung wird dann zusätzlich zum gravierenden Problem für den Biodiversitätsschutz, wenn verbliebene (wertvolle) Lebensraumsysteme betroffen sind, die bereits durch Fragmentierung in ihren Funktionen beeinträchtigt sind.

Es ist eine Tatsache, dass die Habitate des Großteils der Artenbiodiversität (insbesondere der gefährdeten) in Abhängigkeit von den abiotischen Vorraussetzungen und der Landnutzung nicht mit den Flächen unzerschnittener Räume übereinstimmen (Schema s. Abb. 128 unten). Bei fragmentierten Lebensräumen in Zivilisationslandschaften ist die ‚allgemeine' Landschaftszerschneidung großräumig nicht mit der aktuellen Habitatausstattung korreliert (s.o.). Die durch ihre Qualität, Größe und Lage charakterisierten Lebensräume der meisten anspruchsvolleren Arten können sich in verschieden großen unzerschnittenen Räumen befinden und es kann regelmäßig der Fall sein, dass auch in bestimmten kleinen Räumen Lebensräume gefährdeter Arten vorkommen, weil genau

in diesen spezielle Bedingungen (z.B. edaphische) vorzufinden sind. Demzufolge muss es bei Entscheidungsfindungen insbesondere bei Eingriffsplanungen auch immer um die konkreten Lebensraumsysteme in einer betroffenen Landschaft gehen und es ist unmöglich, allein anhand der Größe unzerschnittener Landschaftsteile oder auf der Basis von Indizes sachgerechte Urteile zu fällen.

Wenn der Schutz von großen unzerschnittenen Räumen (sicherlich berechtigt) in die Naturschutzgesetze der Länder z.B. als grundsätzliches Ziel aufgenommen wird (in Baden-Württemberg bereits erfolgt), so ist (nachgeordnet) auch zu klären, wie dieses ‚neue' Schutzgut bei aggregierenden Bewertungen in Planungen im Verhältnis zu den ‚traditionellen' Schutzgütern (z.B. Arten und Lebensräume, Biodiversität) zu behandeln ist. Große unzerschnittene Räume sind zweifellos eine Ressource z.B. als (potenzieller) Lebensraum für Arten mit hohen Raumansprüchen und als Erholungsraum für den Menschen, der Schutz dieser Räume darf aber nicht auf Kosten anderer wichtigerer, aktuell ausgeprägter Funktionen erfolgen.

Die UZVR und auch die effektive Maschenweite (s. ROEDENBECK & KÖHLER 2005) können als geeignete Indikatoren zum Messen der ‚allgemeinen' Landschaftszerschneidung gelten, zur Ableitung verallgemeinerbarer Aussagen zur Habitatzerschneidung (‚Superindikator') sollten sie jedoch nicht herangezogen werden (s. auch STREIN et al. 2005a: 257). Das in das Konzept der UZVR bisher nur Räume > 100 km² einbezogen werden, was als Nachteil gegenüber der effektive Maschenweite gesehen werden kann (s. BMU 2007a: 169), ist durch eine Erweiterung auf alle Räume und eine nachfolgende sachdienliche Klassifizierung leicht zu beheben. Dass bei der Berechung der effektiven Maschenweite nicht einfach ein Mittelwert für den Bezugsraum gebildet wird und die Größenverteilung der beteiligten Räume berücksichtigt wird, ist positiv zu beurteilen. Demgegenüber steht die bessere Anschaulichkeit einer (erweiterten) UZVR-Darstellung, da effektive Maschenweiten nur für (größere) Bezugsräume kartografisch dargestellt werden können. Für die Darstellung von Zeitreihen zur Landschaftszerschneidung mit Hilfe (erweiterter) UZVR (Monitoring) ist auch die wiederholte Auswertung von einfachen Größenklassen (Anzahl, Anteil) unzerschnittener Räume geeignet.

### 7.5.8 Systematische ‚Entschneidungskonzepte'

Mit dem Teil II von HABITAT-NET wurde intensiv auf Möglichkeiten zur Prioritätensetzung bei der Erstellung von systematischen ‚Entschneidungskonzepten' unter den Bedingungen eines geringen Informationsstandes zu den betroffenen Arten eingegangen (Kapitel 6.3.4 ff.). Einige wichtige grundsätzliche Aspekte sollen hier zusammenfassend herausgestellt werden.

Die Schwierigkeit bei der Erarbeitung von ‚Entschneidungskonzepten', die tatsächlich den Anspruch erheben, die gesamte (auch) von Lebensraumzerschneidung gefährdete Artenbiodiversität einzubeziehen, besteht darin, dass auf den überörtlichen Ebenen nur für wenige Arten aussagekräftige bzw. repräsentative Daten zu den Vorkommen und deren Zustand vorliegen, mit denen z.B. Gefährdungseinschätzungen auf Basis des Konzeptes der mvp sowie daraus abgeleitete Prioritätensetzungen zur ‚Entschneidung' möglich sind. Bisherige ‚Entschneidungskonzepte' (s. Kapitel 3.3.1) oder Modelle konzentrieren sich immer auf wenige Arten und bedienen sich zwar plausibler Kriterien zur Prioritätensetzung; sie sind aber kaum populationsökologisch ausgerichtet bzw. begründet. Die in den Konzepten ausgewiesenen Bereiche zur Sanierung des bestehenden Verkehrsnetzes können in der Regel nicht als ‚falsch' in Bezug auf die fokussierten Arten bezeichnet werden, es stellt sich aber die Frage, ob die nur auf wenige Arten ausgerichtete Schaffung von Querungshilfen vertreten werden kann, wenn zugleich bewusst ist, dass für den Großteil der Arten (ähnlich teure) Maßnahmen noch ausstehen. Da es nicht gelingen kann, für Tausende von zerschneidungsempfindlichen Arten nacheinander einzelne ‚Entschneidungskonzepte' zu erarbeiten und umzusetzen, wird deutlich, dass ein Vorziehen bestimmter Artengruppen bereits aus diesem

Grund bedenklich ist und dass für ein gesamtheitliches Vorgehen alternative Möglichkeiten zur Prioritätensetzung gefunden werden müssen. Theoretisch gelänge dies über umfangreichere Zielartenbündel (s. Kapitel 6.3.8) und eine Aggregation der Prioritätensetzungen für die Einzelarten, da aber artbezogene, d.h. dann auch populationsökologisch geprägte Ansätze (mvp) auf kleinmaßstäblichen Ebenen hinsichtlich der Datengrundlagen problematisch sind, ist ein solches Vorgehen aktuell nicht zweckmäßig. Es könnte nicht hinreichend sichergestellt werden, dass ‚Entschneidungsbereiche', die aufgrund von unterschrittenen Größen minimal überlebensfähiger Populationen ausgeschieden werden, tatsächlich die insgesamt prioritären Bereiche sind, wenn die Populationsgrößen nur aufgrund grober Schätzungen z.B. über die theoretische Kapazität von Lebensraumtypen (aus Landnutzungsdaten) ermittelt wurden und nicht auf artspezifisch erhobenen ‚Freilanddaten' zu den realen Vorkommen basieren (s. LARCH, Kapitel 5.3.5). Die (sicherlich wünschenswerte) Übertragung populationsökologischer Konzepte in Planungshilfen ist in solchen Fällen dann *ad absurdum* umgesetzt und führt mit hoher Wahrscheinlichkeit zu ‚Scheingenauigkeiten' und ‚Fehlpriorisierungen' (vgl. Kapitel 5.2.6).

Die Lösung des Problems einer nachvollziehbaren und umfassenden Prioritätensetzung auf überörtlicher Ebene kann aktuell nur durch Ansätze angegangen werden, die sich iterativ den Konfliktabschnitten nähern, bei denen die größte Wahrscheinlichkeit einer Betroffenheit zahlreicher gefährdeter und zerschneidungsempfindlicher Arten besteht und deren Entschärfung gleichzeitig eine Verbesserung großräumiger Beziehungen im Sinne des Aufbaus eines durchlässigen nationalen Netzwerkes bedeutet. Ein grob differenziertes Vorgehen hinsichtlich von Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen ist dabei sinnvoll (s. Kapitel 6.3.10), nicht zuletzt um die Haupttypen von Querungshilfen (Unter- und Überführungen) frühzeitig mit ökologischen Ansprüchen der betroffenen Artengruppen konzeptionell zusammen zu bringen.

Auf Landesebene dürfte es in einigen Fällen bereits möglich sein (z.B. Bayern, Sachsen-Anhalt, Thüringen), anhand annähernd repräsentativer Daten zum Vorkommen einiger Arten(gruppen) betroffene ‚*Hotspots*' (s. Kapitel 6.2.16) zu ermitteln, auf Bundesebene ist dies z.Z. nur sehr eingeschränkt denkbar (vgl. Kapitel 5.2.4). Gerade auf Bundesebene ist aber deshalb darauf zu achten, dass in ‚Entschneidungskonzepten' aufgrund der weniger repräsentativen Datenlage nicht nur wenige Anspruchstypen fokussiert werden. Nur weil ihre Vorkommen besser bekannt sind bzw. abgegrenzt werden können und weil sie große Raumansprüche haben, ist beispielsweise eine bevorzugte Behandlung der Großsäuger in ‚Entschneidungskonzepten' nicht begründbar (weitere Zusammenhänge, s. Kapitel 5.3.4 und 6.4.6). Besondere Verantwortungen wären für alle Arten abzuleiten, die z.B. im nationalen Maßstab maßgeblich (auch) durch Lebensraumzerschneidung bedroht sind. Folglich sind auch Lebensraumsysteme z.B. der Feucht- oder Trockenlebensräume, bei denen von einer großen Anzahl gefährdeter Arten ausgegangen werden kann, in die Konzepte einzubeziehen, auch wenn diese ‚nur' von regionaler oder landesweiter Ausdehnung sind.

Wie viele der in heutigen Landschaften unzählig vorkommenden Konfliktbereiche tatsächlich als prioritäre ‚Entschneidungsabschnitte' zu betrachten sind, wäre fachlich nur zu bestimmen, wenn alle durch Zerschneidung bedrohten Arten in die Überlegungen einbezogen werden könnten. Selbst wenn dieses unmögliche Unterfangen gelingen würde, müsste berücksichtigt werden, dass es nicht primär die linearen ‚Zerschneidungen' sind, die für den Niedergang der Artenbiodiversität (pro Flächeneinheit) gesorgt haben. Ohne die Betrachtung der Auswirkungen insbesondere der intensiven Landnutzung, die zum Verlust der Lebensräume selbst, zu Beeinträchtigungen der verbliebenen wertvollen Flächen und zu ihrer Fragmentierung geführt hat (und weiterhin führt), ist eine Auseinandersetzung mit dem Thema ‚Lebensraumzerschneidung' nicht sinnvoll. Querungsbauwerke an den richtigen Stellen können nur ein Teil eines Konzeptes zur Wiederherstellung von Wechselbeziehungen sein. Ganz wesentlich für den erfolgreichen Aufbau von ökologischen Netzwerken

ist die Einbettung dieser Bauwerke in eine verbesserte oder neu entwickelte Umgebung und eine entsprechende Gestaltung der Bauwerke selbst, die es auch anspruchsvolleren, d.h. stenöken und wenig mobilen Arten ermöglicht, sich (wieder-) auszubreiten oder zu wandern (s. Kapitel 7.5.9, Stichwort: Lebensraumkorridore).

Aus pragmatischer Sicht spielt übrigens die Diskussion, in welchem Umfang ‚Entschneidungsabschnitte' als prioritär zu betrachten sind, keine Rolle. Unter den gegenwärtigen gesellschaftlichen Bedingungen wäre es trotz entsprechender Grundsätze und Ziele insbesondere des BNatSchG (Stichwort: § 3: Wiederherstellung funktionsfähiger ökologischer Wechselbeziehungen) bereits ein großer Fortschritt, wenn einige 100 (oder 1000?) Konfliktbereiche entschärft würden. Deshalb ist es für überörtliche Konzepte zunächst ‚nur' erforderlich, einem Ansatz zu folgen, mit dem eine hinreichend zutreffende ‚Rankingliste' erarbeitet werden kann, die den gezielten und effizienten Einsatz der Mittel absichert. Wichtig ist dabei, dass diese Liste für den Großteil der von Zerschneidung betroffenen Artenbiodiversität gelten muss. Alle anderen Lösungen entsprechen nicht den Rahmensetzungen bzw. Anforderungen (vgl. Kapitel 3) und sind deshalb kaum zu verantworten.

Der in der vorliegenden Dissertation entwickelte Ansatz (Kapitel 6.3) soll im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz" des Bundesamtes für Naturschutz (Fachgebiet Eingriffsregelung und Verkehrswegeplanung, Laufzeit bis Mitte 2009) angewandt und weiterentwickelt werden, weil er versucht, ein integratives Vorgehen bei der Lokalisierung von prioritären ‚Entschneidungsabschnitten' hinsichtlich der besonders von Zerschneidung betroffenen Arten (= sich terrestrisch fortbewegende Arten, vgl. Zielstellung, Kapitel 1.2) anhand von Anspruchstypen zu gewährleisten. Im Zusammenhang mit einer Anfrage von Bündnis 90/ Die Grünen weist die Bundesregierung (s. DEUTSCHER BUNDESTAG 2007) unter Bezugnahme auf das genannte Forschungsprojekt darauf hin, „dass alle bisherigen Wiedervernetzungskonzepte erweitert werden müssten, da in erster Linie auf die Ansprüche großer und mittelgroßer Säugetiere abgestellt werde. Vor allem wirbellose Tiere fehlten, die jedoch einen wesentlich größeren Teil der biologischen Vielfalt repräsentierten. Auch die Ansprüche kleiner, am Boden lebender Wirbeltiere wie Reptilien, Amphibien und Kleinsäugetiere müssen nach Meinung der Regierung in ein umfassendes Konzept einbezogen werden, um dem Anspruch gerecht werden zu können, die biologische Vielfalt in Deutschland zu erhalten."

### 7.5.9 Unterstützung des Konzeptes der Lebensraumkorridore

Mit den konzeptionellen Überlegungen zu Lebensraumkorridoren stellen RECK et al. (2005a) eine Strategie zum Verbund von Lebensräumen vor, die mit ihren ökologischen Inhalten eine Erweiterung bisher etablierter Auffassungen zum Biotopverbund unterstützt und insbesondere die Idee der ‚*landscape corridors*' des PEEN (s. Kapitel 3.2.8) befördert. Hervorgehoben wird, dass für einen wirksamen Biotopverbund, der auch die Wiederausbreitung von weniger mobilen gefährdeten Arten unterstützt (Mehrzahl der gefährdeten Artenbiodiversität), ausreichend breite und mit einer hohen Dichte von Mangelhabitaten ausgestattete Verbundsysteme geschaffen werden müssten (s. Kapitel 3.3.3), was hohe Anforderungen an ein Flächen- und Entwicklungsmanagement stellt.

In der aus vorhandenen räumlichen Informationen (Verbundplanungen der Bundesländer, Expertenkonzepte) zusammengestellten Initiativskizze (s. Abb. 38), die zu entwickelnde Lebensraumkorridore im nationalen Maßstab empfehlend darstellt, konnten aufgrund nicht vorhandener, nicht maßstabsgerechter oder nur auf bestimmte Artengruppen beschränkter Konzepte noch keine vollständigen und fachlich abschließenden Vorstellungen zum überörtlichen Verbund dargelegt werden (RECK et al. 2005b: 49 ff.). Es fehlten auf nationaler Ebene Möglichkeiten, ökologisch differenziert für verschiedene Anspruchs- bzw. Lebensraumtypen ausgehend von den noch vorhandenen

Lebensräumen räumliche Zusammenhänge und Entwicklungsmöglichkeiten aufzuzeigen (z.B. für Trockenlebensräume, Feuchtlebensräume außerhalb der Auen, naturnahe Wälder und Gehölze).

Die Vorgehensweise im hier entwickelten GIS-Algorithmus ist so ausgelegt, dass die Verläufe von möglichen Lebensraumkorridoren stark eingegrenzt werden können und damit eine Weiterentwicklung des Konzeptes der Lebensraumkorridore in Form einer räumlichen Konkretisierung und ökologischen Spezifizierung möglich ist. Trotz des Ansatzes, der korridorartige Ausformungen der Verbundsysteme unterstützt (s. Kapitel 6.1.2), zeigen die Ergebnisse, dass es sich bei den Zusammenhängen, die sich aus den Verteilungen der untereinander in Beziehung stehenden Lebensräume in der Landschaft ergeben, meist nicht um eindeutig korridorartige, also gerichtete (lineare) Verbindungen handelt, sondern dass oft räumlich komplexe, netzartige Systeme herausgearbeitet werden. Dies liegt einerseits natürlich im Aufbau des GIS-Algorithmus begründet, wo bei jeder Funktionsraumstufe für den Gesamtraum ‚gleiche' Bedingungen für neue Verknüpfungen angesetzt und damit keine Richtungen vorbestimmt werden (vgl. Setzung von Ziel- und Startpunkten bei *Cost Distance*-Analysen, Kapitel 5.3.4), andererseits gibt aber das Ergebnis dieses Vorgehen genau die typischen Ausprägungen aktueller Biotopkonfigurationen in mitteleuropäischen Kulturlandschaften wieder. Sicher können einige Verbundstrukturen, die auch aus Daten zu abiotischen Faktoren abgeleitet werden können, als ‚linear' aufgefasst werden (z.B. Auen, Talhänge, Höhenzüge), die meisten Systeme zeigen stets jedoch auch Verzweigungen und Konzentrationen, die ‚Hauptrichtungen' verschwimmen lassen (s. z.B. Abb. 129). Deshalb ist in diesen netzartigen Systemen aus fachlicher Sicht die Festlegung von (wenigen) prioritär zu entwickelnden Lebensraumkorridoren auch nur beschränkt möglich. Eher wird deutlich, dass es sich bei der Ausweisung von Lebensraumkorridoren (oder auch so genannter Verbundachsen, vgl. BURKHARDT et al. 2004) um eine Setzung von Entwicklungsprioritäten handelt, die zwar auf fundierten fachlichen Grundlagen beruhen sollte, denen aber primär planerisch favorisierte Entwicklungsziele zugrunde liegen.

Die Lebensraumnetzwerke, die mit HABITAT-NET erarbeitet werden können, ergeben also nicht ‚automatisch' die Entwicklungsachsen der wichtigsten Lebensraumkorridore, sondern geben ausgehend von den noch verbliebenen wertvollen Lebensraumkomplexen (und von Entwicklungspotenzialen) umfassender die räumlich-funktionalen Beziehungen wieder. Mit den Ergebnissen der entwickelten Methode können mehrere Anwendungen unterstützt werden (s. Inhalte des gesamten Oberkapitels); die Kulissenbildung zur Findung von Lebensraumkorridoren ist nur eine davon.

In Abb. 129 ist die Ausweisung von beispielhaft favorisierten Entwicklungskorridoren auf Basis des erarbeiteten Lebensraumnetzwerkes der Trockenlebensräume in einen Landschaftsausschnitt Sachsen-Anhalts skizziert. Vor dem Hintergrund des Lebensraumnetzwerkes, welches als solches bereits nur wichtigsten Beziehungen herausstellt, wird deutlich, dass (wenige) weitläufige Lebensraumkorridore wiederum eine grafische ‚Reduktion' der Funktionsnetze darstellen. Verlaufsdarstellungen von Lebensraumkorridoren können deshalb auch zu einer zu beschränken Sicht auf die Landschaft führen, da zahlreiche maßgebliche Zusammenhänge vernachlässigt werden (müssen). Obwohl versucht werden kann, möglichst viele bedeutende Funktionsräume (Kriterien: Habitatausstattung, Größe, Arten) in die Korridore einzubinden, führt die Festlegung (weniger) möglichst langer ‚Hauptkorridore' dazu, dass im Verlauf der Korridore hinsichtlich der Konnektivitäten sehr heterogene Abschnitte aufwändig überwunden (entwickelt) werden müssen. Es stellt sich daher die Frage, ob nicht die in sich zumindest ähnliche Konnektivitäten vereinigenden Funktionsräume die eigentlichen Handlungseinheiten des überörtlichen Biotopverbundes sein müssten, auch wenn diese verschiedentlich (fachlich begründet) ‚abreißen' und keine durchgängigen Korridore bilden. Es ist in vielerlei Hinsicht zweckmäßiger (ökologische Effektivität von Maßnahmen, Kosten), in den einzelnen Funktionsräumen, die ja auch viele Kilometer ‚lang' sein können, entsprechende Verbesserungen des Verbunds zu forcieren, als in einem favorisierten nationalen Korridor große

‚Lücken' mit viel Aufwand zu überwinden (z.B. bei zu überbrückenden Abständen von mehreren Kilometern zwischen Lebensraumkomplexen). Auch ist bei einer Konzentration von ‚Entschneidungsmaßnahmen' auf (vor)ausgewählte Korridore nicht sicher, dass damit im Sinne einer Prioritätensetzung in der ‚Entschneidung' richtig gehandelt wird (vgl. Korridore der *Cost Distance*-Analysen, Kapitel 5.3.4).

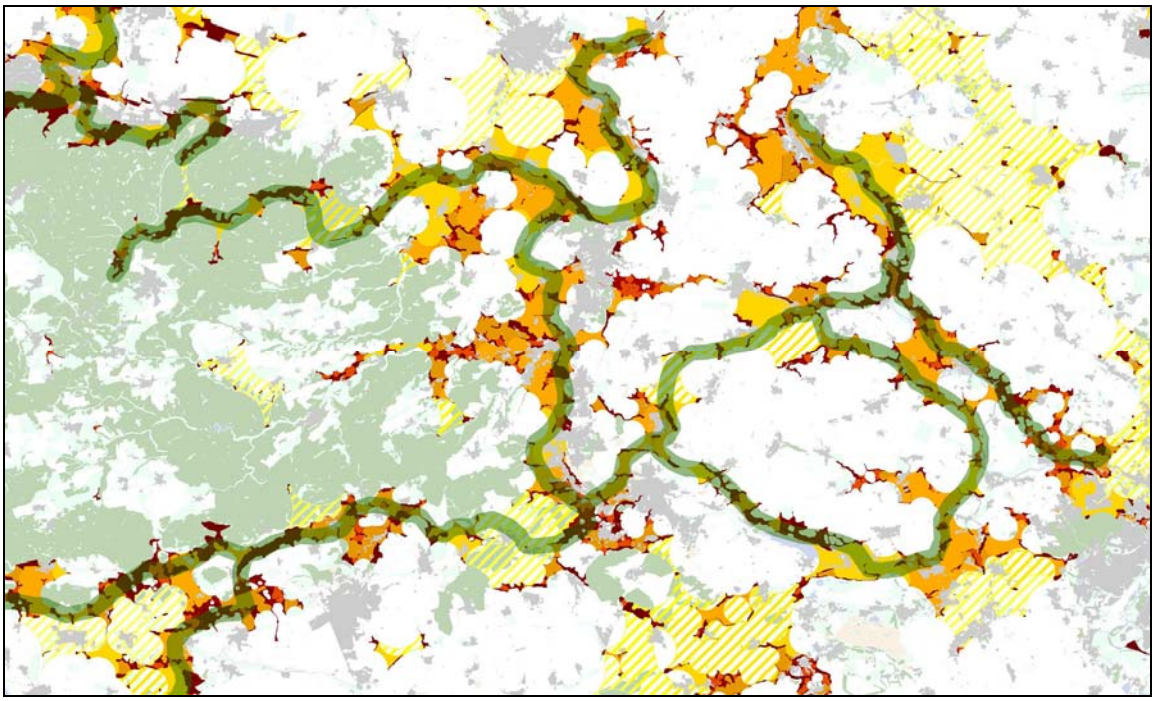


Abb. 129: Mögliche Lebensraumkorridore (grün) in der Umgebung des Harzes
Inhalte des Lebensraumnetzwerkes s. Abb. 92, Hintergrund und Maßstab s. Abb. 82

Das Einbinden der wichtigsten (engeren) Funktionsräume unter dem Vorsatz einer Beschränkung auf wenige lange Hauptachsen ist zudem eine Problemstellung, für die ein ‚automatischer' GIS-Ansatz nur schwer vorstellbar ist. In der Praxis einer Festlegung prioritärer Entwicklungskorridore würden die ‚überhaupt gewollte' Anzahl oder Dichte von Korridoren und zahlreiche subjektive Überlegungen (die aber nicht falsch sein müssen) mit in Erwägung gezogen. Gerade hier wird aber die ‚Stärke' der Lebensraumnetzwerke gesehen - sie bieten als weitgehend objektive und iterative Planungsgrundlage (BLASCHKE 2000a, vgl. Zielstellung der Arbeit) eine nahezu ideale Hilfe zur Ausweisung von Lebensraumkorridoren, bei der planerische Erwägungen eine wichtige Rolle spielen müssen. An der (ökologischen) Idee der Lebensraumkorridore lohnt es sich in jedem Fall festzuhalten (weil sie tatsächlich wirksamen Verbund sichert); nur ist es wahrscheinlich, dass gut konzipierte und realisierte Lebensraumkorridore außerhalb der großen Auen und Küsten eher nicht hunderte Kilometer lang sein können, wie dies Teile der Initiativskizze (s. RECK et al. 2005b) durch die Übernahme von Ergebnissen aus *Cost Distance* Analysen suggerieren.

### 7.5.10 Konnektivität im Schutzgebietssystem NATURA 2000

Hinsichtlich der Gewährleistung der geforderten Kohärenz zwischen den Schutzgebieten (bzw. der Schutzgegenstände) des Netzes NATURA 2000 bestehen nach wie vor keine einheitlichen Auffassungen (vgl. Kapitel 3.2.5). Es zeichnet sich ab, dass spezifische Betrachtungen der einzelnen Arten angestrebt werden, die Angaben zu den tatsächlichen Populationsgrößen in den Gebieten mit dem Konzept der kleinsten überlebensfähigen Population (mvp) und mit dem Metapopulationskonzept verknüpfen, um so zu Aussagen über die „ökologische Kohärenz" bzw. zu möglichen Ver-

bunderfordernissen zu kommen (SSYMANK et al. 2006, BALDERMANN 2005). Für ‚Kohärenzuntersuchungen' in dieser Detailschärfe stehen die Methoden der Gefährdungsabschätzung der Populationsökologie (PVA) zur Verfügung, die aber kaum in aktuellen Managementplänen angewandt werden, weil die erforderlichen Daten nicht zur Verfügung stehen (vgl. Kapitel 5.3.2) bzw. insbesondere außerhalb der NATURA 2000-Gebiete im Rahmen der Planungen nicht erhoben werden können.

Die spezifischen Lebensraumnetzwerke mit ihren Verknüpfungssystemen aus Verbindungs- bzw. Funktionsräumen und den integrierten Anspruchstypen (vgl. „*similar ecological groups*" bei SSYMANK et al. 2006: 48) eignen sich als Grundlage für einfache großräumige Analysen zur „ökologischen Kohärenz" zwischen den Schutzgebieten des Netzes NATURA 2000. Wesentlich ist, dass entsprechende Betrachtungen unter Einbeziehung auch der zwischen oder neben den Schutzgebieten liegenden Lebensraumkomplexe bzw. Funktionsräume des jeweiligen Anspruchstyps möglich sind (s. Abb. 130).

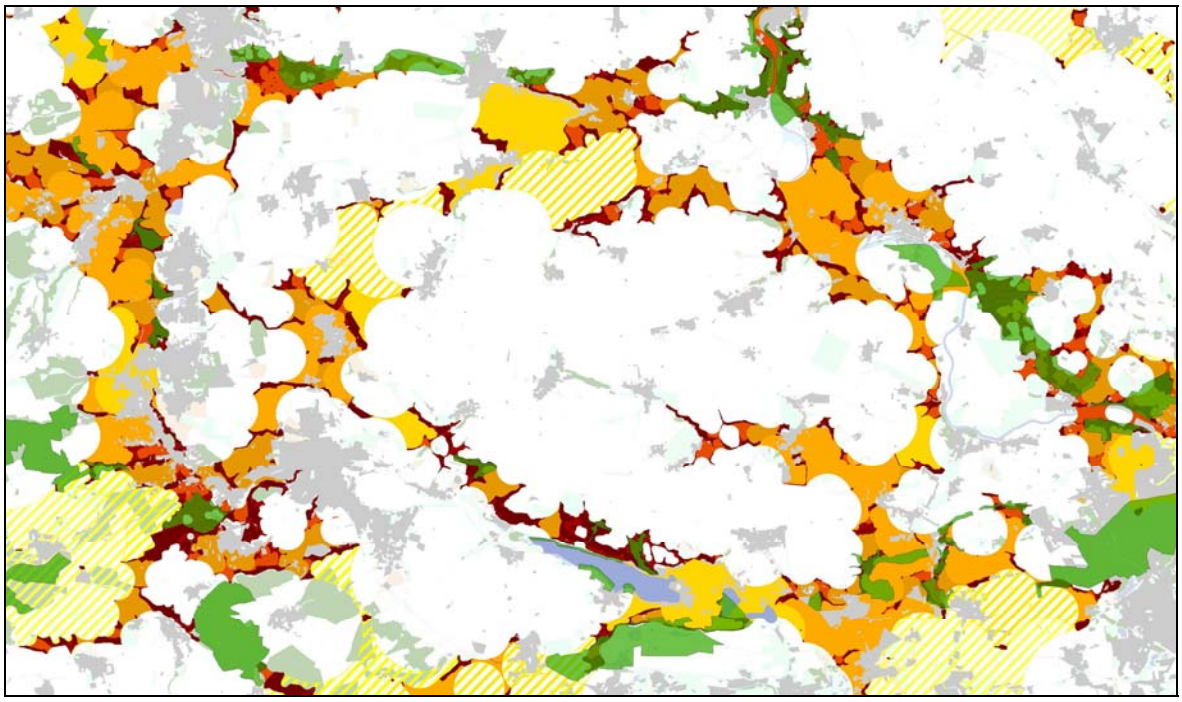


Abb. 130: FFH-Gebiete und Trockenlebensraumnetzwerk im Mitteldeutschen Trockengebiet

Darstellung: FFH-Gebiete (dunkelgrün, transparent), Lebensraumnetzwerk (rot/ orange, vgl. Abb. 92)
Am gewählten Landschaftsausschnitt (ca. 25x35 km westlich Halle) wird deutlich, dass die in diesem Raum häufig auf zu schützende Trockenlebensräume zurückgehenden FFH-Gebietsvorschläge vielfältige Verknüpfungen zu Lebensräumen auch außerhalb der Gebietsabgrenzungen aufweisen; räumlich-funktionale Beziehungen wie z.B. Metapopulationsstrukturen sind für viele Arten (z.B. auch für Arten des Anhang IV) zu vermuten. Die Überlagerung soll nicht implizieren, dass die FFH-Gebietsvorschläge fachlich unzureichend abgegrenzt sind. Die Abgrenzungen der Gebietsvorschläge sind meist speziell von den Arten und Lebensräumen der Richtlinienanhänge abhängig, die hier nur einen Teil der anhand von Anspruchstypen fokussierten Arten und Lebensräume ausmachen.

Da den Funktionsräumen grob klassifizierte Ausbreitungsfähigkeiten zugrunde liegen (s. Kapitel 6.1.2) und die räumlich günstigsten Verbindungsräume nach ihrer Durchlässigkeit beurteilt werden können (s. Kapitel 6.2.19 und 7.1.2), kann vereinfacht ermittelt werden, zu welchem Grad ‚Konnektivität' zwischen den in FFH-Gebieten liegenden Lebensräumen von Arten besteht und welche außerhalb der FFH-Gebiete liegenden Verbindungs- bzw. Funktionsräume (potenziell) wichtige Funktionen hinsichtlich Ausbreitung, Austausch und Wanderung besitzen. Vorstellbar ist es auch, dass damit Ergänzungen von FFH-Gebietsvorschlägen begründet werden können oder

dass bestimmte Funktionsräume bzw. ihre Bestandteile als essenzielle Landschaftselemente nach Artikel 10 der FFH-Richtlinie erkannt werden können (vgl. SSYMANK et al. 2006: 48). Es ist anhand der distanzbasierten Verbindungsräume beispielsweise eine Vorprüfung dahingehend möglich, ob eine evtl. allein nicht überlebensfähige Teilpopulation in einem FFH-Gebiet mit einer anderen Teilpopulation außerhalb des Gebietes in Kontakt steht oder nicht, woraus sich je nach Situation verschiedene Handlungsoptionen ergeben können. Neben einer Stärkung der Population im Gebiet selbst (bei gegebenen ökologischen Bedingungen), kommt die wirksame Sicherung und Förderung der vorhandenen korrespondierenden Teilpopulationen oder sogar die Neuschaffung verbindener Lebensräume (bei zu großen Distanzen) in den Verbindungsräumen in Frage. Diese Betrachtungen sind auch als Einstieg in FFH-Verträglichkeitsprüfungen relevant, bei denen die räumlich-funktionalen Zusammenhänge mit der Umgebung von FFH-Gebieten eine Rolle spielen müssen.

Voraussetzung für die Durchführung der einfachen ‚Kohärenzanalysen' ist, dass die Vorkommen der einzelnen Arten den Funktions- und Verbindungsräumen innerhalb sowie außerhalb der Schutzgebiete zugeordnet (s. Kapitel 6.2.16 und 6.2.18) und die Arten vorher entsprechenden Anspruchstypen zugewiesen werden können (s. Kapitel 5.4 und 7.2.2).

## 7.6 Rück- und Ausblick - Forschungsbedarf und Fortentwicklung

Einleitend zur Arbeit wurden mit wenigen Eckpunkten die Bestrebungen bezüglich des Biotopverbunds auf länderübergreifender bis europäischer Ebene umrissen, wie sie sich im Jahr 2003 darstellten. In der Zwischenzeit gab es einige nennenswerte Entwicklungen, erwähnt an den entsprechenden Stellen der Arbeit (insbesondere Kapitel 3.3), die diese Bestrebungen weiter verstärkten.

Die Initiative „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur" (RECK et al. 2005a) förderte nicht nur eine stärker an den Ansprüchen der Organismen orientierte Auffassung von ‚Biotopverbund', sondern in ihrem Rahmen wurde erstmals auch versucht, ein kartografisches Grobkonzept zum nationalen Verbund aus vorhandenen Planungen und Modellen inkl. der internationalen Anknüpfungsbereiche zusammenzustellen. Die Initiativskizze wurde, trotz ihrer räumlichen und fachlichen Unvollständigkeit, häufig als Grundlage z.B. zur Berücksichtigung großräumiger räumlich-funktionaler Beziehungen bei Eingriffsplanungen herangezogen, was das Erfordernis derartiger Planungshilfen wiederholt unterstrich.

In der Folge konnten im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds" des Bundesamtes für Naturschutz (Fachgebiet Biotopschutz und Biotopmanagement, Laufzeit 2004-2006) mit maßgeblicher Unterstützung durch die Bundesländer sowohl die national bedeutsamen Kerngebiete aufgezeigt, als auch die länderübergreifenden Raumzusammenhänge im Biotopverbund unter Berücksichtigung mehrerer Anspruchstypen ganz wesentlich präzisiert werden (FUCHS et al. 2007a, b). Zudem verdeutlichte eine erste Konfliktanalyse das Ausmaß der Lebensraumzerschneidung durch das Netz der Verkehrsinfrastruktur. Begleitend zum Projekt fand ein Workshop statt, bei dem die internationalen Anknüpfungsstellen des Biotopverbunds mit Experten der Nachbarstaaten umfassend herausgearbeitet wurden (FINCK et al. 2005).

Im Zusammenhang mit der Koalitionsvereinbarung (CDU, CSU, SPD 2005) und der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt" der Bundesregierung (BMU 2007a) bahnt sich die Sicherung „gesamtstaatlich repräsentativer Naturschutzflächen des Bundes" (z.B. ehemalige Truppenübungsplätze, Flächen des „Grünen Bandes", s. Kapitel 3.2.10) durch eine Übertragung in eine Bundesstiftung (vorzugsweise DBU) oder an die Länder in einem bemerkenswerten Umfang an. Diese Gebiete haben eine herausgehobene Stellung als großflächige naturgeprägte Kerngebiete im nationalen Biotopverbund („Nationales Naturerbe", s. BMU 2007b).

In den Bundesländern (aber nicht in allen) wurden die Anstrengungen zum Aufbau von landesweiten Biotopverbundsystemen fortgesetzt, wenngleich andere Aufgabengebiete wie z.B. die Umsetzung der FFH-Richtlinie (Managementpläne und Berichtspflicht) die ohnehin eingeschränkten Ressourcen der Naturschutzbehörden stärker banden. Aspekte der Kohärenz des Schutzgebietssystems NATURA 2000 spielen aber immer noch eine Nebenrolle.

Im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (BfN, Fachgebiet Eingriffsregelung und Verkehrswegeplanung, Laufzeit 2005-2007) wurde ein Indikatorenansatz entwickelt, der im Gegensatz zu den unzerschnittenen verkehrsarmen Räumen (UZVR) oder zur effektiven Maschenweite, die die ‚allgemeine‘ Landschaftszerschneidung fokussieren, geeignet ist, die Aussagen hinsichtlich der Zerschneidung von Lebensräumen einschließlich der funktionalen Beziehungen auf landschaftlicher Ebenen zu quantifizieren (Bezug Biodiversität). Die Methodentests im Projekt lieferten zugleich ein umfassenderes nationales Bild zur Habitatzerschneidung bezüglich mehrerer Anspruchstypen.

Parallel zu diesen Forschungsprojekten mündete die unentwegte Arbeit einzelner Aktiver zur Verbesserung der Verbundsituation v.a. der größeren Säugetiere in Zusammenarbeit mit den Naturschutzverbänden in Projekte wie dem „Rettungsnetz Wildkatze“, dass sich über die Bundesländer Thüringen, Hessen und Bayern erstreckt (MÖLICH 2006), dem „Wildkatzenwegeplan“ des BUND für ganz Deutschland (BUND 2007) oder führte zum „NABU-Bundeswildwegeplan“ (HERRMANN et al. 2007), der nach der Arbeit von SURKUS & TEGETHOF (2004) wiederholt für diese Artengruppe wichtige Bereiche zum Bau von Querungshilfen herausstellt.

Aktuell scheinen die Zeichen zumindest für ein auf die Bundesfernstraßen bezogenes ‚Projekt Wiedervernetzung‘, dass auch von der Bundesregierung inhaltlich getragen und finanziert wird, nicht schlecht (DEUTSCHER BUNDESTAG 2007). Mit dem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ (BfN, Fachgebiet Eingriffsregelung und Verkehrswegeplanung, Laufzeit 2007-2009) soll eine praktikable Methode erarbeitet werden, die national zu einer Liste prioritär zu sanierender Abschnitte im Fernstraßennetz führt. Berücksichtigt werden soll dabei möglichst die gesamte (auch) von Zerschneidung gefährdete Artenbiodiversität in Form von Anspruchstypen, sodass neben den größeren gefährdeten Säugetieren z.B. auch die Lebensraumsysteme von weniger mobilen Arten der Wälder, Feuchtgebiete oder der mageren Trockenstandorte einbezogen werden.

In allen drei genannten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben spielt(e) der im Rahmen der Dissertation entwickelte GIS-Algorithmus mit seinen Teilen I (Bildung von Lebensraumnetzwerken) und II (Zerschneidung/ Entschneidung) eine wichtige, teilweise sogar die entscheidende Rolle für die Zielerreichung. Damit wurde die Praktikabilität mehrfach unter Beweis gestellt. Die Resonanz von Vorstellungen der Methode vor den Expertenbeiräten der Forschungs- und Entwicklungsvorhaben und eine Vorstellung im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Testgebiet für die Dissertation) bekräftigten die Ansicht, dass mit dem Ansatz tatsächlich ein Stück der Lücke zwischen Ökologie und strategischer Umweltplanung geschlossen werden konnte. Für die übergeordneten Ebenen bietet er eine maßgebliche Erweiterung der bisherigen Möglichkeiten.

Während der Arbeit mit dem Algorithmus offenbarten sich aber auch Hemmnisse, deren Ausräumung eine verbesserte Anwendung und demzufolge auch verbesserte Ergebnisse beim Aufzeigen der Zusammenhänge im überörtlichen Biotopverbund sowie bei deren ökologischer Interpretation zur Folge hätte. Selbstverständlich verlangen GIS-Anwendungen immer und immer wieder nach besseren Datengrundlagen, doch ist die Vorgehensweise nach Zielstellung der Arbeit so ausgelegt, dass bereits bei einem Mindestmaß an Qualität der Grundlagendaten aussagekräftige und

breit anwendbare neue Informationen gewonnen werden können. Die Verbesserung der Grundlagendaten zu den Lebensräumen und Arten stellt trotzdem eine maßgebliche Herausforderung dar (dazu im Detail Kapitel 5.2.6). Aufrechtzuerhalten und weiterzuentwickeln sind die selektiven Biotopkartierungen der Länder, die viel besser zumindest im Gesamtergebnis mit (zu verstärkenden) zielgerichteten Artenerfassungsprogrammen verknüpft werden müssen. Der Aufbau ständig fortgeschriebener nationaler GIS-gekoppelter Datenbanken, die auch den Prozess der Abstimmung zwischen den Ländern sowie zwischen Bund und Ländern wieder belebt, wäre ein großer Fortschritt. Dringend geboten ist weiterhin eine für Deutschland einheitliche flächendeckende Biotoptypen- und Landnutzungskartierung mit einem Bezugsmaßstab von 1:10.000 bzw. einer räumlichen Auflösung von mindestens einem Hektar (mit oder ohne Unterstützung der Satellitenfernerkundung). Ähnliches gilt für Datengrundlagen zu Entwicklungspotenzialen für Lebensräume.

Aus konzeptioneller Sicht fehlt es nach wie vor an Zielartensystemen (für den Biotopverbund) mit tatsächlich systematisch erarbeiteten (umfangreichen) Artenkollektiven ausgerichtet an Anspruchstypen, die für die gesamte gefährdete Artenvielfalt der Naturräume stehen (vgl. Kapitel 5.4.5). Lägen solche in Verbindung mit einem besseren Wissensstand zu den Vorkommen und Beständen vor, könnten diese sehr viel zu einer Qualifizierung von Verbundkonzepten beitragen.

In diesem Zusammenhang spielt auch eine Rolle, dass immer noch mangelndes ökologisches Wissen z.B. zur Bedeutung der Mobilität von Arten als eine wichtige Voraussetzung für eine eigendynamisch sich erhaltende biologische Vielfalt (vs. ‚Pflege-Vielfalt') besteht (Stichworte: Ausbreitungs- und Anpassungsfähigkeit, Persistenz, Metapopulationen, Vektorfunktionen, Mitnahmeeffekte von Zielarten). Hier sollte neben einer breiteren und koordinierten Wiederaufnahme der ökologischer Grundlagenforschung endlich auch eine ständige Expertenarbeitsgruppe finanziert werden, die unter Leitung einer geeigneten Institution (UFZ oder Universität) eine allgemein nutzbare, d.h. auch für die Planungspraxis verfügbare, fortgeschriebene Datensammlung zum vorhandenen Wissen schafft. Wenn jemand wissen möchte, wie weit z.B. ein Feuersalamander unter welchen Bedingungen läuft oder wie empfindlich eine Population der Kreuzotter gegenüber Zerschneidung sein kann, so müsste er sich darauf verlassen können, dass diese Datenbasis zumindest den aktuellen Wissensstand über Fallbeispiele wiedergibt (vgl. Kapitel 5.2.6).

Wenngleich durch die Präzisierung der Eingangsdaten unter Nutzung aller vorgeschlagenen Modifikationsmöglichkeiten die effizientesten Fortentwicklungen zu erwarten sind, bestehen sicher noch Möglichkeiten, in Zukunft das Vorgehen im entwickelten Algorithmus durch Weiterentwicklung der Teilschritte zu verbessern. Entscheidend war jedoch die als Planungshilfe vorgestellte Grundidee des Netzwerkaufbaus durch einen vektorbasierten ‚*bottom up*'-Ansatz mit Hilfe eines Desktop-GIS. Im Übrigen kommt der Eigenverantwortlichkeit bei der Modifikation des Algorithmus vor dem Hintergrund der einsetzbaren Daten eine große Bedeutung zu. Betont wird außerdem noch einmal, dass der Ansatz zudem nicht für Biotopverbundplanungen auf „Knopfdruck" (HERTZOG et al. 2007) gedacht ist; die Anwendungen erfordern ökologisches, planerisches und technisches Wissen und ersetzen auch nicht die Erarbeitung von Zielkonzepten (Leitbilder, Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätsstandards/ Zielartenkonzepte) und/ oder die Ausarbeitung von Planunterlagen. Weiterhin dürfen ökologische Interpretationen (z.B. Ableitung von Populationsgrößen) nur insoweit vorgenommen werden, wie dies die Datengrundlagen erlauben.

Mit der vorliegenden Arbeit konnte nur ein Beitrag zur konzeptionellen Vorbereitung des überörtlichen Biotopverbunds geleistet werden. Die tatsächliche Verwirklichung ‚Ökologischer Netzwerke', mit der zahlreiche Naturschutzaufgaben integriert werden können, stellt nach wie vor eine der vordringlichsten Ziele des Biodiversitätsschutzes in den Zivilisationslandschaften Mitteleuropas dar. Wenn teilweise dazu übergegangen wird, die fachliche Strategie des Biotopverbunds für gescheitert zu erklären, dann wird übersehen, dass die Rahmenbedingungen für einen breiteren Erfolg des

Naturschutzes überhaupt nicht gegeben sind (vgl. HABER 2002) und deshalb auch Verbund vielfach zu kleinflächig oder einseitig realisiert wird. Denn dort, wo Biotopverbund mit viel naturgeprägter Dynamik und längeren Entwicklungszeiten in größeren Gebieten bzw. breiten Korridoren ‚richtig gemacht' wird (werden kann), da ‚funktioniert' er auch. Wie sonst könnte es auch natürliche ‚Verbreitungsgebiete' von Arten geben, wenn es den Arten nicht von Natur aus gelingen könnte, sich auszubreiten und zu wandern. Dafür aber, dass unsere Kinder wieder Hirschkäfer im heimatlichen Wald sehen und Laubfrösche im nächsten Feuchtgebiet hören können, sind eben Anstrengungen erforderlich, die den heutigen Durchschnitt übersteigen. Was dazu auf nationaler Ebene noch immer fehlt, ist ein Bund-Länder-finanziertes und mit Fristen versehenes Programm (vgl. BLAB 2004) zum Aufbau des nationalen Biotopverbunds im Sinne einer deutlichen Erweiterung der Naturschutzgroßprojekte des Bundes bzw. der Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben, dass den Anstrengungen anderer europäischer Staaten (z.B. den Niederlanden) gleichkommt.

Vom 19.-30. Mai 2008 findet in Bonn die 9. UN-Vertragsstaatenkonferenz (COP9) zur Konvention über die Biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity - CBD) statt. Es wäre zu begrüßen gewesen, wenn Deutschland als Gastgeber anlässlich dieses Weltgipfels im Inland als Signal für eine ernst zu nehmende Willensbekundung zur Biodiversitätssicherung (2010-Ziel) ein entsprechendes Pilotprogramm aufgesetzt hätte, mit dem umfassende Projekte des Biotopverbunds und auch der Naturentwicklung für die Menschen realisiert worden wären.

*„Ich betrachte die Vision der nachhaltigen Entwicklung als eine der großen säkularen Ideen, vergleichbar der Aufklärung im 18. Jahrhundert, dem Streben nach Wohlstand und sozialer Gerechtigkeit im 19. Jahrhundert, auf das im 20. Jahrhundert die Entdeckung der Schutzbedürftigkeit der Umwelt und nun im 21. Jahrhundert die nachhaltige Entwicklung folgten. Keine Gesellschaft ist ohne überzeugende Grundideen und Wertvorstellungen auf Dauer überlebensfähig ... . An ihnen müssen sich alle menschlichen und gesellschaftlichen Aktivitäten messen lassen, und das gilt auch für die nachhaltige Entwicklung.*

*Allerdings sind alle diese Grundideen kaum je breiten Schichten der Bevölkerung bewusst geworden, sondern bewegen nur eine kleine Zahl von Denkern, Entscheidungsträgern und Idealisten. Umfragen zeigen, dass nicht einmal 20% der Bevölkerung sich unter nachhaltiger Entwicklung etwas vorstellen können, und das gilt ebenso für die ihr zu Grunde liegende Idee der Aufklärung. Dies bedeutet aber, dass wir diese Ideen aus einer Minderheitenposition verwirklichen müssen, was in einer auf Mehrheitsentscheidungen gegründeten demokratischen Gesellschaftsordnung schwierig und langwierig ist.*

*Wir stehen also vor Ideen und Konzepten voller Konfliktträchtigkeit, die wir durch kluges Aushandeln – "diskursrational" – zu lösen haben, weil Gesetze und hoheitliche Anordnungen, obwohl nicht entbehrlich, allein zu wenig wirksam und überdies anfechtbar sind – oder bei Zeitgeiständerungen (Wertewandel) ihre Basis einbüßen. In der heutigen Demokratie individualistischer Ausprägung besteht die Tendenz, auf jede Person und jeden Einwand Rücksicht zu nehmen, daher politisch konfliktträchtige Entscheidungen zu scheuen oder hinauszuzögern. Politik wird dadurch handlungsunfähiger, aber in ihre Programme bezieht sie immer mehr und immer schönere Handlungsversprechungen ein. Das Ergebnis ist dann aber nur noch symbolische Politik, die dem Zeitgeist genügt, aber Entscheidungen letztlich den Verwaltungs- und Verfassungsgerichten überlässt, weil den Politikern Mut oder Möglichkeiten dazu fehlen."*

HABER 2002

# 8 Zusammenfassung

**Hauptanlässe** für die Verfassung der Arbeit waren die Erfahrungen und Erkenntnisse, dass insbesondere auf der nationalen und landesweiten Planungsebene:

- maßstabsgerechte Grundlagen für die Prüfung von umwelterheblichen Plänen und Programmen hinsichtlich der möglichen Wirkungen von Fragmentierung und Zerschneidung auf Arten und Populationen weitgehend fehlen,
- räumliche Analysen, Modelle und Naturschutzkonzepte zum Habitatverbund überwiegend nur auf Arten aus der Gruppe der größeren Säugetiere ausgerichtet sind und damit für die Mehrzahl der auf Verbund angewiesenen Arten kein Ansatz existiert, der überörtliche Zusammenhänge differenziert für ökologische Gruppen, aber auch integrierend aufzeigen kann,
- Biotopverbundplanungen grundsätzlich geeignet wären, v.a. die Inhalte ihrer Bestandsanalysen, die o.g. Mängel zu beseitigen; sie beziehen sich aber aktuell meist nicht direkt auf die Gegenstände des Biotopverbunds, die „heimischen Tier- und Pflanzenarten und deren Populationen einschließlich ihrer Lebensräume“ (§ 3 BNatSchG). Außerdem liegen überörtliche Biotopverbundplanungen nicht in allen Ländern vor. Ihre detailgenaue Aufstellung ist zudem sehr zeitaufwendig.

In den überörtlichen Biotopverbundplanungen werden wertvolle Gebiete bzw. Biotope ermittelt (Kerngebiete) und diese anschließend unter Einbezug geeigneter Zwischenräume zu einem Netz planerisch verbunden. Dies geschieht unter der Prämisse, dass die Vielzahl der auf Verbund angewiesenen Arten nicht berücksichtigt werden kann, weil die räumlichen und sachlichen Informationen dafür fehlen und/ oder weil auf den vorbereitenden Ebenen zunächst einmal eine ‚Grobkulisse‘ des Verbunds aufgezeigt werden soll. Die unter Verwendung aller verfügbaren Landschaftskenntnisse insbesondere auch zu den Entwicklungspotenzialen für naturbetonte Biotope erarbeiteten Kulissen der Biotopverbundplanungen können nicht als ungeeignet für das Erreichen der Ziele des Biotopverbunds bezeichnet werden, nur gelingt es in der Regel nicht, nachzuvollziehen, für welche Arten oder Artengruppen die jeweilig ausgewiesenen Kern- und Verbindungsflächen gesichert oder entwickelt werden sollen. Dies ist nicht nur unbefriedigend, weil die Verbundplanungen damit keinen mit ökologischen Inhalten hinterlegten Beitrag zu den o.g. Umweltprüfungen liefern können, sondern weil damit auch die konkrete fachliche Begründung für die einzelnen Flächenausweisungen in den Planungen fehlt und keine fachlich differenzierten Zielvorgaben für die nachgeordneten Planungsebenen aufgestellt werden. Die herkömmlichen Verbundplanungen stehen darüber hinaus z.B. vonseiten der Populationsökologie in der wissenschaftlichen Kritik, weil Biotope für sich keinen Verbund brauchen und die Planungen deshalb immer an den Ansprüchen der Arten ausgerichtet werden müssten.

**Ziel der Dissertation** ist deshalb die Entwicklung einer praktikablen Hilfe zur Integration von grundlegenden populationsökologischen Anforderungen und faunistischem Wissen in die Planung von Biotopverbundsystemen bzw. ‚Ökologischen Netzwerken‘ auf den strategisch vorbereitenden Planungsebenen. Aufgrund des Maßstabs, des Datenumfangs, der Komplexität und dem regelmäßigen Aktualisierungsbedarf sollte die Planungshilfe auf Basis eines in der Praxis anwendbaren GIS-Algorithmus entstehen. Seine Entwicklung bewegte sich im Spannungsfeld zwischen der Qualität von verfügbaren Datengrundlagen zu den Arten und Lebensräumen, der ökologischen Aussagekraft der Ergebnisse, den technischen Möglichkeiten von GIS und dem Ziel der Anwendbarkeit in der Planungspraxis.

Im **methodischen Gesamtkonzept** wurde folgende Vorgehensweise bestimmt:
Zunächst mussten globale, europäisch-internationale und nationale Konventionen, Richtlinien, Strategien, Gesetzlichkeiten und Fachinitiativen mit Bezug zu ‚Ökologischen Netzwerken' bzw. überörtlichen Biotopverbundsystemen analysiert werden, um den Stand der Entwicklung auf diesem Gebiet zu reflektieren und so Grundlagen, Rahmensetzungen und Anforderungen für die Entwicklung der eigenen Planungshilfe zusammenzustellen. Zu ähnlichem Zweck wurden auch die landesweiten Biotopverbundplanungen in Deutschland eingehend untersucht. Hier kam es besonders darauf an, die zugrunde liegenden Planungsmethoden und ihre ökologischen Inhalte zu hinterfragen.

Eine wichtige Grundlage stellt die erarbeitete Übersicht zu den in Deutschland regelmäßig verfügbaren digitalen Datengrundlagen dar, wobei die Beurteilung der Qualität (z.B. Auflösung, Repräsentativität) enthaltener ökologischer Informationen die zentrale Rolle spielte.

Die Eignungsprüfung bestehender GIS-Ansätze zum Verbund (Modelle und spezielle Software oder spezifizierte Software-Anwendungen) sollte aufzeigen, ob es bereits Möglichkeiten gibt, integrativ für mehrere auf Verbund angewiesene Artengruppen räumlich konkrete Kulissen entwicklungsfähiger Netzwerke aufzuzeigen, die eine verlässliche Grundlage für die systematische Berücksichtigung der Ansprüche der Arten in überörtlichen Biotopverbundplanungen, aber auch für die eingangs genannten Umweltprüfungen darstellen können. Da dies nur ansatzweise der Fall war, wurde ein eigener, vektorbasierter GIS-Algorithmus auf der Basis eines einfachen Modells entwickelt, für großräumige Gebiete getestet und die Ergebnisse abschließend diskutiert.

Die Analyse **globaler Konventionen und Programme** zeigte die zentrale Rolle der Konvention über die biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity* - CBD, 1992) auf. Die ersten zehn Jahre spielte die Bedeutung von ‚Ökologischen Netzwerken' für den Schutz der Biodiversität in den Entscheidungen im Rahmen der CBD praktisch keine Rolle und es gelang nicht einmal, den Aufbau eines repräsentativen, globalen Schutzgebietssystems festzuschreiben. Im Jahr 2002 hatten sich die Vertragsstaaten auf der 6. Vertragsstaatenkonferenz auf einen Strategieplan zur Umsetzung der CBD geeinigt. Es wurde das Ziel deklariert, den Biodiversitätsverlust bis zum Jahr 2010 spürbar zu reduzieren. Konkrete Umsetzungsschritte fehlten jedoch. Erst auf der 7. Vertragstaatenkonferenz 2004 wurde das „*Programme of work on protected areas*" beschlossen, welches den Aufbau eines marinen und terrestrischen Schutzgebietssystems beinhaltet und bis 2015 anstrebt, dass die Funktion der Schutzgebiete durch die Etablierung von Korridoren, Pufferzonen und Entwicklungsgebieten in der umgebenden Landschaft gesichert werden soll. Damit wird faktisch der Aufbau von ‚Ökologischen Netzwerken' als globales Ziel formuliert, obwohl einschränkend angemerkt wird, dass die Konzepte zur „Konnektivität" und der „ökologischen Korridore" nicht für alle Vertragstaaten anwendbar sind. Gerade aber für die fragmentierten Landschaften Mitteleuropas ergibt sich aus dem „*Programme of work on protected areas*" der CBD eine völkerrechtliche Verpflichtung zum Aufbau wirksamer ‚Ökologischer Netzwerke'.

In **Europa** hat die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zum Aufbau des Schutzgebietssystems NATURA 2000 geführt, welches in den Nicht-EU-Staaten durch das EMERALD-Schutzgebietssystem ergänzt wird. NATURA 2000 erreichte einen bedeutend höheren Repräsentativitätsgrad als die traditionellen nationalen Systeme. Die Bestimmungen zum funktionalen Verbund der Gebiete (Artikel 3 und 10) sind in der FFH-Richtlinie allerdings kaum wirksam ausgestaltet, sodass die FFH-Richtlinie im Wesentlichen nur die Ausweisung von Kerngebieten ‚Ökologischer Netzwerke' befördern kann. Zur Entwicklung von ‚Ökologischen Netzwerken' bekannten sich die europäischen Staaten im Rahmen der „*Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy* - PEBLDS", die als 1995 vom Europarat ins Leben gerufene Initiative allerdings keine Rechtsverbindlichkeit erlangt. Ausge-

hend auf der Idee eines „*European Ecological Network* - EECONET“ (1991/ 1993) wurde die Initiative zum Aufbau des „*Pan-European Ecological Network* - PEEN“ zu einem Kernelement der PEBLDS entwickelt, welches eigene Arbeitsprogramme und strategische Richtlinien besitzt. Das PEEN soll durch Kerngebiete, Korridore, Pufferzonen und Entwicklungsgebiete aufgebaut werden und sich auf die Schutzgebietssysteme NATURA 2000 und EMERALD stützen. Entscheidend im PEEN-Konzept sind jedoch die verbindenden Korridore auf der Landschaftsebene (*landscape corridors*), deren Funktionen in den Strategiepapieren aus ökologischer Sicht erläutert und für die grundlegende Regeln zur Identifizierung und Planung aufgestellt werden. Weiterhin wird betont, dass die Implementierung der Netzwerk-Idee in alle die Landschaft betreffenden Politiken und Fachbereiche erforderlich ist. Zur Unterstützung des Netzwerkaufbaus wurden für ganz Europa sogenannte „*Indicative maps of the PEEN*” erarbeitet, die unabhängig von den nationalen Netzwerkplanungen versuchen, wichtige Kernräume und Korridore zu identifizieren. Der Kartenentwurf für Westeuropa (inkl. Deutschland) entspricht methodenbedingt noch nicht den in der PEEN-Strategie formulierten Anforderungen. Die PEEN-Ideen wurden jedoch zu einer inhaltlichen Leitlinie für die eigene Arbeit.

Die EU hat das 2010-Ziel der CBD nicht nur übernommen, sondern den Vorsatz „*Halting the loss of biodiversity by 2010*“ (mit dem kleinen Zusatz „- *and beyond*“) entworfen. Mit Maßnahmen wurde das Ziel jedoch erst im EU-Aktionsprogramm von 2006 hinterlegt; vorher gab es nur allgemeine Willensbekundungen zum 2010-Ziel (z.B. 2001 im Rat von Göteborg). Das Aktionsprogramm von 2006 zielt im Wesentlichen darauf ab, Zuständigkeiten innerhalb der bereits bestehenden Gesetzgebungen zu klären. Die Maßnahmen beziehen sich überwiegend auf die zu verbessernde Umsetzung der FFH-Richtlinie und erwähnen lediglich die Verbesserung der Kohärenz, wie dies bereits im „*Biodiversity Action Plan for the Conservation of Natural Resources*” (2001) der Fall war. Das Stoppen des Verlustes der biologischen Vielfalt wird wiederum nicht in Zusammenhang mit der Strategie des PEEN oder überhaupt mit der Entwicklung von ökologischen Netzwerken gebracht, obwohl das „*Programme of work on protected areas*” der CBD von 2004 bereits viel deutlicher in diese Richtung weist.

Für **Deutschland** ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der föderalistischen Struktur Planungen zum Biotopverbund in den einzelnen Ländern und nicht auf nationaler Ebene stattfinden. Es gibt bisher kein nationales, räumlich konkretisiertes Konzept zum Biotopverbund und dementsprechend auch kein finanziell abgesichertes und mit Fristen versehenes Programm zur Verwirklichung eines nationalen Biotopverbundsystems, welches auch Minderung der Zerschneidung durch bestehende Verkehrswege (‚Entschneidung‘) beinhaltet. Viele andere Staaten in Europa verfügen über solche nationalen Planwerke und in einigen Staaten (Niederlande, Ungarn) wird bereits mit der Umsetzung begonnen. Die Forderung nach einem Bundeslandschaftskonzept für Deutschland, welches auch den Biotopverbund einschließt, gehen bis in das Jahr 1987 zurück; der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) wiederholte diese Forderungen bisher regelmäßig. Im Entwurf eines „umweltpolitischen Schwerpunktprogramms“ des Bundesumweltministeriums von 1998 war sogar die Aufstellung des Bundeslandschaftskonzeptes bis 2003 vorgesehen. Realisiert wurde dies bisher nicht und auch der Entwurf der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ von 2007 sieht kein Gesamtkonzept in dieser Form vor.

Auf nationaler Ebene existieren somit nur wenige kartografische Darstellungen, die im Zusammenhang mit Verbundüberlegungen stehen. Das Bundesamt für Naturschutz legte im Jahr 2000 einen „Entwurf für eine Fachplanung von Vorrangflächen des Naturschutzes aus Bundessicht“ vor, der großräumige Gebiete im Wesentlichen auf der Basis von Länderangaben ausweist. 2004 entstand im Rahmen der Initiative „Lebensraumkorridore für Mensch und Natur“ eine Skizze, mit der versucht wurde, anhand bestehender Biotopverbundplanungen der Länder und mehrerer Experten-

konzepte z.B. für größere Säugetiere ein Grobkonzept für ein nationales Netzwerk zusammenzustellen. Die Initiativskizze zeigte die Unvollständigkeit und die überwiegende Inkompatibilität der Länderplanungen auf (s.u.) und machte deutlich, dass bis zu diesem Zeitpunkt nur für einen sehr kleinen Teil der biologischen Vielfalt räumlich konkretisierte Aussagen zum überörtlichen Verbund möglich waren. Die Skizze stellte aber einen wichtigen Ausgangspunkt für das weitere Vorgehen dar.

Erst in den Jahren 2006/ 2007 wurden durch Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz Kernflächen nach den 2003/ 2004 vom Arbeitskreis „Länderübergreifender Biotopverbund“ aufgestellten Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG sowie, unter Nutzung des hier erarbeiteten GIS-Algorithmus, länderübergreifende Zusammenhänge im Biotopverbund differenziert für mehrere Lebensraumgruppen ermittelt und daraufhin Analysen zur Zerschneidung bzw. Unzerschnittenheit intensiviert. Außerdem konkretisierten die Naturschutzverbände ihre nationalen Konzepte zur Entwicklung von Wander- und Ausbreitungskorridoren für Großsäuger (NABU: Bundeswildwegeplan, BUND: Wildkatzenwegeplan).

Die Untersuchung der **landesweiten Biotopverbundplanungen Deutschlands** ergab, dass neun von 13 Flächenbundesländern über landesweite Planungen verfügen. Planungen fehlen in Hessen, Niedersachsen und Thüringen; in Baden-Württemberg existiert eine Fachkarte mit groben Gebietsabgrenzungen und es wurde ein Pilotprojekt zum landesweiten Verbund durchgeführt. In fünf Ländern besteht eine eigenständige Fachplanung des Naturschutzes, deren Inhalte in unterschiedlichem Maß von der Landschaftsplanung der Landesebene übernommen wurden. Zwischen den einzelnen Biotopverbundplanungen sind beträchtliche Unterschiede festzustellen. Diese bestehen im Planungs- und Darstellungsmaßstab, in den ausgewiesenen Kategorien und ihrem räumlichen Konkretisierungsgrad sowie generell in den methodischen Ansätzen, die bisher nur wenig von den Regelungen des § 3 BNatSchG beeinflusst sind, weil die Planungen überwiegend vor 2002 konzipiert wurden. Methodische Ansätze, bei denen dem geplanten Verbund die Ansprüche von Arten oder ökologischen Gruppen zugrunde gelegt wurden, gibt es nur ansatzweise (z.B. Mecklenburg-Vorpommern, Rheinland-Pfalz).

Alle **landesweiten Raumordnungspläne** enthalten heute Aussagen zum Aufbau von „Ökologischen Verbundsystemen in räumlichen Planung“, wie dies mit der Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung von 1992 beabsichtigt wurde. Auf Landesebene werden aber nur in wenigen Fällen (z.B. Mecklenburg-Vorpommern) räumlich zusammenhängende Netze gesichert; wenn überhaupt Vorranggebiete zum Aufbau der „Ökologischen Verbundsysteme“ ausgewiesen werden, dann beschränken sie sich überwiegend auf die bereits festgesetzten Schutzgebiete. Von Vorbehaltsgebieten wird häufiger Gebrauch gemacht, aber auch damit werden meist keine „Verbundsysteme“ vorbereitet, sondern häufig isolierte Gebiete ausgewiesen. Bayern verzichtet im Landesmaßstab vollkommen auf kartografisch hinterlegte Festsetzungen. Insgesamt ist die Raumordnung auf Landesebene noch weit davon entfernt, den länderübergreifenden Aufbau von „Ökologischen Verbundsystemen“ räumlich abzusichern. Es ist auch nicht zu erwarten, dass mit der Vielzahl und Variabilität der Pläne auf der Ebene der Regionalplanung ein System aufgebaut wird, welches die Ziele erreicht, die sich die Ministerkonferenz in ihrer Entschließung von 1992 selbst gestellt hat.

Wichtige **methodische Grundlagen** für die Entwicklung des eigenen GIS-Algorithmus als Hilfe zur Planung von Lebensraumnetzwerken auf überörtlichen Ebenen bildeten die Analyse und Bewertung der in Deutschland regelmäßig zur Verfügung stehenden Geodaten sowie die Eignungsprüfung bestehender GIS-Ansätze zum Verbund.

Die relevanten **Geodaten** können in flächendeckende Daten aus Landnutzungs- und Biotoptypenkartierungen, nicht flächendeckende Daten aus selektiven Biotopkartierungen, Daten zum Vor-

kommen und zu den Beständen von Arten und Daten zu abiotischen Standortfaktoren (Lebensraum-Entwicklungspotenziale) unterteilt werden.

Bei den **flächendeckenden Daten aus Landnutzungs- und Biotoptypenkartierungen** sind auf nationaler Ebene das CORINE Land Cover 2000 (CLC 2000) und das Digitale Landschaftsmodell 1:250.000 (DLM 250) zu nennen, die allerdings eine geringe inhaltliche und räumliche Auflösung besitzen (CLC z.B. Erfassungsuntergrenze von 25 ha). Das Digitale Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) der Länder hat eine relativ hohe räumliche Auflösung (1 ha, Bezugsmaßstab 1:25.000), besonders naturschutzrelevante Objektarten (z.B. Heide, Moor, Sumpf) sind mit mehr Flächen erfasst als im CLC 2000 oder im DLM 250. Die besten, wenn auch teilweise mit Interpretationsfehlern behafteten, flächendeckenden Informationen zu den Biotoptypen liefern aktuell die Daten aus den Colorinfrarot-Luftbild-gestützten Biotop- und Nutzungstypenkartierungen (CIR-BNTK). Sie weisen neben einer hohen räumlichen v.a. eine hohe inhaltliche Auflösung auf. CIR-BNTK sind aber nur für die östlichen Bundesländer vorhanden (Ausnahme: Schleswig-Holstein), wodurch einheitliche nationale Anwendungen ausgeschlossen sind. Ergebnisse von Klassifikationen hochauflösender digitaler Satelliten- bzw. Luftbilder liegen aktuell für größere Gebiete wie z.B. einem Bundesland noch nicht vor; hier sind in den nächsten Jahren Fortschritte zu erwarten, die möglicherweise auch für den naturschutzfachlichen Bereich Verbesserungen bringen (v.a. für Länder ohne CIR-BNTK).

Die Daten der **selektiven Biotopkartierungen der Länder** beinhalten, trotz einiger Unzulänglichkeiten (z.T. Kartierung von großflächigen Komplexen), die derzeit genauesten naturschutzfachlich abgeleiteten Flächenabgrenzungen zu den gefährdeten Lebensräumen. Sie sind damit in Kombination mit flächendeckenden Daten (z.B. CIR-BNTK, s.o.) für eine Verarbeitung im GIS zum Zweck einer ökologisch differenzierten Ermittlung von räumlich-funktionalen Beziehungen am geeignetsten, zumal vergleichbare Informationen zu den Vorkommen von Arten weitgehend fehlen (s.u.). Selektive Biotopkartierungen liegen heute für alle Bundesländer vor, es bestehen aber teilweise große Unterschiede hinsichtlich der Aktualität und der Kartierungsmethoden (räumliche Auflösung, Klassifikation der Biotoptypen u.a.).

Daten zum Vorkommen und zu den Beständen von (gefährdeten) **Arten** sind in Deutschland überwiegend nicht fundortgenau und auch nicht repräsentativ (Ausnahmen: z.T. Bayern, Sachsen-Anhalt und Thüringen). Damit wurde deutlich, dass Verbundzustände und -erfordernisse primär auf Basis von Lebensraumtypen aufgezeigt werden müssen. Vorliegende, hinreichend genaue artspezifische Angaben können und müssen jedoch genutzt werden, um geplante Verbundsysteme zu optimieren bzw. auch um die Bedeutung einzelner Flächen und Verbindungen näher zu bestimmen.

Digitale Informationen zu **Entwicklungspotenzialen von Lebensräumen** (z.B. Karten der Geologie, der Böden oder der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation) liegen bisher überwiegend nur bis zum Maßstab 1:50.000 vor; um die Informationen zu den aktuellen Ausprägungen von Lebensräumen in einem GIS-Algorithmus adäquat ergänzen zu können, wären aber großmaßstäblichere Grundlagen (1:10.000 - 1:25.000) erforderlich. Da es generelle Lösungen hierfür aber nicht gibt, muss landes- bzw. gebietsweise versucht werden, die jeweils geeignetsten Informationen heranzuziehen oder aus möglicherweise vorliegenden analogen Grundlagen aufzubereiten.

Daten zur **Verkehrsinfrastruktur**, die benötigt werden, um z.B. Beeinträchtigungen von Verbundssystemen (lineare Barrieren) zu berücksichtigten, können den DLM entnommen werden. Die DLM beinhalten die Klassifikationen der entsprechenden Verkehrswege (z.B. Straßenkategorien), nicht aber die Verkehrsstärken. Diese sind in eigenständigen Netzen als Ergebnis der Verkehrszählungen der Straßenbehörden der einzelnen Bundesländer vorhanden.

Die **Eignungsprüfung bestehender GIS-Ansätze** zum Lebensraumverbund schloss die Prognosemodelle der Populationsökologie, Konzepte der *landscape metrics*, Kostenoberflächen und auf ihnen basierende Funktionen sowie spezielle Ansätze ein.

**Prognosemodelle der Populationsökologie** erfordern eine Detailschärfe von Informationen, wie sie für die überörtlichen Ebenen, d.h. für viele Arten und Lebensraumflächen nicht vorliegen. Außerdem wird meist auf einzelne Arten fokussiert und es lassen sich bis dato keine integrierenden Ansätze entwickeln. Mit den Modellen ist es auch nicht möglich ist, verknüpfte ‚Flächensysteme' zu generieren, die eine bereits räumlich konkretisierte Grundlage für die Planung darstellen.

Ähnliches trifft auch für die Konzepte der ***landscape metrics*** zu, deren Indizes grundsätzlich rein deskriptiv sind. Hinzu kommt hier, dass besonders bei komplexeren Maßen oftmals nicht genau klar ist, was der Index aus ökologischer Sicht tatsächlich indiziert und an welcher Stelle er in einem Arbeits- bzw. Planungsprozess mit welcher Funktion eingesetzt werden kann.

Die auf **Kostenoberflächen** basierenden Funktionen (*Cost Distance*-Analysen) können Teilbeiträge zum Aufbau ökologischer Netzwerke auf überörtlicher Ebene leisten. Besonders mit der *Corridor*-Funktion lassen sich ‚günstige' Verbindungen zwischen Gebieten finden, die als Teile von vorrangigen Verbundsystemen aufgefasst werden können (typische Anwendung: Ermittlung von Korridoren für größere Säugetiere zwischen großen Waldgebieten). Allerdings ist die Korridorermittlung nur zwischen etwas weiter entfernten Gebieten zweckmäßig, weil sonst die Start- und Zielpunktabhängigkeit der Methode zu sehr die Korridorverläufe prägt. Wenn aus zahlreichen kleinen lokalen Lebensraumflächen, die für die mitteleuropäischen Landschaften typisch sind und in denen die Mehrzahl der gefährdeten Arten lebt, auf überörtliche Zusammenhänge im Biotopverbund geschlossen werden muss, eignet sich die *Corridor*-Funktion nicht, weil der Arbeitsaufwand durch die unüberschaubar große Zahl von möglichen Verbindungen unvertretbar hoch werden würde. Jeder Quellhabitat wäre von einer weiteren Quelle aus betrachtet zugleich auch wieder Zielhabitat. Zudem tritt das Problem auf, dass es mit *Cost Distance*-Analysen aufgrund der Start- und Zielpunktabhängigkeit nicht gelingt, ‚automatisch' und ‚objektiv' ausgehend von vielen Quellhabitaten die überörtlich wichigsten (Ausbreitungs-) Korridore aufzubauen.

Das in den Niederlanden entwickelte System LARCH (*Landscape Analysis and Rules for Configuration of Habitat*) stellt ein sehr vereinfachtes Metapopulationsmodell dar, auf dessen Basis die Schätzung von Überlebenswahrscheinlichkeiten für einzelne Arten vorgenommen wird. Das Besondere an LARCH ist, dass dies auf der Grundlage von grob klassifizierten Landnutzungsdaten für große Gebiete und demzufolge für viele (Meta-) Populationen einer Art erfolgen kann. Mit LARCH lässt sich im letzten Schritt artspezifisch auch ermitteln, in welchen Abschnitten der Verkehrsinfrastruktur Querungshilfen errichtet werden sollten (‚Entschneidung'), um durch die Neuverbindung die Überlebenswahrscheinlichkeit der ‚untersuchten' Populationen zu erhöhen. Was in LARCH nicht realisiert werden kann, ist die Generierung von konkretisierten Raumkulissen oder Korridoren zum Aufbau von Verbundsystemen. Außerdem ist die allen anderen Schritten zugrunde liegende Schätzung von Überlebenswahrscheinlichkeiten allein anhand von grob klassifizierten Landnutzungsdaten eine unsichere Basis, auf der wiederum räumlich festgelegte, kostenaufwendige Entscheidungen gefällt werden.

Der neu entwickelte, vektorbasierte GIS-Algorithmus **HABITAT-NET** sollte in der Planungspraxis anwendbar sein und kann deshalb auch im Desktop-GIS ausgeführt werden. Es handelt sich um keine programmierte Erweiterungs-Software, sondern um eine offen gelegte Rahmenarbeitsanleitung. Da eindeutige Verarbeitungsvorschriften für den speziellen Planungsfall auch in Anpassung an evtl. verbesserte Datengrundlagen geändert oder ergänzt werden sollten, ist der Algorithmus modifizierbar aufgebaut. Entwickelt wurde der Algorithmus im und für das Produkt ArcGIS 9 der

ArcView-Stufe (Firma ESRI). Grundsätzlich kann aber von einer Übertragbarkeit auf andere Systeme ausgegangen werden. Insgesamt basiert der Algorithmus auf der Verwendung der programmeigenen Geoprocessing-Werkzeuge (z.B. aus den Gruppen „*Proximity*“, „*Overlay*“, „*General*“ und „*Generalisation*“), von Erweiterungs-Tools (z.B. ET Geo Wizards) sowie einer aufgabenspezifisch entwickelten Erweiterung zur Selektion von Flächen, die zur Verfügung gestellt werden kann.

Die wichtigste fachliche Grundlage (Modell) für den GIS-Algorithmus stellt die Bildung von **Anspruchstypen hinsichtlich des Lebensraumverbunds** dar. Kombiniert wird die Fähigkeit zur Ausbreitung von Arten (ausgedrückt durch Ausbreitungsdistanzklassen: bis ca. 100, 250, 500, 750, 1000 m usw.) mit einer Grobtypisierung der Lebensraumbindung von Arten (Lebensraumtypen). Das Arbeiten mit Ausbreitungsdistanzklassen muss zwar als stark vereinfachende Vorgehensweise aufgefasst werden; es ist aber für die betrachtete Raumebene zweckmäßig,

- weil Ausbreitung nicht nur von der Beschaffenheit der Matrix, deren Einfluss in HABITAT-NET nur in groben Stufen Berücksichtigung findet (s.u.), abhängt, sondern stark z.B. von Habitatqualitäten und Populationsgrößen beeinflusst wird, zu denen im überregionalen Maßstab keine Informationen vorhanden sind (s.o.) und
- weil mit den Ergebnissen des Algorithmus nicht vereinfachte, aktualistische Ausbreitungsmodelle für (viele) Arten erarbeitet werden sollen, die anschließend in ein (derzeit nicht realisierbares) Gesamtmodell zu integrieren sind, sondern weil ökologische Inhalte in ein auch Entwicklungsmöglichkeiten räumlich aufzeigendes ‚Vorrangflächen-Verbundsystem’ implementiert werden sollen.

Bezüglich der Lebensraumtypen wären im einfachsten Fall eine Differenzierung nach Lebensräumen trockener, mittlerer und feuchter bis nasser Standorte zu nennen, die jeweils weiter in gehölzdominierte Lebensräume/ Wald und Offenland (OF) gegliedert werden können. Eine weitere Differenzierung (z.B. Auswahl der Mager- bzw. Trockenrasen) ist möglich, wird aber nur im Nachgang zur Bearbeitung o.g. Gruppen empfohlen (‚subsets‘), weil sonst übergeordnete ökologisch bedeutsame Zusammenhänge nicht erkannt werden.

Der Ansatz kann als repräsentativ für einen großen Teil der in der Zivilisationslandschaft auf ‚terrestrischen‘ Verbund angewiesenen schutzbedürftigen Arten gelten. Er gilt nicht für aquatische Systeme (z.B. Fließgewässer-Netze) und nicht für hochmobile (meist flugfähige) Arten (z.B. viele Vogelarten, Wanderfalter). Für sich stärker an Leitstrukturen orientierende hochmobile Arten z.B. aus den Gruppen der Großsäuger, Tagfalter und Fledermäuse kann eine indirekte Gültigkeit angenommen werden.

Im **Teil I von HABITAT-NET (Bildung von Lebensraumnetzwerken)** erfolgt als erster Schritt die Auswahl aller dem Anspruchstyp entsprechenden Lebensräume aus dem Grunddatenbestand. Im zweiten Schritt werden auf Basis der niedrigsten Distanzklasse (z.B. 100 m) entsprechend benachbarte Lebensräume zu „**Funktionsräumen**“ der Stufe 1 arrondiert, welche als verbindende Flächen die „**Verbindungsräume**“ der Stufe 1 enthalten. Funktionsräume können generell auch als Raum für (potenzielle) Metapopulationen von Arten mit der entsprechenden Mobilität aufgefasst werden. Die Funktionsräume sind dort unterbrochen bzw. kommen nicht zustande, wo flächige Barrieren (für stenotope, wenig mobile Arten z.B. bebaute Bereiche, Bereiche mit ungünstigem Wasserhaushalt oder Vegetationsbestand) räumlich-funktionale Beziehungen nahezu ausschließen. Zur Ermittlung der Ausbreitungswiderstände werden die für das jeweilige Gebiet am besten geeigneten Daten einer flächendeckenden Biotoptypen- und Landnutzungskartierung herangezogen. Jedem Landnutzungstyp wird vorbereitend, bezogen auf den fokussierten Anspruchstyp, ein Ausbreitungswiderstand (3-stufige Skala) zugeordnet. Lineare Barrieren (z.B. Straßen) werden aus systematischen Gründen hier noch nicht berücksichtigt. Die entstandenen Funktionsräume können also in der Realität durch lineare Barrieren vollständig oder teilweise in ihrer Funktionalität gestört

sein (s.u.). Die auf dieser untersten Ebene entstehenden ‚Kerne' stellen trotz einer möglichen Einschränkung in ihrer Funktionalität prioritär zu bewahrende Raumstrukturen dar und die unterschiedlichen Raumgrößen symbolisieren bereits einen wesentlichen Aspekt ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung.

Im nächsten Schritt werden basierend auf der nächst höheren Distanzklasse (z.B. 250 m) die Verbindungsräume der Stufe 2 erzeugt, die die zuerst gebildeten Funktionsräume zu den Funktionsräumen der zweiten Stufe zusammenführen. Dies wird durch ein Selektionsverfahren getragen, bei dem nur strategisch wichtige, d.h. ‚neue' und damit für das aufzubauende System ‚essenzielle' Verbindungen zwischen den bereits bestehenden Funktionsräumen integriert bleiben. Nach zwei bis drei solcher verknüpfender Bearbeitungsstufen sind für typische mitteleuropäische Landschaften bereits längere Korridore und verzweigte Systeme entstanden. Mit der Erhöhung der Distanzklassen ‚wächst' dieses „**Lebensraumnetzwerk**" zunehmend zusammen (s. Abb. 131).

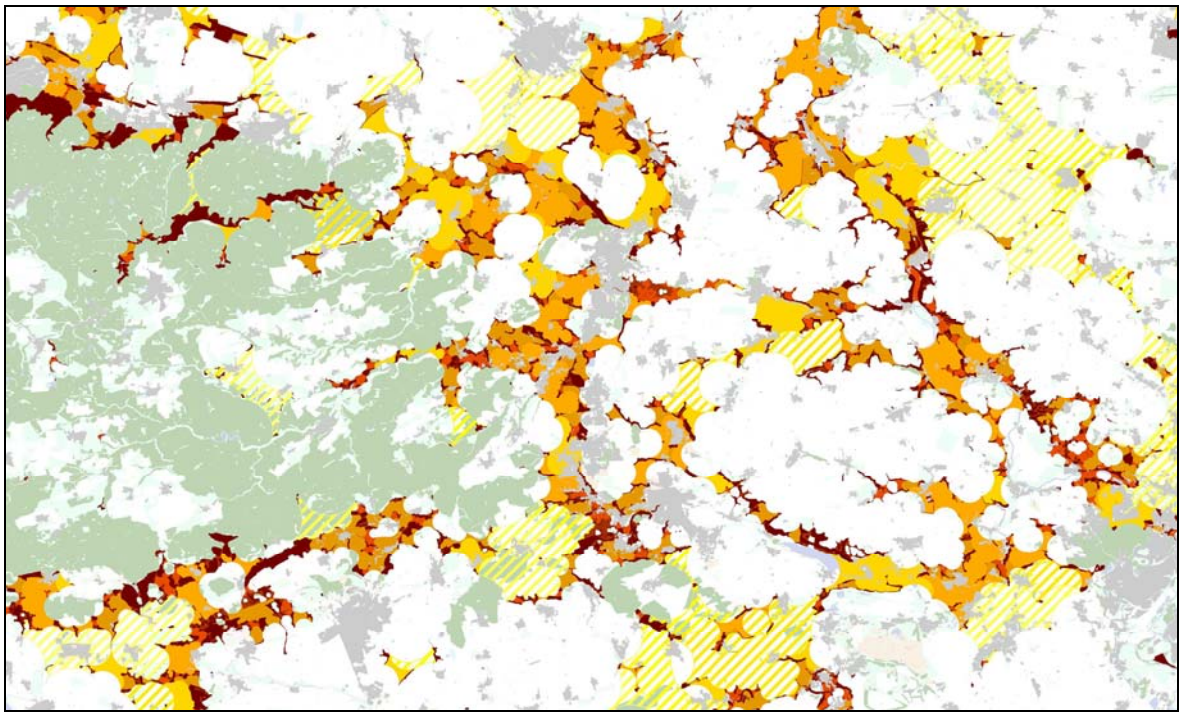


Abb. 131: Netzwerk der Trockenlebensräume im östlichen Harzvorland

Darstellung mit neun abgestuften Funktions- bzw. Verbindungsräumen (dunkel: Stufen auf Basis niedriger Distanzklassen, hell: Stufen auf Basis höherer Distanzklassen - ab Distanzklasse 1250 m schraffiert)

Da ein Verbundsystem ausgeformt werden soll, das die überörtlich bedeutsamen Bestandteile verknüpft, ist im Algorithmus die Möglichkeit enthalten, nur die größeren bzw. mit großer Lebensraumfläche ausgestatteten Funktionsräume sowie dazwischen liegende, als ‚**Trittsteine**' fungierende kleinere Funktionsräume zu berücksichtigen, alle anderen kleineren Funktionsräume aber auszuschließen.

Die Bestandteile des Lebensraumnetzwerks können anhand verschiedener Informationen nachträglich charakterisiert werden. Wichtigstes Merkmal ist die vom einzelnen Funktionsraum auf jeder Stufe integrierte Gesamtfläche an Lebensraum. Da die unzähligen Funktionsräume jeweils für große Gebiete mit denselben Regeln generiert werden, wird über die integrierte ‚Flächengrößensumme' die Vergleichbarkeit hergestellt. Weiterhin können in die Funktionsräume Daten zum Vorkommen von Arten implementiert werden. Auf dieser Basis ist es unter Verwendung der entsprechenden Funktionsraumstufe (die etwa der Ausbreitungsfähigkeit der Arten entsprechen sollte) möglich, Einschätzungen über aktuelle, potenzielle oder auch entwicklungsfähige (Meta-) Populati-

onssysteme zu treffen. Weiterhin ist eine Abstufung der Bedeutung der einzelnen Verbindungsräume möglich. Ein Verbindungsraum ist insbesondere in Bezug auf dessen Freihaltung aktuell um so wichtiger, je bedeutender die an ihn ‚angeschlossenen' Funktionsräume sind (Möglichkeiten s.o.). Mit Hilfe der Charakterisierungen der Bestandteile des Lebensraumnetzwerks lassen sich zahlreiche Schwerpunktsetzungen z.B. als Grundlage für Naturschutzstrategien und -programme ableiten.

Der Algorithmus wurde in der Dissertation anhand der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts detailliert demonstriert und mit Daten zu den Heuschreckenarten der Trockenlebensräume konnte die o.g. Charakterisierung veranschaulicht werden.

Für das Beispielgebiet Sachsen-Anhalt wurden zusätzlich noch ein Netzwerk für die Feuchtlebensräume und ein Netzwerk für die naturschutzfachlich wertvollen Waldlebensräume erarbeitet, um aufzuzeigen, wie am Ende die einzelnen Lebensraumnetzwerke für Lebensraumgruppen bzw. Anspruchstypen durch Verschneidung zu einem ‚Gesamtnetzwerk' zusammengefasst werden können. Dieses ‚**zusammenfassende Lebensraumnetzwerk**' kann als **datenbankbasiertes Informationssystem** ausgebaut werden, indem zunächst die o.g. Charakterisierungen aufgenommen werden. In diesem Netzwerk kommt es aber auch zu zahlreichen Funktionsüberlagerungen in den einzelnen Bestandteilen. Damit lassen sich wiederum anspruchstypenübergreifende, multifunktionale Zusammenhänge gut herausarbeiten.

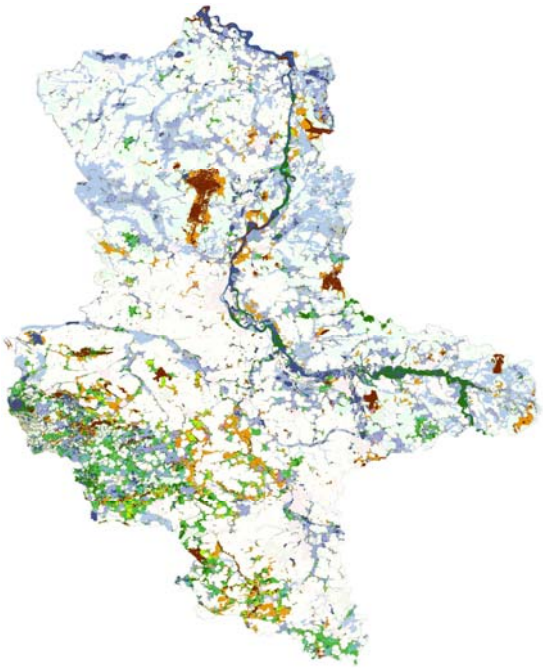


Abb. 132: Zusammenfassendes Lebensraumnetzwerk für Sachsen-Anhalt

Im **Teil II von HABITAT-NET (Zerschneidung/ Entschneidung)** werden die erarbeiteten überörtlichen Lebensraumnetzwerke hinsichtlich der Zerschneidungen durch lineare Verkehrsinfrastruktur untersucht und systematisch Vorschläge für den diesbezüglichen Wiederverbund (‚Entschneidung') erarbeitet. Als Grundlage für die einzelnen Arbeitsschritte wurde der Ansatz der **unzerschnittenen Funktionsräume (UFR)** entworfen. Als UFR gelten Teilräume von Lebensraumnetzwerken, die durch Verkehrsinfrastruktur mit erheblicher Barrierewirkung begrenzt sind. Sie werden im GIS durch Verschneidung der Netzwerke mit der entsprechenden Verkehrsinfrastruktur erzeugt. UFR sind bezüglich bestimmter Anspruchstypen von Arten definiert und berücksichtigen neben den aktuellen und potenziellen Lebensräumen sowie der entsprechenden Ausbreitungsfähigkeit des Anspruchstyps (Distanzklassen) auch die Barrierewirkung der Verkehrsinfrastruktur auf den betreffenden Anspruchstyp. Eine Charakterisierung der UFR kann durch die Berechnung und Klassifizierung der in den einzelnen UFR liegenden summierten Lebensraumflächengrößen und/ oder ihre Artenausstattung erfolgen. Auf Grundlage der ermittelten summierten Lebensraumflächengrößen der UFR ist auch eine Lokalisierung von prioritären Suchabschnitten zur ‚Entschneidung' ableitbar. Dazu werden den einzelnen zerschneidenden Streckenabschnitten der Verkehrsinfrastruktur die Habitatflächengrößensummen der jeweils auf beiden Seiten angrenzenden UFR zugeordnet und aus dem Verhältnis wird eine Rangfolge der Zerschneidungswirkung der Verkehrsinfrastruktur bezogen auf das überörtliche Netzwerk ermittelt. Die Priorisierung wird zusätzlich über mehrere Stu-

fen von UFR aggregierend durchgeführt, womit Zerschneidungen enger funktionaler Beziehungen bzw. lokale Konflikte stärker gewichtet werden. Die integrierende Vorgehensweise zielt auf ein langfristiges, durch Monitoring begleitetes Sanierungsprogramm ab, in dem durch den Bau von Querungshilfen im Raumsystem der Lebensraumnetzwerke primär in die überörtliche Durchgängigkeit von Korridoren und Gebietszusammenhängen investiert wird. Die Vorgehensweise unterscheidet sich deutlich von Ansätzen zur ‚Entschneidung', die Maßnahmen nur dort vorschlagen, wo für einzelne Arten eingeschätzt wird, dass deren Überlebensfähigkeit aufgrund der Unterschreitung von Minimalarealen nicht mehr gegeben ist. Damit wird allerdings nicht ausgeschlossen, dass es an anderen Stellen nicht auch Bedarf an ‚Entschneidung' geben kann.

In der **Diskussion** wird anhand der Ergebnisse von HABITAT-NET nochmals hervorgehoben, dass die mit dem Algorithmus erarbeiteten räumlichen Darstellungen einen **kleinmaßstäblichen Zielrahmen** (**Maßstab 1:100.000** bis 1:50.000) abbilden, der mittel- und großmaßstäblich Biotopverbundplanungen nicht ersetzten kann, aber dafür eine ökologische Leitlinie liefert. Erläutert wird in diesem Zusammenhang genauer, dass es in diesem Maßstabsbereich zweckmäßig ist, keine ‚aktualistische' Ausbreitungsmodellierung zu betreiben, d.h. bei Aufbau der Netzwerke im GIS in erster Linie nur die irreversiblen flächigen Barrieren (bebaute Flächen, größere Gewässer) zu berücksichtigen und integrierte Verbindungsräume mit aktuell ungünstiger Landnutzung als Hinweise erforderliche Entwicklungsmaßnahmen aufzufassen. Nur so können zu bewahrende landschaftliche Gesamtzusammenhänge im Biotopverbund aufgezeigt werden.

Eine **Validierung der Repräsentanz** des als Beispiel erarbeiteten Netzwerkes der Trockenlebensräume Sachsen-Anhalts anhand von rund 7000 fundortgenauen Daten zu 16 (gefährdeten) Heuschreckenarten der Trockenlebensräume ergab, dass insgesamt etwa 65 % der Fundpunkte in den ‚Kernräumen' des Lebensraumnetzwerks liegen. Als Hauptursache für die noch verbesserungswürdige Repräsentanz des Netzwerks konnte die geringe landesweite Repräsentanz der Fundortdaten hergeleitet werden. Trotz einer vergleichsweise umfangreichen Kartierung gab es für über 90 % der in der selektiven Biotopkartierung erfassten Komplexe mit Trockenlebensräumen, in denen mit hoher Wahrscheinlichkeit zahlreiche weitere Vorkommen liegen, keine Nachweise. Als weitere Ursache ist die mangelhafte Erfassung wertvoller Heuschreckenlebensräume in der selektiven Biotopkartierung zu nennen (z.B. vegetationsarme Flächen in Tagebaufolgelandschaften oder im urbanen Bereich). Ein weiterer Repräsentanztest wurde für 12 typische Arten der Feuchtlebensräume (Biber, Fischotter, Amphibien- und Reptilien, Heuschrecken) durchgeführt. Hier lagen die Anteile der vom Netzwerk erfassten Vorkommen je nach Testansatz insgesamt bei 67 bzw. 86 %.

Ein **Vergleich** des erarbeiteten ‚**zusammenfassenden Lebensraumnetzwerks**' mit dem detailgenau geplanten **Biotopverbundsystem** in Sachsen-Anhalt zeigte einen hohen Grad der Übereinstimmung der in beiden Systemen ermittelten Verbundkulissen. Unterschiede ergeben sich v.a. im Bereich der Auen und feuchten Niederungen. Hier waren die Verbundkulissen des Biotopverbundsystems Sachsen-Anhalts geschlossener, weil bestimmte Bereiche der Auen v.a. in den Ackerlandschaften gezielt zur Schließung der Kulissen eingesetzt wurden. Bei der GIS-Bearbeitung war von Nachteil, dass digitale Daten zu den Lebensraumentwicklungspotenzialen (feuchte bis nasse Böden) nicht in einem angemessenen Maßstab vorlagen und damit nicht direkt in den Algorithmus eingebunden werden konnten. Mit der bloßen Hinterlegung mittelmaßstäblicher Abgrenzungen von Einheiten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation feuchter Standorte ließ sich dies nur bedingt ausgleichen. Ein Vorteil des Lebensraumnetzwerkes ist die deutlich bessere ökologische Differenzierung (Lebensraumtypen und spezifische, abgestufte Funktions- und Verbindungsräume, Arten) und damit auch die Begründung einzelner Verbundinhalte. Weiterhin ist die kurze Bearbeitungszeit von nur wenigen Monaten hervorzuheben.

Als weiterer Schwerpunkt wurden verschiedene Parametersetzungen im Algorithmus vor dem Hintergrund von zusätzlich durchgeführten **Sensitivitätstests** diskutiert. Für die Erarbeitung der Beispielnetzwerke wurden in der Regel 250 m-Spannen für den stufenweisen Aufbau des Netzwerks genutzt. Bei einer Vergrößerung der Stufenspannen (z.B. auf 500 m) bilden sich die Verbindungen im Netzwerk unter Einbeziehung wesentlich größerer Zwischenräume, sodass für eine möglichst konkrete Ausweisung des Verbundsystems möglichst kleine Stufenspannen genutzt werden sollten. Zu beachten ist jedoch, dass z.B. bei einer Spanne von 100 m der Arbeitsaufwand steigt. Auch die Wirkung der ‚Trittsteine' (kleine Funktionsräume) wurde im Detail untersucht. Es zeigte sich die Zweckmäßigkeit der Selektion von ‚effektiven Trittsteinen', weil diese Verbindungen räumlich konkretisieren und die ökologischen Verhältnisse v.a. ‚realer' abbilden. Für vereinfachte Betrachtungen (etwa ab Maßstab 1:200.000) kann jedoch auch ohne ‚Trittsteine' gearbeitet werden. Es genügt hier die Entnahme aller sehr kleinen Funktionsräume zu Beginn des Algorithmus; die Netzwerke werden dadurch in ihren Schwerpunkten und Hauptverbundkorridoren nicht erheblich verändert.

Ergänzend zu den Erläuterungen in der Beschreibung des Algorithmus werden **Hinweise zur GIS-Anwendung** z.B. am Rand von Bearbeitungsgebieten oder zur Behandlung komplexer Flächengeometrien entwickelt. Für viele Teilschritte hat sich der **Modelbuilder** von ArcGIS bewährt. Grundsätzlich ist es möglich, den Modelbuilder für den gesamten Algorithmus einzusetzen, aufgrund von Konflikten in der Verarbeitung (in der Regel große Datenmengen, komplexe Geometrien) ist bei der gegenwärtigen Zuverlässigkeit der verwendeten Software aber noch davon abzuraten.

Im inhaltlich abschließenden Hauptkapitel der Diskussion werden spezielle Hinweise zu den **Einsatzmöglichkeiten der Ergebnisse von HABITAT-NET** gegeben. Zunächst wird hervorgehoben, dass Lebensraumnetzwerke in **Umweltinformationssysteme (UIS)** der Länder und des Bundes eingestellt bzw. dafür aufbereitet werden sollten, um für die nachfolgenden Anwendungsbereiche bereit zu stehen. Dies kann und sollte in Zusammenhang mit den landesweiten **Biotopverbund- bzw. Landschaftsplanungen** oder mit nationalen Konzepten erfolgen. Lebensraumnetzwerke stellen ‚Vorrangflächen-Verbundsysteme' dar, die je nach den vorhandenen Vorarbeiten als Planungsgrundlage oder zur Plausibilitätsprüfung bzw. Ergänzung vorhandener Verbundplanungen dienen können. Weiterhin bieten sich Einsatzmöglichkeiten in der **Raumordnung** („Aufbau ökologischer Verbundsysteme in der räumlichen Planung", s.o.) sowie in der **Strategischen Umweltprüfung (SUP)**. Die SUP beinhaltet die Prüfung von Plänen und Programmen auf den strategisch vorbereitenden Planungsebenen, auf denen bisher umfassende, maßstabsgerecht aggregierte, aber trotzdem ökologisch differenzierte Prüfgrundlagen zum Schutzgut „Biologische Vielfalt" fehlten. Lebensraumnetzwerke helfen, diese Lücke zu schließen. Dies trifft auch für die **Verkehrswegeplanung/ Straßenplanung** zu, für die ausführlichere Hinweise gegeben werden. Betont wird hier, dass die Ergebnisse des GIS-Algorithmus faunistisch-tierökologische Untersuchungen und Prüfungen auf der höher auflösenden Maßstabsebene (z.B. ehem. Stufe 1 der UVS, LBP und FFH-VS) nicht ersetzen können, dass sie aber zu berücksichtigende, überörtlich-funktionale Beziehungen aufzeigen, die auf der lokalen Ebene kaum ermittelt werden können.

Die im Teil II von HABITAT-NET entwickelten **unzerschnittenen Funktionsräume (UFR)** können im Gegensatz zu Indikatoren, die die ‚allgemeine' **Landschaftszerschneidung** abbilden (UZVR oder effektive Maschenweite), die **Habitatzerschneidung** auf landschaftlicher Ebene indizieren. In einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz wurde gezeigt, dass die UFR geeignet sind, den Monitoringansatz der unspezifischen UZVR in Bezug auf einen großen Teil der biologischen Vielfalt weiterzuentwickeln. Mit dem Teil II von HABITAT-NET lassen sich auch systematische ‚**Entschneidungskonzepte**' erarbeiten (s.o.) bzw. geplante Neuerschneidungen auf kleinmaßstäblicher Ebene bewerten (s. SUP).

Die Lebensraumnetzwerke bilden auch eine gute, iterativ zu verwendende Grundlage für die Konkretisierung der Verläufe von zu entwickelnden ‚**Lebensraumkorridoren**' (s.o.), da die Ketten von gestuften Funktions- und Verbindungsräumen bereits räumlich günstige Zusammenhänge über lange Strecken hinweg aufzeigen. Mit den Bestandteilen der Netzwerke lassen sich ebenfalls vereinfachte Analysen zur **Konnektivität im Schutzgebietssystem NATURA 2000** durchführen, weil die funktionale Einbindung der einzelnen FFH-Gebiete in das Gesamtsystem anhand von Abständen und Durchlässigkeiten bezogen auf Lebensraumtypen und Arten untersucht werden kann.

Am Ende wird ein kurzer **Rück- und Ausblick** auf wichtige Eckpunkte in der Entwicklung des Biotopverbunds insbesondere auf nationaler Ebene mit der Formulierung des weiteren **Forschungsbedarfs** verknüpft. Weiterer Forschungsbedarf ist beispielsweise im Bereich der Datenerhebung und -aufbereitung zu den gefährdeten Lebensräumen und Arten zu sehen. Erforderlich ist eine flächendeckende Kartierung der Biotop- bzw. Landnutzungstypen in einem für nationale Analysen angebrachten Maßstab (1:10.000-1:25.000) evtl. mit Unterstützung der Fernerkundung sowie eine Fortführung und länderübergreifende Abstimmung der selektiven Biotopkartierungen. Diese sollten stärker mit Artenerfassungsprogrammen verknüpft werden, die wiederum mit zu entwickelnden Zielartenkonzepten (für den Biotopverbund) auf Landes- und Bundesebene abgestimmt sein sollten. Auch die Forschung z.B. zur Bedeutung der Mobilität von Arten in mitteleuropäischen Kulturlandschaften (Stichworte: Ausbreitungsfähigkeit, Metapopulationen, Vektorfunktionen, Mitnahmeeffekte von Zielarten) muss als Grundlage zur Planung funktionsfähiger Verbundsysteme verstärkt werden.

Schließlich wird betont, dass mit den Ergebnissen von HABITAT-NET bzw. mit den bisherigen Konzepten zum Verbund im nationalen Maßstab nur Vorarbeiten geleistet wurden, es aber an der Zeit ist, für Deutschland ein mit klaren Zielen und Fristen sowie mit entsprechenden Finanzen ausgestattetes **Programm zur Verwirklichung** des länderübergreifenden Biotopverbunds aufzulegen, um dem 2010-Ziel zum Stopp des Verlustes der Biodiversität tatsächlich näher zu kommen.

# 9 Quellen

## 9.1 Literatur

ACHTZIGER, R., STICKROTH, H., ZIESCHANK, R. (2003): F+E-Projekt „Nachhaltigkeitsindikator für den Naturschutzbereich". Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003: „Vogelmonitoring in Deutschland": 138-142.

ACHTZIGER, R., STICKROTH, H., ZIESCHANK, R. (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt - ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. Angewandte Landschaftsökologie Heft 63, 137 S.

ADLER, G. (2001): Stand und Verfügbarkeit bodenkundlicher Basisinformation in den Bundesländern. Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur der FH Osnabrück (Hrsg.): Diskussionsform Bodenwissenschaften Heft 2: Vom Bohrstock zum Bildschirm - Der Einsatz von digitalen Bodeninformationen. Beiträge zur Tagung am 25. Oktober 2001.

AdV - ARBEITSGEMEINSCHAFT DER VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2003): ATKIS-Objektartenkatalog (ATKIS-OK). Teil D1 Version 3.2, Teilkatalog ATKIS-Basis-DLM. Stand: 01.07.2003, Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem ATKIS, bearbeitet von der 'AdV-Arbeitsgruppe ATKIS' ergänzt von dem 'AdV-Arbeitskreis Geotopographie', URL: http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/ok_d1.pdf [Zugriff: 23.01.2007]

AdV - ARBEITSGEMEINSCHAFT DER VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2004): ATKIS-Objektartenkatalog 250 (ATKIS-OK 250). Teil D3 Version x.x, Stand 01.01.2004, Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem ATKIS, bearbeitet von der 'AdV-Arbeitsgruppe ATKIS', ergänzt von dem 'AdV-Arbeitskreis Geotopographie', URL: http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/ok_d3.pdf [Zugriff: 23.01.2007]

AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG / Hrsg. (2001): Grünbrücken - ein Brückenschlag für Wildtiere. Querungshilfen über Verkehrswege: Auswege für wandernde Wildtiere. Überlinger-Erklärung. URL: http://www.umweltakademie.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/2041/ [Zugriff: 18.08.2007]

AKÇAKAYA, H.R. (2002a): RAMAS GIS: Linking landscape data with population viability analysis (version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.

AKÇAKAYA, H.R. (2002b). RAMAS Metapop: Viability analysis for stage-structured metapopulations (version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.

ALTMOOS, M. (1997): Ziele und Handlungsrahmen für regionalen zoologischen Artenschutz - Modellregion Biosphärenreservat Rhön. Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V., Echzell, 235 S.

ALTMOOS, M. (1998): Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten - dargestellt am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön. In: ANL - BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.): Zielarten - Leitarten - Indikatorarten. Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit. Laufener Seminarbeiträge 8/98: 127-156.

ALTMOOS, M. (1999): Netzwerke von Vorrangflächen. Ein methodischer Rahmen zur Planung und Optimierung von Gebietssystemen für den Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 31: 357-367.

AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P., SETTELE, J. (Hrsg.) (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart (Hohenheim), 336 S.

AMLER, K., LOHRBERG, F., KAULE, G. (1996): Implementation of FIFB results in environmental planning. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P., HENLE, K. (eds.): Species survival in fragmented landscapes. Dordrecht: 363-381.

ANDERS, O., SACHER, P. (2005): Das Luchsprojekt Harz - ein Zwischenbericht. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42 (2): 3-12.

ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. Oikos 71: 355-366.

ANL - BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE / Hrsg. (1986): Biotopverbund in der Landschaft. Laufener Seminarbeiträge 10/86, 138 S.

ANL - BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE / Hrsg. (1998): Zielarten - Leitarten - Indikatorarten. Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit. Laufener Seminarbeiträge 8/98, 273 S.

ANL - BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE / Hrsg. (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. Laufener Seminarbeiträge 5/91, 54 S.

ARBEITSGEMEINSCHAFT QUERUNGSHILFEN / Hrsg. (2003): Querungshilfen für Fledermäuse - Schadensbegrenzung bei der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsprojekte. Positionspapier, Stand April 2003. Korrespondierender Autor: R. BRINKMANN, Gundelfingen: 11 S., URL: http://www.buero-brinkmann.de/downloads/Positionspapier_2003_4.pdf [Zugriff: 28.06.2007]

ARNOLD, V., BIELEFELD, U., GELS, A.-C.,HACHMANN, R., HAMPP, K., HERRMANN, U., JOOß, R., JORDAN, R., KLEINSCHMIT, B., LIPP, T., MÜLLER, D., PIETSCH, M., ROTH, M., SCHAAL, P., SCHILLER, J., SCHRAMEYER, M., SCHWAND, I., THAMM, R., WEIL, J., WILKE, T. (2006): GIS-gestützte Landschaftsplanung zur Bewältigung neuer Anforderungen – Expertenworkshop GIS Einsatz in der Landschaftsplanung Vilm, 19.-21. September 2005.
URL: www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/0312_vilm_papier_bfn.pdf [Zugriff 18.12.2006]

ARTICLE 12 WORKING GROUP (2007): Guidance document on the strict protection of animal species of community interest provided by the 'Habitats' Directive 92/43/EEC. Final version, February 2007, 88 pp., URL: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/species_protection/library?l=/commission_guidance/final-completepdf/_EN_1.0_&a=d [Zugriff: 03.09.2007]

BACH, L., MEYER-CORDS, C., BOYE, P. (2005): Wanderkorridore für Fledermäuse. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 59-69.

BAIER, H. (2005): Sicherung von Biotopverbundsystemen und großräumigen Habitatkorridoren in einem Netzwerk zerschneidungsarmer landschaftlicher Freiräume – Beiträge zu einem ökologischen Netzwerk Mecklenburg-Vorpommern (ÖNMV). In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 197-225.

BAIER, H. (2006): Konformität und Konkurrenz der Ziele und Instrumente von Raumordnung und Naturschutz. In: BAIER, H.; ERDMANN, F.; HOLZ, R.; WATERSTRAAT, A. (Hrsg.): Freiraum und Naturschutz. Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. Berlin, Heidelberg: 506-508.

BAKER, W.L. (1997): The r.le Programs. A set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure. Version 2.2 / GRASS 5.0 r.le version, Department of Geography and Recreation, University of Wyoming, Laramie, U.S.A. URL: http://grass.itc.it/gdp/terrain/r_le_22.html [Zugriff 12.03.2006]

BALDERMANN, T. (2005): Kohärenz geplant - von Schutzgebietsinseln zum Netz Natura 2000. Anforderungen an die Managementplanung in Sachsen aus faunistischer Sicht am Beispiel der Region „Oberes Elbtal/Osterzgebirge". Diplomarbeit, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie der Technischen Universität Dresden, Dresden, 110 S. + Anhang.

BALZER, S., SSYMANK, A. / Bearb. (2005): Natura 2000 in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 14. CD-ROM mit Booklet.

BASTIAN, O. (2001): Landschaftsökologie – auf dem Wege zu einer einheitlichen Wissenschaftsdisziplin? Naturschutz und Landschaftsplanung 22 (2/3): 41-51.

BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Jena, Stuttgart, 502 S.

BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. neubearb. Aufl., Heidelberg, Berlin, 564 S.

BAUDRY, J., MERRIAM, H.G. (1988): Connectivity and connectedness: funktional versus struktural patterns in landscapes. In: SCHREIBER, K.-F. (ed.): Connectivity in Landscape Ecology. Prodeedings of the 2nd International Seminar of IALE 1987 Münster. Münstersche Geographische Arbeiten 29: 23-28.

BAUER, H. J. (1975): Kartierung ökologisch wertvoller Gebiete im Biotopsicherungs-Programm Nordrhein-Westfalen. Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF) 3 (3): 66-71.

BAUMANN, M., STRUCH, M. (2000): Waldgemsen. Wildbiologie 6/31, 20 S.

BAUMANN, T. (1997): Populationsökologische und zönotische Untersuchungen zur Bedeutung von Habitatqualität und Habitatfragmentierung für Spinnenpopulationen auf Trockenrasen am Beispiel von *Eresus cinnaberinus* (Oliv. 1789). Diss. Univ. Bremen, Berlin, 134 S.

BAUMANN, T., BIEDERMANN, R., HOFFMANN, E. (1999): Mitnahmeeffekte wirbelloser Zielarten am Beispiel von Trockenstandorten. In: AMLER, K., A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE, P. POSCHLOD & J. SETTELE (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart (Hohenheim): 37-45.

BAUMANN, W., BIEDERMANN, U., BREUER, W., HERBERT, M., KALLMANN, J., RUDOLF, E., WEIHRICH, D., WEYRATH, U., WINKELBRANDT, A. (1999): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Prüfung von Projekten und Plänen nach § 19c und §19d BNatSchG (Verträglichkeit, Unzulässigkeit und Ausnahmen). Natur und Landschaft 74 (11): 463-472.

BAUMANN, W., FRÖSE, L., GENKINGER, R., ROHRMANN, R. (2006): Erläuterungen zur Biotopverbundplanung NRW. unveröffentlicht. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten. Recklinghausen, 6 S.

BAVECO, H. (2002): SmallSteps Movement Model. Manual. Version 1.0. Alterra. Wageningen. URL: http://www.alterra-research.nl/pls/portal30/docs/FOLDER/ecological_models/ecological_models/smallsteps/SmallstepsDOc/man.pdf [Zugriff: 03.04.2006]

BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE - ANL / Hrsg. (1992): Wald oder Weideland - zur Naturgeschichte Mitteleuropas. Laufener Seminarbeiträge 2/92, Laufen/Salzach, 92 S.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT / Hrsg. (2000): Großtiere als Landschaftsgestalter - Wunsch oder Wirklichkeit? LWF-Bericht 27, Freising.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT / Hrsg. (2006): Kartieranleitung. Biotopkartierung Bayern (inkl. Kartierung der Offenland-Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie). (Flachland/Städte), Teil1 - Arbeitsmethodik (Flachland/Städte), 41 S., Teil 2 - Biotoptypen (Flachland/Städte), Stand: Entwurfsfassung, 03/2006, 182 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2004): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung Flachland und Städte. Stand 4/2004, Augsburg, 37 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2005a): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung Alpen. Stand 3/2005, Augsburg, 36 S.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ / Hrsg. (2005b): Biotopkartierung Bayern. Kartieranleitung. Beschreibung der Biotoptypen. Stand 4/2005, Augsburg, 119 S.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN / Hrsg. (1996): Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern, Allgemeiner Band (Band I). München

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN / Hrsg. (1998): Bayern-Agenda 21 …für eine nachhaltige und zukunftsfähige Entwicklung in Bayern. Karte Landesweiter Biotopverbund (S. 78), Maßstab 1:2.000.000, Stand Dezember 1997, München

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN / Hrsg. (2003): Landesentwicklungsprogramm Bayern. München, 274 S., Anhang.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007): BayernNetz Natur. Ziele und Aufgaben. URL: http://www.stmugv.bayern.de/umwelt/naturschutz/baynetznatur/index.htm [Zugriff 02.10.2007]

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, INFRASTRUKTUR, VERKEHR UND TECHNOLOGIE (2006): Landesentwicklungsprogramm Bayern 2006. URL: http://www.stmwivt.bayern.de/landesentwicklung/bereiche/lep2006/anhanggl.htm [Zugriff: 29.07.2007]

BBR - BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG / Hrsg. (2000): Raumordnungsbericht 2000. Berichte des BBR, Band 7, Bonn.

BBR - BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG / Hrsg. (2005): Freiraumschutz in Raumordnungsplänen. Endbericht. Projektbetreuung: EINIG, K., SPANGENBERG, M. (BBR), Bearbeitung: DOMHARDT, H.-J., TROEGER-WEIß, G., BRAUN, S., SCHECK, C.; BBR-Online-Publikation, URL: http://www.bbr.bund.de/nn_21942/DE/Forschungsprogramme/AllgemeineRessortforschung/BereichRaumordnung/FreiraumschutzRaumordnungsplaene/Endbericht,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Endbericht.pdf [Zugriff: 18.09.2006]

BDLA - BUND DEUTSCHER LANDSCHAFTSARCHITEKTEN / Hrsg. (1992): Beispiele aus der Planungspraxis - Planung Vernetzter Biotopsysteme im Landkreis Altenkirchen. 192 S., Anhang, 3 Karten.

BECKER, R.W. (2001): Rotwild und Grünbrücken - Konzept für Deutschland. In: HUTTER, C.-P., JAUCH, E., LINK, F.-G. (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere: Querungshilfen über Verkehrswege: Auswege für wandernde Tierarten. Dokumentation des 6. baden-württ. Biotopschutzkongresses in Zusammenarbeit mit dem Landesjagdverband Baden-Württemberg e. V. am 21. März 2001 in Überlingen / Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltschutzakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 75-81.

BECKER, R.W. (2002): Artenschutz Rotwild - Vorreiter für andere Wildarten. Deutsche Jagdzeitung (9): 22-24.

BECKER, R.W. (2005): Ziele der Arbeitsgemeinschaft Rotwild/ Deutschland im DJV. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 241-248.

BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT HAMBURG - NATURSCHUTZAMT (1999): Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung in Hamburg einschließlich der Definitionen besonders geschützter Biotope nach § 28 HmbNatSchG-Novelle und unter Berücksichtigung der Lebensraumtypen gemäß FFH-Richtlinie der EG. Vorläufige Fassung. Stand: 23. August 1999.

BENDER, D. L., CONTRERAS, T. A., FAHRIG, L. (1998): Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. Ecology 79: 517-533.

BENNETT, G. / ed. (1991): Towards a European ecological network. Arnhem: Institute for European Environmental Policy.

BENNETT, G., MULONGOY, K.J. (2006): Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23, 100 p., URL: http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-23.pdf [Zugriff: 16.08.2007]

BENNETT, G., WIT, P. (2001): The Development and Application of Ecological Networks. A Review of Proposals, Plans and Programmes. AIDEnvironment/IUCN. URL: http://www.iucn.org/themes/wcpa/pubs/pdfs/DevelopmentandApplicationEcologicaNetworks.pdf [Zugriff: 22.03.2007]

BERNOTAT, D. (2002): Environmental contributions to the Federal Transport Infrastructure Plan in Germany. Presentation at Conference on Good Practice in Integration of Environment into Transport Policy. URL: http://ec.europa.eu/environment/gpc/pdf/ws2a_bernotat.pdf [Zugriff: 28.06.2007]

BERNOTAT, D., HERBERT, M. (2001): Methodische Anforderungen an naturschutzfachliche Beiträge zum Bundesverkehrswegeplan. Erfahrungsbericht zur Auswahl von Verkehrsprojekten für eine Umweltrisikoeinschätzung. Natur und Landschaft 76 (8): 352-357.

BERNOTAT, D., SCHLUMBRECHT, H., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEURLEN, K., VOGEL, M. (2002): Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten“. In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Ergebnisse einer Pilotstudie. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 70: 109-217.

BFANL - BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE (1989): Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Bundesrepublik Deutschland. Beilage zu BOHN, U., BÜRGER, K. U. MADER, H.-J.: Leitlinien des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Natur und Landschaft 64 (9), 16 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2006): Naturschutzgroßprojekte. URL: http://www.bfn.de/0203_grossprojekte.html [Zugriff: 15.06. 2007]

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (1995): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Heft 45, 154 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (1996): Daten zur Natur. Ausgabe 1997. Münster, 170 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt. Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. Münster, 352 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (1999): Daten zur Natur 1999. Münster, 266 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2002a): Daten zur Natur 2002. Münster, 284 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2002b): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung), Standard-Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-Luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung für die Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 73, überarb. Nachdruck von Heft 45, (dt./engl. in einem Band), 336 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2002c): Perspektiven und Strategien für die Landschaftsplanung. Ergebnisse eines gleichnamigen Expertenworkshops vom 5. bis 7. Juni 2002 auf der Insel Vilm, überarbeitete Fassung vom 18.12.2002. URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/vivi2002.pdf [Zugriff: 09.07.2007]

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2004): Daten zur Natur 2004. Münster, 474 S.

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2007a): FloraWeb. ÜberFloraWeb. Datenquellen URL: http://www.floraweb.de/ueberfloraweb/datenquellen.html [Zugriff 25.07.2007]

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2007b): Zum Stand der Umsetzung von Natura 2000 in Deutschland. URL: http://www.bfn.de/0316_gebiete.html [Zugriff 31.08.2007]

BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ / Hrsg. (2007c): Das Grüne Band - Vom Todesstreifen zur Lebenslinie. Broschüre, 16 S.

BGR - BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK 200). Blattübersicht Stand: Januar 2007. URL: http://www.bgr.bund.de/cln_030/nn_461732/DE/Themen/Boden/Produkte/Karten/BUEK__200.html [Zugriff: 16.01.2007]

BIEDERMANN, R. (2003): Body size and area-incidence relationships: is there a general pattern? Global Ecology and Biogeography 12 (5): 381-387.

BIERHALS, E. (1988): CIR-Luftbilder für die flächendeckende Biotopkartierung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 8 (5): 77-104.

BIRÓ, E., BOUWMA, I., GROBELNIK, V. / Eds. (2006): Indicative map of the Pan-European Ecological Network in South-Eastern Europe. Technical background document. ECNC technical report series, ECNC-European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands, URL: http://www.ecnc.nl/IndicativeMapForTheP/IndicativeMapAndTechnicalBackgroundDocument_605.html [Zugriff: 06.09.2007]

BKG - BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2006): Digitales Landschaftsmodell 1:250.000 DLM250. Amtliches Topographisch-Kartographisches InformationsSystem ATKIS. Dokumentation. Stand: 01.05.2006, URL: http://www.geodatenzentrum.de/docpdf/dlm250.pdf [Zugriff: 23.01.2007]

BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 24, 4. Auflage, Greven: 479 S.

BLAB, J. (1997): Aspekte eines Vorrangflächensystems des Naturschutzes aus bundesweiter Sicht. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Das ökologische Verbundsystem in Sachsen-Anhalt - seine Planung und seine Umsetzung. Ber. d. Landesamts f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle, Sonderheft 2: 10-18.

BLAB, J. (2002): Stellenwert und Rolle von Naturschutzgebieten. Natur und Landschaft 77 (8): 333-339.

BLAB, J. (2003): Naturschutzgebiete zwischen Anspruch und Wirklichkeit. Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Veranst.): Naturschutzgebiete - zwischen Anspruch und Wirklichkeit (Kulmbach 05.11.2001), Augsburg: 5-16.

BLAB, J. (2004): Bundesweiter Biotopverbund: Konzeptansatz und Strategien der Umsetzung. Natur und Landschaft 79 (12): 534-543.

BLAB, J., BRÜGGEMANN, P., SAUER, H. (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil II: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelser Ländchen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 34, Greven: 94 S.

BLAB, J., KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. Ökologie und Schutz von Tagfaltern und Widderchen. Naturschutz aktuell Nr. 6, Greven: 135 S.

BLAB, J., RIECKEN, U. (1989): Konzept und Probleme einer Biotopgliederung als Grundlage für ein Verzeichnis der gefährdeten Tier-Lebensstätten in der Bundesrepublik Deutschland. In: BLAB, J., NOWAK, E. (Hrsg.): Zehn Jahre Rote Liste gefährdeter Tierarten in der Bundesrepublik Deutschland. Situation, Erhaltungszustand, neuere Entwicklungen. Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz 29: 78-94.

BLASCHKE, T. (1997): Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 243, Trier, 320 S.

BLASCHKE, T. (1999a): Quantifizierung von Fragmentierung, Konnektivität und Biotopverbund im GIS. URL: http://www.agit.at/papers/1999/blaschke_T_FP_14.pdf [Zugriff: 11.11.2003]

BLASCHKE, T. (1999b): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme. In: WALZ, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur für Umweltmonitoring und Raumplanung, IÖR-Schriften, Dresden: 9-24.

BLASCHKE, T. (2000a): Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. GIS – Zeitschrift für Geo-Informationssysteme 6/00: 17-26.

BLASCHKE, T. (2000b): Landscape Metrics: Konzepte und Anwendungen eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie im Naturschutz. In: Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 39: 267-299.

BLASCHKE, T. / Hrsg. (2001): Fernerkundung und GIS. Neue Sensoren, innovative Methoden. Heidelberg, 264 S.

BLASCHKE, T., BOCK, M., DUBOIS, N., GREVE, K., HELFRICH, R., JENSEN, S., NAGEL, H. (1996): Umweltinformationssysteme als Grundlage des Naturschutzes. In: ANL (Hrsg.): GIS in Naturschutz und Landschaftspflege. Laufener Seminarbeiträge 4/96: 53-57.

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1998a): Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. Bonn, 148 S.

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1998b): Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Nationalbericht biologische Vielfalt. Bonn, 152 S.

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007a): Entwurf und Hintergrund: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Entwurf Mai 2007. URL: http://www.bmu.de/artenschutz/downloads/doc/39381.php [Zugriff: 15.07.2007]

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2007b): Sicherung des Nationalen Naturerbes. URL: http://www.bmu.de/naturschutz/nationales_naturerbe/doc/37715.php [Zugriff: 15.07.2007]

BMV - BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN / Hrsg. (2003): Bundesverkehrswegeplan 2003: Beschluss der Bundesregierung vom 02. Juli 2003. URL: http://www.bmvbs.de/Anlage/original_15944/Bundesverkehrswege-plan-2003-Beschluss-der-Bundesregierung-vom-02.-Juli-2003.pdf [Zugriff: 25.06.2007]

BOBEK, H., SCHMITHÜSEN, J. (1949): Die Landschaft im logischen System der Geographie. Erdkunde 3: 112-120.

BOCK, M., WISSEN, M., ROSSNER, G., BLASCHKE, T., LANG, S., LANGANKE, T., KLUG, H., MANDER, U., REMM, K. VRSCAJ, B., MITCHLEY, J., XOFIS, P., GAY, M., JAQUIN, A., KOBLER, A., SELISKAR, A. KERAMITSOGLOU, I., HAFFNER, C., SIFAKIS, N., FITOKA, E., APOSTOLAKIS, A. (2004): SPIN (Spatial Indicators for Nature Conservation) Final Report. Project funded by the European Community under the FP5 EESD Programme (1998-2002). EVG1-CT-2000-00019.

BOND, W.J. (1993): Keystone species. In: SHULTZE, E.D., MOONEY, H.A. (eds.): Biodiversity and ecosystem function. Berlin: 237-253.

BONN, S., POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas: Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Wiesbaden, 404 S.

BORG, E., FICHTELMANN, B. (1998): Vergleichende Analyse von Formindizes zur Charakterisierung von Landschaftsobjekten unter ökologischen Aspekten. Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung 4: 108-119.

BÖTTCHER, M. (2007): Verbund und Entschneidung in den Niederlanden. Ein integratives Naturschutzkonzept. In: LEITSCHUH-FECHT, H., HOLM, P. (Hrsg.): Lebensräume schaffen. Artenschutz im Verkehrsnetz. Umwelt und Verkehr 5: 55-65.

BÖTTCHER, M., RECK, H. (2007): Die Erhaltung und Wiederherstellung von Lebensraumkorridoren. In: LEITSCHUH-FECHT, H., HOLM, P. (Hrsg.): Lebensräume schaffen. Artenschutz im Verkehrsnetz. Umwelt und Verkehr 5: 29-41.

BOTTIN, S. (2005): Die Einrichtung von Biotopverbundsystemen - nach den Vorgaben des internationalen, europäischen und bundesdeutschen Naturschutzrechts. Umweltrecht in Forschung und Praxis Band 22, 415 S.

BOUWMA, I.M., JONGMAN, R.H.G., BUTOVSKY, R.O. / Eds. (2002): Indicative map of the Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe. Technical background document. ECNC technical report series, ECNC-European Centre for Nature Conservation, Tilburg, The Netherlands / Budapest Hungary.

BOYCE, M.S. (1992): Population Viability Analysis. Annual Review of Ecology and Systematics, 23: 481-506.

BRAUNS, C., JEBRAM, J., NIERMANN, I. (1997): Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – am Beispiel des Landkreises Holzminden. 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, 134 S. + Anhang.

BRECHTEL, F. , HACKENBERG, N. (1989): Zur Zuverlässigkeit der Biotopkartierung als Datengrundlage für Planungen des Naturschutzes. Ergebnisse einer stichprobenartigen Überprüfung in Rheinland-Pfalz. Natur und Landschaft 64 (7/8): 309-314.

BRIEDERMANN, L., BAUER, J.J., D'OLEIRE-OLTMANNS, W. (1997): Germany. - In: SHACKLETON, D.M. (eds.): Wild Sheep and Goats and their relatives: status survey and conservation action plan for Caprinae. Gland, Switzerland and Cambridge UK (IUCN), 390 pp.

BRINKMANN, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. In: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, 18(4): 57-128.

BROCKHAUS, T., FISCHER, U. / Hrsg. (2005): Die Libellenfauna Sachsens. Rangsdorf, 427 S.

BROCKSIEPER, R. (1981): Biotopkartierung und Aufbau eines Biotopkatasters für Nordrhein-Westfalen. Mitt. der LÖLF 6 (3): 81.

BRUNS, D., MENGEL, A., WEINGARTEN, E. (2005): Beiträge der flächendeckenden Landschaftsplanung zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme. Naturschutz und Biologische Vielfalt 25.

BRUNS, D., HAUSTEIN, N., SÄCK-DA-SILVA, S., STEMMER, B. (2007): Umweltverträglicher Hochwasserschutz für die Einzugsgebiete von Fulda und Diemel. Teil 5: Landschaftsplanung. Projekt FLOODSCAPE; im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz; finanziell gefördert im Rahmen des Programms INTERREG IIIB von der Europäischen Union und dem Land Hessen, unveröffentlichter Bericht, 278 S.

BRUNZEL, S., PLACHTER, H. (1999): Bewerten mit Tagfaltern im Naturschutz. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Stuttgart: 186-213.

BRUNZEL, S., REICH, M. (1996): Zur Metapopulationsstruktur des Roten Scheckenfalters (*Melitaea didyma* Esper 1779) auf der Schwäbischen Alb. Z. Ökologie und Naturschutz 5: 243-253.

BÜCHTER, C. (2000): Anforderungen des Naturschutzes an die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 75 (6): 237-241.

BÜCHTER, C. (2002): Zum Dilemma einer querschnittsorientierten Fachplanung. Anforderungen der Naturschutzverwaltung und der Gemeinden an den Landschaftsplan. Arbeitsberichte des Fachbereiches Stadtplanung, Landschaftsplanung Heft 147, Universität Kassel.

BUDER, W. (1997): Ergebnisse des ersten Durchgangs der selektiven Biotopkartierung in Sachsen, In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, 131 S.

BUGLA, B., POSCHLOD, P. (2005): Biotopverbund für die Migration von Pflanzen - Förderung von Ausbreitungsprozessen statt "statischen" Korridoren und Trittsteinen. Das Fallbeispiel "Pflanzenarten der Sandmagerrasen" in Bamberg, Bayern. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 101-117.

BUGMANN, E., BACHMANN, P., BALLY ADLER, C., GREMMINGER, T., GUNTERN, A., REIST, S. (1989): Das Biotop-Verbund-Zerschneidungs(BVZ)-Modell zur Bestimmung des Bio-dynamischen Potenzials der Landschaft. Forschungsstelle für Wirtschaftsgeographie und Raumplanung der Hochschule St. Gallen

BUND – BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2007): Wildkatzenwegeplan Deutschland. URL: http://www.bund.net/wildkatze/ [Zugriff: 25.09.2007]

BUNZEL-DRÜKE, M., DRÜKE, J., HAUSWIRTH, L., VIERHAUS, H. (1999): Großtiere und Landschaft - Von der Praxis zur Theorie. In: GERKEN, B., GÖRNER, M. (Hrsg.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren - Geschichte, Modelle und Perspektiven. Natur- und Kulturlandschaft 3, Höxter/Jena: 210-229.

BURGHARDT, R. (2006): Korridore für großräumig wandernde Säugetierarten in Rheinland-Pfalz: Sensitivitäts- und Barriereanalyse auf Basis eines Programms zur menugesteuerten Cost-Distance-Berechnung in der GIS-Software ArcView 3.2. Diplomarbeit. Universität Kassel, Fachbereich 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung / Studiengang Landschaftsplanung, mitbetreut von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht, 34 Abb., 11 Tab., 78 S.

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., SZEKELY, S., ULLRICH, K., HENGEL U. VAN, ZELTNER, U. (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund". Natur und Landschaft 78 (9/10): 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., HENGEL U. VAN, ZELTNER, U., ZIMMERMANN, F. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund" – Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund" der Länderfachbehörden mit dem BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 2, 84 S.

BURKHARDT, R., JAEGER, U., MIRBACH, E., ROTHENBURGER, A., SCHWAAB, G. (1995): Planung Vernetzter Biotopsysteme. Design of the habitat network of Rheinland-Pfalz State (Germany). Landschap 12/3: 99-110.

BÜRO FÜR ÖKOLOGISCHE STUDIEN (2001): Schlüsselartensystem für ein Naturschutzmonitoring. URL: http://www.bfoes.de/zebene2/leistg/bsp/fue/artenkorb.htm [Zugriff: 06.02.2007]

BUTOVSKY, R. O., REIJNEN, R., OTCHAGOV, D. M., ALESHENKO, G. M., MELIK-BGDASAROV, E. (2001): Ecological networks and and nature policy in central Russia. Peat bogs in central and northern Meshera. Alterrra-rapport 226. Wageningen, Alterra, Green World Research. AARINP, All Russsian Research Institute for Nature Protection.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF FISH AND GAME AND CALIFORNIA INTERAGENCY WILDLIFE TASK GROUP (2000): Standards and Guidelines for CWHR Species Models. Technical Report No. 31. California Wildlife Habitat Relationships System, California Department of Fish and Game. Sacramento, CA.

CANTERS, K., PIEPERS, A., HENDRIKS-HEERSMA, D. / eds. (1997): Habitat fragmentation & infrastructure: proceedings of the international conference "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering", 17-21 September 1995, Maastricht - The Hague, The Netherlands; Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft: 474 p.

CDU, CSU, SPD (2005): Gemeinsam für Deutschland. Mit Mut und Menschlichkeit. Koalitionsvertrag von CDU, CSU und SPD. 11.11.2005. URL: http://www.bundesregierung.de/nsc_true/Content/DE/__Anlagen/koalitionsvertrag,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/koalitionsvertrag [Zugriff: 29.09.2007]

CHESAPEAKE AND COASTAL WATERSHED SERVICES (2001): Maryland's GreenPrint Program: Summary of Methods to Identify and Evaluate Maryland's Green Infrastructure. Draft, Spring 2001, Annapolis. URL: http://dnrweb.dnr.state.md.us/download/grantsandloans/gpevaluation.pdf [Zugriff: 01.02.2006]

CHESHIRE COUNTY COUNCIL (2006): The Life ECOnet Project. URL: http://www.cheshire.gov.uk/SREP/NHE_Econet_Lifeeco.htm [Zugriff: 06.03.2006]

CoE - COUNCIL OF EUROPE (1998): Information brochure on the Pan-European Ecological Network "Questions and answers" - series No. 1 of the Council of Europe. URL: http://www.coe.int/T/e/Cultural%5FCo%2Doperation/Environment/Nature%5Fand%5Fbiological%5Fdiversity/Ecological%5Fnetworks/PEEN/QA_4.asp#TopOfPage [Zugriff: 27.04.05]

CoE - COUNCIL OF EUROPE (2000): General Guidelines for the development of the PEEN. Nature and Environment, No. 107. Council of Europe, Strasbourg.

CoE - COUNCIL OF EUROPE (2002): Information document on the Emerald Network. URL: http://www.coe.int/t/e/cultural_co%2Doperation/environment/nature_and_biological_diversity/ecological_networks/the_emerald_network/02General_information.asp [Zugriff: 05.09.2007]

CoE - COUNCIL OF EUROPE (2007a): The European Diploma of Protected Areas. URL: http://www.coe.int/t/e/cultural%5Fco%2Doperation/environment/nature%5Fand%5Fbiological%5Fdiversity/ecological%5Fnetworks/The%5FEuropean%5FDiploma/ [Zugriff: 28.08.2007]

CoE- COUNCIL OF EUROPE (2007b): Development of the Emerald Sites Network in South-East Europe under the CARDS programme. Final Report. T-PVS/Emerald (2007) 01, URL: http://www.coe.int/t/e/cultural_co%2Doperation/environment/nature_and_biological_diversity/ecological_networks/agenda/tpvsEm012007_EN.pdf [Zugriff: 05.09.2007]

CoE - COUNCIL OF EUROPE / UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM (2000): Report, 4th Meeting, Riga, Latvia, 20-23 March 2000, Council for the Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. STR-CO (2000) 12, URL: http://www.coe.int/t/e/cultural_co-operation/environment/nature_and_biological_diversity/ biodiversity/Riga_report.pdf [Zugriff: 06.09.2007]

CoE - COUNCIL OF EUROPE / UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM (2003): Information document on the Pan-European Ecological Network. STRA-REP (2003) 02, URL: http://www.coe.int/t/e/cultural_co%2Doperation/environment/nature_and_biological_diversity/ecological_networks/agenda/rep02e_03.pdf?L=E [Zugriff: 06.09.2007]

CoE - COUNCIL OF EUROPE / UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAM (2006): Draft report on the assessment of the setting up of the Pan-European Ecological Network. I. Technical Report. STRA-REP (2006) rev, URL: http://www.coe.int/t/e/cultural_co%2Doperation/environment/ nature_and_biological_diversity/ecological_networks/agenda/strarep_2006_02rev_en.pdf [Zugriff: 06.09.2007]

COM - COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2001): Biodiversity Action Plan for the conservation of natural resources. Communication from the commission to the council and the European parliament. COM 2001 0162 (02) URL: http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/pdf/2001/ act0162en02/2.pdf [Zugriff: 28.08.2007]

COM - COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (2006): Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond. Sustaining ecosystem services for human well-being. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. COM(2006) 216 final + Annexes, URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/current_biodiversity_policy/biodiversity_com_ 2006/index_en.htm [Zugriff: 28.08.2007]

CONNELL, J.H. (1978): Diversity in tropical rain forest and coral reefs. Science 199: 1302-1310.

CONRADI, M. (2000): Schritte auf dem Weg zu einer ökologisch differenzierten, artzentrierten GIS-Analyse. In: STROBL, J. & BLASCHKE, T. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII, Beiträge zum AGIT-Symposium 2000, Heidelberg: 72-81.

COST (EUROPEAN CO-OPERATION IN THE FIELD OF SCIENTIFIC AND TECHNICAL RESEARCH) OFFICE (2006): COST 350. Integrated Assessment of Environmental Impact of Traffic and Transport Infrastructure – A Strategic Approach. Part C, Chapter 4, Working Group 3: Environmental Indicators. URL: http://www.svpt.de/index.html [Zugriff: 04.09.2007]

CRAMER, P.C., PORTIER, K.M. (2001): Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. Ecological Modelling 140 (1-2): 51-80.

CROOKS, K.R. (2002): Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology 16: 488-502.

CZERANKA, M. (1996): Spatial Decision Support Systems in Naturschutz und Landschaftspflege? Umsetzungsaspekte für die raumbezogene Planung. In: ANL (Hrsg.): GIS in Naturschutz und Landschaftspflege. Laufener Seminarbeiträge 4/96: 21-27.

CZYBULKA, D. (2004): Rechtliche Grundlagen für das ökologische Netzwerk (Biotopverbundsysteme). Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 47. Jahrgang, Heft 1: 3-17.

DDA - DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN e.V. (2007): ADEBAR - Atlas deutscher Brutvogelarten. URL: http://www.dda-web.de/index.php?cat=ADEBAR&id=3&subid=1&ssc=0&lang=de [Zugriff: 06.02.2007]

DEGGAU, M. (1997): Bodenbedeckungsdaten für Europa - CORINE Land Cover. In: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V., Abteilung Unternehmerorganisation und -information, Mitteilung 97-05, Tagungsband: 14. Nutzerseminar des Deutschen Fernerkundungszentrums des DLR; Köln: 35-42.

DER NIEDERSÄCHSISCHE MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN / Hrsg. (1989): Niedersächsisches Landschaftsprogramm. Hannover, 133 S.

DER SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND VERKEHR - OBERSTE NATURSCHUTZBEHÖRDE BREMEN / Hrsg. (2005): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Bremen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 22a BremNatSchG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand April 2005, Bearbeitung: Andreas Nagler auf der Grundlage des Kartierschlüssels für Biotoptypen in Niedersachsen (v. Drachenfels 2004).

DER SENATOR FÜR UMWELT, BAU, VERKEHR UND EUROPA BREMEN (2007): Landschaftsprogramm Bremen. URL: http://www.umwelt.bremen.de/de/detail.php?gsid=bremen02.c.4012.de [Zugriff: 27.05.2007]

DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart (Hohenheim): 580 S.

DEUTSCHER BUNDESTAG (1995): Bericht der Bundesregierung zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt in der Bundesrepublik Deutschland. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Drucksache 13/2707 vom 19.10.1995, URL: http://www.biodiv-chm.de/Documents/Bericht_DE_Umsetzung_CBD_1995 [Zugriff: 10.07.07]

DEUTSCHER BUNDESTAG (2007): Regierung will Zerschneidung der Landschaft auf das Mindestmaß begrenzen. Heute im Bundestag (hib)-Meldung 198/2007, URL: http://www.bundestag.de/aktuell/hib/2007/2007_198/04.html bzw. ausführlich http://dip.bundestag.de/btd/16/060/1606049.pdf [Zugriff: 20.07.2007]

DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG (2004): Rotwildverbreitung in Deutschland. Text und Karten. Autoren: WOTSCHIKOWSKY, U. & KERN, M. (Vauna e.V.), URL: http://www.rothirsch.org/service/downloads/rotwildverbreitungskarte.php [Zugriff 19.06.2007]

DEVILLERS, P. DEVILLERS-TERSCHUREN, J., LEDANT, J.P. (1991): CORINE biotope manual. Habitats of the European Community. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation. Vol. 1: Methodology, Vol. 2: Data specifications - Part 1, Vol. 3: Data specifications - Part 2., Published by the Commission of the European Communities, Directorate-General - Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.

DEVILLERS, P., DEVILLERS-TERSCHUREN, J. (1996). A classification of Palaearctic habitats. Council of Europe, Strasbourg: Nature and environment, No 78.

DI GIULIO, M., TOBIAS, S., HOLDEREGGER, R. (2007): Landschaftszerschneidung in Ballungsräumen. Was wissen wir über die Wirkungen auf Natur und Mensch? Eidg. Forschungsanstalt WSL, Merkblatt für die Praxis 42, 8 S.

DIAMOND, J. M. (1978): Critical areas for maintaining viable populations of species. In: HOLDGATE, M.W., WOODMAN, M.J. (eds.): The breakdown and restoration of ecosystems. New York: 27-37.

DJV, NABU, WWF – DEUTSCHER JAGDSCHUTZ-VERBAND, NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND, UMWELTSTIFTUNG WORLD WIDE FUND FOR NATURE DEUTSCHLAND (2002): Gemeinsames Positionspapier von Deutscher Jagdschutz-Verband e.V. (DJV), Naturschutzbund (NABU) e.V. und WWF-Deutschland zu "Biotopverbund durch Wildtierkorridore". URL: http://www.nabu.de/jagd/positionspapier-wildtierkorridore.pdf [Zugriff: 18.08.2007]

DRL - DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1983): Ein "Integriertes Schutzgebietssystem" zur Sicherung von Natur und Landschaft - entwickelt am Beispiel des Landes Niedersachsen. Schriftenreihe des DRL Heft 41, 123 S.

DOERPINGHAUS, A. (2003): Der "Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt". NNA-Berichte 16 (2): 71-74.

DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M. PETERMANN, J., SCHRÖDER, E. (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Naturschutz und Biologische Vielfalt 20, 454 S.

DORDA, D. (1991): Welche flächenwirksamen Aussagen der Veränderung erlaubt die Fortschreibung der Biotopkartierung? - Ein inhaltlicher und methodischer Beitrag zur Fortführung der Biotopkartierung im Saarland. Natur und Landschaft 66 (4): 212-214.

DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. / Hrsg. (2004): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Bericht 9/2004, URL: http://www.ufz.de/data/ufz-bericht-09-041375.pdf [Zugriff: 30.01.2007]

DRACHENFELS, O. V. (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand März 2004. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft A 4, Hildesheim, 240 S.

DRESSLER, H. VON, HOPPENSTEDT, A., MÜLLER, B., MURKEN, K., JANSSEN, G., ERBGUTH, W. (2000): Weiterentwicklung der Landschaftsrahmenplanung und ihre Integration in die Regionalplanung. Schriftenreihe für Angewandte Landschaftsökologie 29, 313 S.

DUELLI, P. (1992): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. Verh. Ges. Ökol. 21: 379-384.

DUELLI, P. (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. Agriculture, Ecosystems and Environment 62: 81-91.

DUNNING, J.B., JR., STEWART, D.J., DANIELSON, B.J., NOON, B.R., ROOT, T.L., LAMBERSON, R.H. & STEVENS, E.E. (1995): Spatially Explicit Population Models: Current Forms and Future Uses. Ecological Applications, 5: 3-11.

ECNC - EUROPEAN CENTRE FOR NATURE CONSERVATION / CoE - COUNCIL OF EUROPE (2003): Pan-European Ecological Network. Fact sheet II – History of PEEN. Important dates that contributed to, had an impact on, and led to the establishment of PEEN. Mai 2003, Kiew, URL: http://www.eeconet.org/eeconet/peen/factsheet2.pdf [Zugriff: 27.04.05]

ECNC - EUROPEAN CENTRE FOR NATURE CONSERVATION / CoE - COUNCIL OF EUROPE (2007): Pan-European Ecological Network. Fact sheet IV. – Development of ecological networks. National and regional ecological networks in Europe. January 2007, Tilburg, URL: http://www.seenet.info/documents/Promotional/Fact%20sheet%20IV%20_Development%20of%20ecological%20networks.pdf [Zugriff: 06.09.2007]

EDER, R. (1989): Die Fortführung der Biotopkartierung in Bayern. Natur und Landschaft 64 (3): 105-110.

EEA - European Environment Agency (1997): Technical and Methodological Guide for Updating CORINE Land Cover DataBase. prepared by Vanda Perdigão and Alessandro Annoni, URL: http://image2000.jrc.it/reports/corine-updating.PDF [Zugriff: 24.01.2007]

EEA - European Environment Agency (2000): CORINE Land Cover Technical Guide – Addendum 2000. Technical report No 40, prepared by: M. Bossard, J. Feranec and J. Otahel. URL: http://reports.eea.europa.eu/tech40add/en/tech40add.pdf [Zugriff: 24.01.2007]

EFTAS – FERNERKUNDUNG TECHNOLOGIETRANSFER GMBH (2006): DeCOVER. Hauptphase. Ergebnisse Nutzeranforderungsanalyse. Stand 20.09.2006, URL: http://www.de-cover.de/Nutzer/Sonstiges/DeCOVER_Nutzeranforderungen_EFTAS_F_0610_V02.pdf [Zugriff: 30.01.2007]

EFTAS – FERNERKUNDUNG TECHNOLOGIETRANSFER GMBH (2007): DeCOVER - Entwicklung eines Verfahrens zur Aktualisierung von Landbedeckungsdaten für öffentliche Aufgaben. URL: http://www.de-cover.de/ [Zugriff: 30.01.2007]

EIKHORST, R. (1992): Relevanz typischer Tiergruppen der faunistischen Kartierung und ihre Synthese für eine Biotopbewertung. In: EIKHORST, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. Duisburg: 23-37.

EINIG, K., GÖSSEL, J., SIEDENTOP, S. (1997): Nutzen von CORINE-Daten zur Verfolgung des Verstädterungsprozesses in ostdeutschen Ballungsräumen. Geo-Informationsysteme 1: 16-21.

EIONET - European Information and Observation Network (2006): CLC 2000. European Topic Centre on Land Use and Spatial Information. URL: http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000 [Zugriff: 23.01.2007]

ELKIE, P.C., REMPEL, R.S., CARR, A.P. (1999): Patch Analyst User's Manual - A tool for quantifying landscape structure. Ont. Min.Natur. Resour. Northwest Sci. & Technol. Thunder Bay, Ont. TM–002. 16 pp + Append. URL: http://sof.eomf.on.ca/Biological_Diversity/Ecosystem/Fragmentation/Indicators/Shape/Documents/patch_analyst_users_manual.pdf [Zugriff 15.03.2006]

ELLWANGER, G., BIEWALD, G., PETERSON, B. (2004): Datengrundlagen für die Verbreitungskarten der Anhang-II-Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Bearb.) (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 69/2: 643-673.

ELLWANGER, G., SCHRÖDER, E. / Bearb. (2006): Management von Natura 2000-Gebieten. Erfahrungen aus Deutschland und ausgewählten anderen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union. Naturschutz und Biologische Vielfalt 26, 302 S.

ERZ, W. (1978): Probleme der Integration des Naturschutzgesetzes in Landnutzungsprogramme. TUB, Zeitschrift der Technischen Universität Berlin 10 (2): 11-19.

ERZ, W. (1994): Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. In: USHER M. B., ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz, Heidelberg: 131-166.

ESSWEIN, H., JAEGER, J., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2004): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg, Bayern und Hessen – Ein Ländervergleich. In: Geografische Informationssysteme im Naturschutz und in der Planung. Tagungsdokumentation hrsg. v. d. Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg beim Ministerium für Umwelt und Verkehr: 49-70.

EUROPÄISCHE KOMMISSION, GENERALDIREKTION UMWELT (2001): Prüfung der Verträglichkeit von Plänen und Projekten mit erheblichen Auswirkungen auf Natura-2000-Gebiete. Methodik-Leitlinien zur Erfüllung der Vorgaben des Artikels 6 Absätze 3 und 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG. URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/eu_nature_legislation/specific_articles/art6/pdf/nature_2000_assess_de.pdf [Zugriff 03.09.2007]

EUROPEAN COMMISSION, DG ENVIRONMENT (2003): Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 25, April 2003, Brüssel, 127 S., URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/eu_enlargement/2004/pdf/habitats_im_en.pdf [Zugriff 03.09.2007]

FAHRIG, L. (1997): Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. Journal of Wildlife Management 61: 603-610.

FAHRIG, L., MERRIAM, H. G. (1985): Habitat patch connectivity and population survival. Ecology 66: 1762-1768.

FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P., SCHRÖDER, E. (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42, 725 S. + Anhang und Tabellenband.

FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, D., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. & VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. Natur und Landschaft 67 (7/8): 329-340.

FINCK, P., HÄRDTLE, W., REDECKER, B., RIECKEN, U. / Bearb. (2004): Weidelandschaften und Wildnisgebiete - Vom Experiment zur Praxis. Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 78, 540 S.

FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E., FORST, R., WOITHE, G. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (50/1), 265 S.

FINCK, P., RIECKEN, U. (2001): Nationaler Biotopverbund aus Bundessicht. In: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (Hrsg.): Naturschutz und Landschaftspflege. Materialien 5/2001. Planung vernetzter Biotopsysteme - Umsetzung und Konsequenzen. Tagungsband zur Veranstaltung des LfUG am 08.05.2001 in Mainz-Hechtsheim: 4-12.

FINCK, P., RIECKEN, U., ULLRICH, K. (2005): Europäische Dimension des Biotopverbunds in Deutschland. Natur und Landschaft 80 (8): 364-369.

FINK, H. G., NOWAK, E. (1983): Artenerhebungen in der Bundesrepublik Deutschland. Zusammenfasende Betrachtungen. Natur und Landschaft 58 (6): 248-251.

FINKE, L. (1996): Landschaftsökologie. 3. Aufl., Braunschweig, 232 S.

FISCHER, S.F., POSCHLOD, P., BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schafdriften. 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 by sheep in calcareous grasslands. J. Appl. Ecol. 33: 1206-1222.

FISCHER-STABEL, P. / Hrsg. (2005): Umweltinformationssysteme. 290 S.

FLADE, M. (1991): Norddeutsche Brutvogelgemeinschaften: Leitarten, Strukturwerte, Gefährdungssituation. Natur und Landschaft 66: 340-344.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching, 879 S.

FORMAN, R.T.T. (1990). The beginnings of landscape ecology in America. In: Changing Landscapes: an Ecological Perspective, ed. I. S. Zonneveld and R. T. T. Forman. New York: 35-41.

FORMAN, R.T.T. (1995): Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 632 S.

FORMAN, R.T.T., FRIEDMAN, D.S., FITZHENRY, J.D., MARTIN, J.D., CHEN, A.S., ALEXANDER, L.E. (1997): Ecological effects of roads: toward three summary indices and an overview for North America. In: CANTERS, K., PIEPERS, A., HENDRIKS-HEERSMA, D. (eds.): Habitat fragmentation & infrastructure: proceedings of the international conference "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering", 17-21 September 1995, Maastricht - The Hague, The Netherlands; Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Division, Delft: 40-54.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. (1986): Landscape Ecology. New York, 619 pp.

FRANK, K., DRECHSLER, M., WISSEL, C. (1994): Überleben in fragmentierten Lebensräumen - Stochastische Modelle zu Metapopulationen. Zeitschrift Ökologie und Naturschutz 3: 167-178.

FRANK, K., LOREK, H., KÖSTER, F., SONNENSCHEIN, M., WISSEL, C., GRIMM, V. (2003): META-X®. Software for Metapopulation Viability Analysis. UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle (Hrsg.), Heidelberg.

FRANK, K., WISSEL, C. (1998) Spatial aspects of metapopulation survival: from model results to rules of thumb for landscape management. Landscape Ecology 13: 363-379.

FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, STADTENTWICKLUNGSBEHÖRDE, AMT FÜR LANDSCHAFTSPLANUNG (1997a): Landschaftsprogramm einschließlich Artenschutzprogramm.

FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, UMWELTBEHÖRDE, NATURSCHUTZAMT (1997b): Artenschutzprogramm als Teil des Landschaftsprogramms.

FRICK, A. (2006): Beiträge höchstauflösender Satellitenfernerkundung zum FFH-Monitoring - Entwicklung eines wissensbasierten Klassifikationsverfahrens und Anwendung in Brandenburg. TU Berlin. Elektronische Dissertation. URL: http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2007/1413/ [Zugriff: 31.01.2007]

FRICK, A., WEYER, G., KENNEWEG, H., KLEINSCHMIT, B. (2005): A Knowledge-based approach to vegetation Monitoring with Quickbird imagery. ISPRS Workshop 2005 - High- Resolution Earth Imaging for Geospatial Information, May 17-20, 2005 , Hannover, URL: http://www.ipi.uni-hannover.de/html/publikationen/2005/workshop/076-frick.pdf [Zugriff: 30.01.2007]

FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J. (2007a): Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, FKZ 804 85005, unveröffentlichter Endbericht, 273 S. (Veröffentlichung in Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 2008 vorgesehen)

FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J., FINCK, P., RIECKEN, U. (2007b): National bedeutsame Flächen für den Biotopverbund. Natur und Landschaft 82 (8): 345-352.

GÄHLER, M. (2006): Biotoptypenerfassung auf Basis digitaler höchst auflösender Fernerkundungsdaten E-Dissertation. Universität Osnabrück, Fachbereich Mathematik/Informatik, Institut für Geoinformatik und Fernerkundung. URL: http://elib.ub.uni-osnabrueck.de/publications/diss/E-Diss628_thesis.pdf [Zugriff: 01.02.2007]

GÄHLER, M., JANOWSKY, R., SCHRÖDER, U. (2002): Automatisierte Biotoptypenklassifizierung auf Basis höchstauflösender Flugzeugscannerdaten. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): GIS und Fernerkundung: Neue Sensoren – Innovative Methoden. Heidelberg: 233-240.

GAWLAK, C. (2001): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. Natur und Landschaft 76 (11): 481-484.

GEDEON, K., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C. (2004a): Atlas Deutscher Brutvogelarten - Dessauer Tagung gab Startschuss für 2005. Vogelwelt 125: 123-135.

GEDEON, K., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C. / Hrsg. (2004b): Brutvögel in Deutschland. Hohenstein-Ernstthal. URL: http://www.dda-web.de/downloads/texts/adebar/adebar1_komplett.pdf [Zugriff: 06.02.2007]

GEDEON, K., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C. / Hrsg. (2006): Brutvögel in Deutschland. Erster Bericht. Hohenstein-Ernstthal. URL: http://www.dda-web.de/downloads/texts/adebar/bericht_1/adebar2_komplett.pdf [Zugriff: 06.02.2007]

GEHRT, E. (2006): Qualität und Arbeitsstand der BK50 in Deutschland. Stand März 2006, unveröffentlichte tabellarische Auswertung.

GEIßLER, S., SETTELE, J. (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von Maculinea nausithous, Bergsträsser 1779 (Lepidoptera, Lycaenidae). Verhandlungen Westdeutscher Entomologentag 1989: 187-193.

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: 293-299.

GELLERMANN, M. (2001): Natura 2000. Europäisches Habitatschutzrecht und seine Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland. 2. neubearbeitete u. erweiterte Auflage, Berlin, Schriftenreihe Natur u. Recht 4, 293 S.

GELLERMANN, M. (2003): Artenschutz in der Fachplanung und der kommunalen Bauleitplanung. Natur und Recht 7/2003: 385-394.

GEORGII, B. (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischem Begleitplan - vom Blick über den Straßenrand hinaus. In: HUTTER, C.-P., JAUCH, E., LINK, F.-G. (Hrsg.): Ein Brückenschlag für Wildtiere: Querungshilfen über Verkehrswege: Auswege für wandernde Tierarten. Dokumentation des 6. baden-württ. Biotopschutzkongresses in Zusammenarbeit mit dem Landesjagdverband Baden-Württemberg e. V. am 21. März 2001 in Überlingen / Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltschutzakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 30: 61-73.

GERKEN, B., GÖRNER, M. / Hrsg. (1998): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren - Geschichte, Modelle und Perspektiven. Natur- und Kulturlandschaft 3, Höxter/Jena, 435 S.

GERKEN, B., GÖRNER, M. / Hrsg. (2001): Neue Modelle zu Maßnahmen bei der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern - Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung. Natur- und Kulturlandschaft 4, Höxter/ Jena.

GERKEN, B., MEYER, C. / Hrsg. (1996): Wo lebten Tiere und Pflanzen in der Naturlandschaft und frühen Kulturlandschaft Europas? Natur- und Kulturlandschaft 1, Höxter, 205 S.

GITAY, H., SUÁREZ, A., WATSON, R.T., DOKKEN, D.J. / Eds. (2002): Climate Change and Biodiversity. Genf, IPCC. IPCC Technical Paper 5.

GLITZNER, I., BEYERLEIN, P., BRUGGER, C., EGERMANN, F., PAILL, W., SCHLÖGEL, B., TATARUCH, F. (1999): Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt. Endbericht. Erstellt im Auftrag des Magistrates der Stadt Wien, Abteilung 22 - Umweltschutz. "G5" - Game-Management, Graz. 176 S + 59 S Anhang. URL: http://www.lfa-saeugetiere.de/download/glitzner_1999.pdf [Zugriff: 05.09.2007]

GLOWKA, L. BURHENNE-GUILMIN, F.B., SYNGE, H. (1994): A Guide to the Convention on Biological Diversity. IUCN Environmental Policy and Law Paper No. 30, IUCN Gland and Cambridge, 161pp.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, URS N. / Hrsg. (1969 ff. / 1985 ff.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. bearb. u.a. von Kurt M. Bauer und Urs N. Glutz von Blotzheim. 17 Bde in 23 Tln., Frankfurt/M. (1.Aufl.), Wiesbaden (2.Aufl.)

GRILLMAYER, R., SUPPAN, F., WÖSS, M., SCHACHT, H., HOFFMANN, C. (2002): Fuzzy Logic basiertes Durchlässigkeitsmodell zur Analyse der Habitatvernetzung von Rotwild. In: STROBL, J., BLASCHKE, TH., GRIESEBNER, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XVI: Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002, Heidelberg: 139-147.

GROSSER, J. (1990): Faunistische und tierökologische Untersuchungen als Kriterien planungs- und schutzorientierter Fragestellungen. Tagungsbericht VDBiol SH: 13-23.

GÜNTHER, R. / Hrsg. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena, 825 S.

GUSTAFSON, E. (1998): Quantifiying landscape spatial pattern: What is the State of the Art? Ecosystems 1: 143-156.

GUSTAFSON, E.J., PARKER, G.R. (1994): Using an index of habitat patch proximity for landscape design Landscape and Urban Planning 29 (1994) 117-130.

GUTHRIE, R.D. (1984): Mosaics, Allelochemics and Nutrients: An Ecological Theory of Late Pleistocene Megafaunal Extinctions. In: MARTIN, P.S. & R.G. KLEIN (eds.): Quaternary Extinctions. The University of Arizona Press, Tucson: 259-298.

HAAREN, C. V., HOPPENSTEDT, A., SCHOLLES, F., WERK, K., RUNGE, K., WINKELBRANDT, A. (2000): Landschaftsplanung und strategische Umweltprüfung. UVP-report 14 (1): 44-47.

HAAREN, C. V., SCHOLLES, F., OTT, S., MYRZIK, A., WULFERT, K. (2004): Strategische Umweltprüfung und Landschaftsplanung. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben 802 82 130 des Bundesamts für Naturschutz. URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/fe_sup_endbericht.pdf [Zugriff: 17.07.2007]

HABER, W. (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Innere Kolonisation 24: 294-298.

HABER, W. (1998): Das Konzept der differenzierten Landnutzung – Grundlage für Naturschutz und nachhaltige Naturnutzung. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland. Bonn: 57-64.

HABER, W. (2002): Nachhaltige Entwicklung und Konvention der biologischen Vielfalt. Einführungsvortrag zum 26. Deutscher Naturschutztag „Biologische Vielfalt - Leben in und mit der Natur“ vom 17. bis 22. Juni 2002 in Hannover, URL: http://www.bbn-online.de/uploads/media/Einfuehrungsvortrag.pdf [Zugriff: 09.08.2007]

HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D., BÖHME, W. (2006): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft - Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn - Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben "Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft". Naturschutz und Biologische Vielfalt 30, 420 S.

HAINES-YOUNG, R. (1999): Landscape pattern: context and process. In: WIENS, J.A., MOSS, M.R. (Hrsg.): Issues in landscape ecology, 33-37. 5. IALE-Weltkongress, Snowmass, USA.

HAINES-YOUNG, R., CHOPPING, M. (1996): Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. Progress in Physical Geography 20: 418-445.

HAMMER, D. (1991): Die Biotopkartierung in der Bundesrepublik Deutschland und Möglichkeiten zur Sicherung dieser Flächen. Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (59): 947-952.

HÄNEL, K. (2006): Der Stand landesweiter Biotopverbundplanungen in Deutschland - ein aktueller Überblick. In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Ökologisches Verbundsystem in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2006: 5-15.

HÄNEL, K., JEßBERGER, J., RECK, H., BÖTTCHER, M. (2007): Landschaftszerschneidung und Biologische Vielfalt – Ergebnisse aus dem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der UZVR zur qualitativen Bewertung, Steuerung und Kompensation von Flächeninanspruchnahmen“. Beiträge zur Tagung der Gesellschaft für Ökologie 2007, Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt, in Vorbereitung.

HANSKI, I. (1991): Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. Biological Journal of the Linnean Society 42: 17-38.

HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. Journal of Animal Ecology, 63: 151-162.

HANSKI, I. (1999): Metapopulation Ecology. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, New York, 313 pp.

HANSKI, I., GAGGIOTTI, O. E. (2004): Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations. Elsevier, Burlington, MA, USA

HANSKI, I., KUUSAARI, M., NIEMINEN, M. (1994): Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. Ecology 75: 747-762.

HANSKI, I., SIMBERLOFF, D. (1997): The Metapopulation Approach, Its History, Conceptual Domain, and Application to Conversation. In: Metapopulation Biology (Hrsg.): HANSKI, I. & M. E. GILPIN. Academic Press, San Diego: 27-42.

HANSKI, I.; GILPIN, M. (1997): Metapopulation Biology, Ecology, genetics and Evolution. Academic Press, San Diego; U.S.A., 512 pp.

HARGIS, C., BISONETTE, J., DAVID, L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. Landscape ecology 13: 167-186.

HAUKE, U., SSYMANK, A. (2000): Biotopkomplextypen als eine mögliche Bewertungsgrundlage für große Räume am Beispiel der Vorrangflächen Ostbrandenburgs. In: SSYMANK, A. (Bearb.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspfl. u. Naturschutz 63: 241-294.

HÄUSLER, T., DEES, M., FOCKELMANN, R., PRYJOMKO, R., STRUNZ, G. (2004): Land Use, Land Use Change and Forestry Information for Kyoto Protocol Reporting and Sustainable Forest Management. In: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications, 20-21 January 2004, Berlin, UBA Texte 04/04, pp. 184-195. URL: http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/ws-clc2000_haeusler_et-al.pdf [Zugriff: 24.01.2007]

HAUSTEIN, N. (2006): Einsatz Geographischer Informationssysteme für die Strategische Umweltprüfung für Hochwasserschutzpläne nach § 31d WHG. Tagungsband CORP 2006, URL: http://www.corp.at/corp_relaunch/papers_txt_suche/CORP2006_HAUSTEIN.pdf [Zugriff 12.09.2007]

HECK, A. (2005): Rechtsprobleme bei der Beweidung von Wald im Rahmen von halboffenen Weidelandschaften und Wildnisgebieten. Lösungsvorschlag durch Weiterentwicklung und Integration von Naturwaldreservaten in das deutsche Bundeswaldgesetz. Natur und Landschaft 80 (11): 472-477.

HEIDENREICH, A. (2000): Modellierung räumlich strukturierter Insektenpopulation. Ein vereinfachter Ansatz im Rahmen der standardisierten Populationsprognose. Dissertation, Neu-Isenburg, 208 S.

HEINK, U., KOWARIK, I. (2004): Vorstudie zur Umsetzung der aktuellen Anforderungen gem. § 3 BNatSchG an einen Biotopverbund im Land Berlin - Konzept zur Auswahl relevanter Zielarten für den Biotopverbund. TU Berlin, Institut für Ökologie, Fachgebiet Ökosystemkunde/ Pflanzenökologie, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 137 S., URL: http://veit-hennig.de/Uni/Naturschutz/Download/VorstudieTUBiotopverbund%20Dez2004Endbericht.pdf [Zugriff: 23.06.2006]

HELLENBROICH, T. (2004): Rechtliche Aspekte der Umsetzung des Biotopverbunds. Natur und Landschaft 79: 296-302.

HENDLER, R. (2003): Der Geltungsbereich der EG-Richtlinie zur strategischen Umweltprüfung. Natur und Recht 25 (1): 2-11.

HENGEVELD, R., HEMERIK, L. (2002): Biogeography and dispersal. In: BULLOCK, J., KENWARD, R., HAILS, R. (eds): Dispersal ecology. Malden: 303-324.

HENLE, K., AMLER, K., BAHL, A., FINKE, E., FRANK, K., SETTELE, J., WISSEL, C. (1999): Faustregeln als Entscheidungshilfen für Planung und Naturschutz. In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P., SETTELE; J. (Hrsg.): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. Stuttgart (Hohenheim): 267-290

HERBERT, M., WILKE, T. (2003): Stand und Perspektiven der Landschaftsplanung in Deutschland. V. Landschaftsplanung vor neuen Herausforderungen. Natur und Landschaft 78 (2): 64-71.

HERRMANN, M. (2004/2006): Darstellungen zu den Vorkommen bzw. Nachweisen von Wildkatze und Wolf in Deutschland. unveröffentlicht.

HERRMANN, M., ENSSLE, J., SÜSSER, M., KRÜGER, J.-A. (2007): Der NABU-Bundeswildwegeplan. Ausgabe 2007. 32 S. + CD.

HERTZOG, B., HINTEMANN, G., STAGNETH, G., VOIGT, I. (2007): GIS-gestützte Biotopverbundmodellierung. Geoinformationssysteme als modernes Instrument zur Unterstützung komplexer Planungsaufgaben. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (6): 171-178.

HERZOG, S., GEHLE, T. (2004): Genetische Veränderungen beim Rotwild (Cervus elaphus) durch den Einfluss des Menschen? In: V. MÜNCHHAUSEN, H., BECKER, M., HERZOG, S., WOTSCHIKOWSKI, U. (Hrsg.): Ein Leitbild für den Umgang mit dem Rothirsch in Deutschland. Tagungsband zum 2. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung, Hamburg: 207-216.

HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, WOHNEN, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ / Hrsg. (1995): Hessische Biotopkartierung (HB). Kartieranleitung. 3. Fassung, Stand März 1995, Wiesbaden,197 S.

HESSISCHES MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, VERKEHR UND LANDESENTWICKLUNG / Hrsg. (2000): Landesentwicklungsplan Hessen 2000. Wiesbaden, 52 S., Anhang, 1 Karte.

HEYDEMANN, B. (1979): Naturschutz in Schleswig-Holstein. Bestandsaufnahme und Forderungen für die Zukunft. In: LANDESNATURSCHUTZVERBAND SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Grüne Mappe: 5-15.

HEYDEMANN, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. Jb. Naturschutz u. Landschaftspflege Bd. 30: 15-87.

HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. Jahrbuch für Naturschutz und Landespflege 31: 21-51.

HEYDEMANN, B. (1983): Vorschlag für ein Biotopschutzzonen-Konzept am Beispiel Schleswig-Holsteins - Ausweisung von schutzwürdigen Ökosystemen und Fragen ihrer Vernetzung. rnetzung. Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflege 41: 95-104.

HEYDEMANN, B. (1986a): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. Grüne Mappe 1986, Landesnaturschutzverband Schleswig-Holstein: 11-22.

HEYDEMANN, B. (1986b): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten- und Biotopschutz. Laufener Seminarbeiträge 10: 9-18.

HEYDEMANN, B. (1987): Über die Notwendigkeit von Biotop-Verbundsystemen. Schriftenreihe Angewandter Naturschutz 1, Naturlandstiftung Hessen: 58-77.

HILKER, F.M. (2001): Über den Vergleich von Modellarchitekturen in der Populationsgefährdungsanalyse. Im Rahmen des Forschungsprojektes MOSAIK an der Ökologischen Station der Universität Würzburg. Projektkolloqium Angewandte Systemwissenschaft. Universität Osnabrück. URL: http://www.usf.uos.de/archive/~fhilker/projekt/ [Zugriff: 15.05.2007]

HOLSTEN, B. (2003): Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, URL: http://e-diss.uni-kiel.de/diss_921/d921.pdf [Zugriff: 03.07.2007]

HOLZGANG, O., SIEBER, U., HEYNEN, D., VON LERBER, F., KELLER, V., PFISTER, H.P. (2000): Wildtiere und Verkehr – eine kommentierte Bibliographie. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 72 S. URL: http://infonet.vogelwarte.ch/upload/98654855.pdf [Zugriff 23.07.2005]

HOLZGANG, O., PFISTER, H.P., HEYNEN, D., BLANT, M., RIGHETTI, A., BERTHOUD, G., MARCHESI, P., MADDALENA, T., MÜRI, H., WENDELSPIESS, M., DÄNDLIKER, G., MOLLET, P., BORNHAUSER-SIEBER, U. (2001): Korridore für Wildtiere in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 326, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie (SGW) & Schweizerische Vogelwarte Sempach, Bern, 118 S.

HONDONG, H. (2002): Inventuren als Informationsinstrumente der Naturschutzplanung. Methodische Ansätze zur Erfassung von Landschaftsqualitäten für den Arten- und Biotopschutz in der Bundesrepublik Deutschland mit einer Fallstudie am Beispiel von drei Gemarkungen der Schwarzwald-Tieflagen. Elektronische Dissertationen der Georg-August-Universität Göttingen. URL: http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2003/hondong/hondong.pdf [Zugriff: 13.11.2006]

HOOGE, P. N. (2003): Animal Movement Analysis Arcview Extension. Version 2.0 / Spatial Analyst required, Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA. http://www.absc.usgs.gov/glba/gistools/ [Zugriff: 11.04.2006]

HOOGE, P. N., EICHENLAUB, B. (1997): Animal movement extension to arcview. ver. 1.1. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

HOOTSMANS, M., KAMPF, H. / Eds. (2004): Ecological networks: Experiences in the Netherlands. A joint responsibility for connectivity. Working paper of Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Reference Centre (Expertisecentrum-LNV)

HOPPE, H., KLÖPPEL, P., SPERBER, H. (1981): Die Biotop-Kartierung in Rheinland-Pfalz. Landschaft und Stadt 13 (1): 19-26.

HOPPENSTEDT, A. (1999): Die Umweltrisikoeinschätzung (URE) von Straßenbauprojekten im BVWP (1992). In: BUCHWALD, K.; ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Verkehr und Umwelt. Umweltbeiträge zur Verkehrsplanung. Umweltschutz - Grundlagen und Praxis 16/II, Bonn: 179-191.

HORLITZ, T., MÖRSCHEL, F. (2003): Ein Versuch zur Identifikation der für den Erhalt der biologischen Vielfalt wichtigsten Naturräume in Deutschland. Methoden und Resultate auf der Basis naturräumlicher Haupteinheiten. Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (10): 302-310.

HORNFECK, C. (2000): Landschaftsplanungsrelevante Einsatzmöglichkeiten der Flugzeug- und Satellitenfernerkundung. Internet-Veröffentlichung in: Landschaftsplanung.NET, Ausgabe 04/2000, http://www.lapla-net.de/texte/04_00/hornfeck/hornfeck.pdf [Zugriff: 24.01.05]

HOVESTADT, T., ROESER, J., MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen - als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Berichte aus der ökologischen Forschung 1, 277 S.

HUK, T. (1997): Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 207-212.

HUNGER, H., BUCHWALD, R. (2003): Naturschutzorientierte Untersuchungen zur Bestandssituation dreier europaweit geschützter Libellenarten auf Metapopulationsniveau unter Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS). Abschlussbericht. Hochschule Vechta. Institute für Naturschutz und Umweltbildung. URL: http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/fofaweb/print/bwc20001SBer.pdf [Zugriff 12.02.2006]

IMS, R.A. (1995): Movement patterns related to spatial structures. In: HANSSON, L. FAHRIG, L., MERRIAM, G. (eds.): Mosaic landscapes and ecological processes. London: 85-109.

INNENMINISTERIUM DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN / Hrsg. (1998): Landesraumordnungsplan Schleswig-Holstein. Kiel, 100 S.,1 Karte.

INNENMINISTERIUM DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2007): Raumordnungspläne Schleswig-Holsteins. URL: http://www.schleswig-holstein.de/IM/DE/PlanenBauenWohnen/Landesplanung/Raumordnungsplaene/Raumordnungsplaene__node.html__nnn=true [25.09.2007]

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) / Hrsg. (2006): Biotopverbund am Rhein. URL: http://www.iksr.org/uploads/media/biotop_d.pdf [Zugriff: 20.03.2007]

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2005): European Green Belt. Programme of Work. URL: http://europeangreenbelt.org/download/pow.pdf [Zugriff: 04.09.2007]

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2007a): The Green Belt Initiative. URL: http://europeangreenbelt.org/indoor.html [Zugriff: 04.09.2007]

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2007b): Countdown 2010. Safe Biodiversity. URL: http://www.countdown2010.net [Zugriff: 06.09.2007]

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (2007c): Ecological Networks. Database Central and Eastern Europe. URL: http://www.iucn-ce.org/econets/database/ [Zugriff: 16.08.2007]

IUELL, B., BEKKER, H.G.J., CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY,G., HICKS, C., HLAVAC, V., KELLER, V., B., ROSELL, C., SANGWINE, T., TØRSLØV, N., WANDALL, B. LE MAIRE / Eds. (2003): Wildlife and Traffic. A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. KNNV Publishers

JACOBSEN, A. (2001): Analysing Airborne Optical Remote Sensing Data from a Hyperspectral Scanner and Implications for Environmental Mapping and Monitoring - results from a study of casi data and Danish semi-natural, dry grasslands. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Ministry of Environment and Energy, Department of Landscape Ecology (eds.) / University of Copenhagen, Institute of Geography. URL: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Ovrige/rapporter/phd_aja.pdf [Zugriff: 05.02.2007]

JAEGER, J.A.G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. Landscape ecology 15 (2): 115-130.

JAEGER, J.A.G. (2001): Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. Natur und Landschaft 76 (1): 26-34.

JAEGER, J.A.G. (2002): Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Stuttgart, 447 S.

JAEGER, J.A.G. (2006): Wie wirken Minderungsmaßnahmen zur Entschneidung auf Wildtierpopulationen? Simulation von Überlebenswahrscheinlichkeiten. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (10/11): 323-329.

JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Stuttgart, 254 S.

JEDICKE, E. (1994a): Biotopverbund. Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. 2., neubearbeitete und erweiterte Auflage. Stuttgart, 287 S.

JEDICKE, E. (1994b): Biotopverbund in europäischer Dimension. EECONET - ein internationales Naturschutz-Projekt. Naturschutz und Landschaftsplanung 26 (1): 35-38.

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.

JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., KUREK R., MYSŁAJEK R. W., STACHURA K. (2004): Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża: 1-84.

JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., STACHURA K., SKIERCZYŃSKI M., MYSŁAJEK R. W., NIEDZIAŁKOWSKI K., PILOT M. (2005): Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce. Zadanie zlecone przez Ministerstwo Środowiska (Umowa nr 13/N/2004 z dn 29 XII 2004 r.) w ramach realizacji programu Phare PL0105.02 „Wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej na terenie Polski". Zakład Badania Ssaków Polska Akademia Nauk, Białowieża.

JEßBERGER, J. (2005): Landesweite Biotopverbundplanungen in Deutschland und ihre Integration in die Raumordnung. Diplomarbeit. Universität Kassel, Fachbereich 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung / Studiengang Landschaftsplanung, unveröffentlicht, 22 Abb., 4 Tab., 93 S.

JESSEL, B., MÜLLER-PFANNENSTIEL, K., RÖßLING, H. (2003): Die künftige Stellung der Landschaftsplanung zur Strategischen Umweltprüfung (SUP). Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (11): 332-338.

JESSEL, B., TOBIAS, K. (2002): Ökologisch orientierte Planung. Eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. Stuttgart, 470 S.

JOHNSON, R.A., WIENS, J.A., MILNE, B.T., CRIST, T.O. (1992): Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. Landscape Ecology, 7: 63-75.

JONGMAN, R.H.G, BOUWMA, I.M., VAN DOORN, A. (2005/2006): Indicative map of the Pan-European Ecological Network in Western Europe, Technical background document. State of the Maps: 1. November 2006. Wageningen, Alterra, Alterra-Technical report.doc, unpublished, 38 pp.

JONGMAN R.H.G., KRISTIANSEN, I. (2000): National and regional approaches for ecological networks in Europe. Nature and Environment, No. 110. Council of Europe, Strasbourg.

JONGMAN, R.H.G., KÜLVIK, M. & KRISTIANSEN, I. (2004): European ecological networks and greenways. Landscape and Urban Planning 68: 305-319.

JONGMAN, R.H.G., PUNGETTI, G. / Eds. (2004): Ecological networks and greenways. Concept, design, implementation. Cambridge, 344 pp.

JOOß, R. (2002): Ein wissensbasiertes Entscheidungswerkzeug zur GIS-gestützten Auswahl regionalisierter Artenschutzmaßnahmen für die nachhaltige Landentwicklung. In: STROBL, J., BLASCHKE, T., GRIESEBNER, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIV - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002, Heidelberg: 218-223.

JOOß, R. (2004a): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten – Planungsorientierte Habitatmodelle für Tierartenkollektive im Landschaftsmaßstab. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T., GRIESEBNER, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XVI - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2004, Heidelberg: 287-292.

JOOß, R. (2004b) Ermittlung von Habitatpotenzialen für Zielartenkollektive der Fauna – Expertensysteme und empirische Ansätze im Landschaftsmaßstab. In: DORMANN, C.F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig, UFZ-Berichte 9/2004: 151-166.

JOOß, R. (2005a): Planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen im Landschaftsmaßstab: Kommunale Schutzverantwortung für Zielarten der Fauna. In: KORN, H., FEIT, U. (Bearb.): Treffpunkt Bio-logische Vielfalt V. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Bonn: 177-183.

JOOß, R. (2005b): Kommunale Schutzverantwortungen für Zielarten der Fauna in Baden-Württemberg – ein planungsorientierter Einsatz von Habitatmodellen. In: SCHRENK, M. (Hrsg.): Beiträge zum 10. Symposion zur Rolle der Informations- und Kommunikationstechnologie in der Stadtplanung und Regionalentwicklung - Tagungsband CORP 2005: 683-688.

JOOß, R. (2005c): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten der Fauna. Ausweisung von Vorranggebieten für den Artenschutz durch planungsorientierte Habitatmodelle im Landschaftsmaßstab. Kurzdarstellung des Projekts Stand 08/2005, Teilprojekt zu: Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Planungswerkzeug zur Erstellung eines kommunalen Zielarten- und Maßnahmenkonzepts Fauna. Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, URL: www.ilpoe.uni-stuttgart.de/team/rj/Infosystem_ZAK.pdf [Zugriff: 01.03.2006]

JOOß, R. (2006a): Planungsorientierte Abbildung tierökologischer Verbundräume zur Auswahl von Vorranggebieten für den Artenschutz. Validierungsansätze und Anwendung im Rahmen des „Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg“. In: KLEINSCHMIT, B., WALZ, U. (Hrsg.): Landschaftsstrukturmaße in der Umweltplanung. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Bd. S19: 30-46.

JOOß, R. (2006b): Informationssystem Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Projektteil: Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielarten der Fauna. In: BURKART, B., KONOLD, W. (Hrsg.): Raum-Zeit-Probleme in der Kulturlandschaft. Culterra, Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg, Band 47.

JOOß, R. (2006c): Suchräume für den Biotopverbund: Ein planungsbezogenes Verfahren zur Verbundanalyse von Flächenkonfigurationen aus tierökologischer Sicht. In: STROBL, J.; BLASCHKE, T., GRIESEBNER, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2006 - Beiträge zum 18. AGIT-Symposium Salzburg: 257-263.

JOOß, R. (2007): Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Dissertation am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart. URL: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2007/2967/index.html [Zugriff: 19.03.2007]

JOOß, R., GEIßLER-STROBEL, S., TRAUTNER, J., HERMANN, G., KAULE, G. (2006): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 1: Ansatz zur Ermittlung besonderer Schutzverantwortungen von Gemeinden für Zielartenkollektive der Fauna im Rahmen des Informationssystems Zielartenkonzept Baden-Württemberg. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (12): 370-377.

JOOß, R., GEIßLER-STROBEL, S., TRAUTNER, J., HERMANN, G., KAULE, G. (2007): Besondere Schutzverantwortung von Gemeinden für Zielarten in Baden-Württemberg. Teil 2: Validierungen des Ansatzes für ausgewählte Anspruchstypen. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (2): 47-56.

JUNGBLUTH, J. H. (1991): Zum Fehlbestand zoologischer Erhebungsprogramme und nationaler sowie regionaler faunistischer Erfassungszentren in Deutschland. In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.) (1991): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich. Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 95-100.

KAISER, T., ZACHARIAS, D. (1999): Eine anwendungsorientierte Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung. NNA-Berichte 12(2): 46-47.

KAISER, T., ZACHARIAS, D. (2003): PNV-Karten für Niedersachsen auf Basis der BÜK 50 - Arbeitshilfe zur Erstellung aktueller Karten der heutigen potenziellen natürlichen Vegetation anhand der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50.000. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/03: 2-60.

KAPTEYN, K. (1995): Vleermuizen in het landschap. Over hun ecologie, gedrag en verspreiding. Haarlem, 224 pp.

KAULE, G. (1974): Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Erfahrungen 1974. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Erlangen: 257-260.

KAULE, G., HENLE, K. (1991): Überblick über Wissensstand und Forschungsdefizite. In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Forschungszentrum Jülich. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd. 4: 2-44.

KAULE, G., SCHALLER, J., SCHOBER, H.-M. (1979): Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern: allgemeiner Teil, außeralpine Naturräume. Schutzwürdige Biotope in Bayern (1), Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 154 S.

KEIL, M., KIEFL, R., STRUNZ, G. (2005): CORINE Land Cover 2000 - Europaweit harmonisierte Aktualisierung der Landnutzungsdaten für Deutschland. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben UBA FKZ 201 12 209, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V., Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum Oberpfaffenhofen, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Stand: Mai 2005. URL: http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/clc2000_endbericht_de.pdf [Zugriff: 24.01.2007]

KEIL, M., MOHAUPT-JAHR, B., KIEFL, R., STRUNZ, G. (2002): Das Projekt CORINE Land Cover 2000 in Deutschland. In: DECH, S., MEHL, H., STRUNZ, G. (Hrsg.): Tagungsband 19. DFD-Nutzerseminar, 15.-16. Oktober 2002: 95-104.

KENNEWEG, H.; LEHNERT, S.; MICHAEL, F.; SCHÖNFELD, R., WERNER, C. (2000): MOMSIS - Biotopüberwachung mit Satellitenbildfernerkundung. Der kombinierte Einsatz von mulitspektralen, hochauflösenden und stereoskopischen MOMS-2P-Daten zur Optimierung eines Landschaftsinformationssystems und zum Landschaftsmonitoring. In: KENNEWEG, H. U. A. HERBERG (Hrsg.): Arbeitsmaterialien zur Landschaftsplanung, Heft 18, Berlin, 267 S.

KENTNER, E., STREIT, B. (1993): Wissenschaftliche Modelle und Hypothesen, die für den Arten- und Biotopschutz von Bedeutung sind. In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung, Bd. 4: 114-118.

KENWARD, R.E., RUSHTON, S.P., PERRINS, C.M, MACDONALD, D.W., SOUTH, A.B. (2002): From marking to modelling: dispersal study techniques for land vertebrates. In: BULLOCK, J., KENWARD, R., HAILS, R. (eds): Dispersal ecology. Malden, Massachusetts: 50-71.

KETTUNEN, M., TERRY, A., TUCKER, G., JONES, A. (2007): Guidance on the maintenance of landscape connectivity features of major importance for wild flora and fauna - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC), Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.

KIRSTEIN, W., LINDE, L. (2004): Pixelorientierte versus objektorientierte Klassifikation eines hochauflösenden IKONOS-Satellitenbildes am Beispiel des Nordraumes der Stadt Leipzig. UFZ-Bericht 12/2004, URL: http://www.ufz.de/data/ufzbericht-12-042151.pdf [Zugriff 30.01.2007]

KLAR, N. (2007a): Der Wildkatze könnte geholfen werden. Das Beispiel eines Wildtierkorriodrsystems für Rheinland-Pfalz. In: LEITSCHUH-FECHT, H., HOLM, P. (Hrsg.): Lebensräume schaffen. Artenschutz im Verkehrsnetz. Umwelt und Verkehr 5: 115-128.

KLAR, N. (2007b): Modellierung Wildkatzenwegeplan Deutschland. Abschlussbericht – Diskussionsvorlage. Im Auftrag des BUND Deutschland unterstützt durch die Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr, unveröffentlicht.

KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. / Bearb. (1997): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung auf der Insel Vilm vom 10. bis 12. Oktober 1996. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 54, 310 S.

KLIJN, J.A., OPSTAL, A.J.F.M. VAN, BOUWMA, I.M. (2003): Indicative Map of Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe. ECNC, Tilburg, The Netherlands/Budapest Hungary.

KÖHLER, C., GRILLMAYER, R., VÖLK, F., PROSCHEK, M., WÖSS, M., REIMOSER, F. (2006): Habitatvernetzung in Österreich - Expertenbasierte GIS-Modellierung der Habitatvernetzung in Österreich für waldbevorzugende, wildlebende Großsäuger. http://ivfl.boku.ac.at/projekte/Woek_Austria/index.htm [Zugriff: 15.03.2006]

KONTAKTBÜRO WOLFSREGION LAUSITZ (2006): Das Wolfsgebiet. Grenzen des Wolfgebietes. URL: http://www.wolfsregion-lausitz.de/cms/index.php?mid=0015 [Zugriff: 19.06.2007]

KÖPPEL, J., LANGENHELD, A., PETERS, W., WENDE, W., GÜNNEWIG, D., HANUSCH, M., HOPPENSTEDT, A., KRAETZSCHMER, D., LAMBRECHT, H., GASSNER, E. (2004): Anforderungen der SUP-Richtlinie an Bundesverkehrswegeplanung und Verkehrsentwicklungsplanung der Länder. UBA-Texte 13.

KORN, H., EPPLE, C. / Bearb. (2006): Biologische Vielfalt und Klimawandel – Gefahren, Chancen, Handlungsoptionen. BfN-Skripten 148.

KORN, H., STADLER, J., STOLPE, G. (1999): Internationale Übereinkommen, Programme und Organisationen im Naturschutz - Eine Übersicht. BfN-Skripten 1, 130 S.

KOSTRZEWA, S. (2004): Skalendifferenzierte Auswirkungen großflächiger Beweidung auf die Artenvielfalt des Südschwarzwaldes. Dissertation. Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Biologie, URL: http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?idn=972885005&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=972885005.pdf [Zugriff: 18.03.2006]

KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia 7: 53-67.

KRAMER-SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., BREITENMOSER, U. (2004): Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology 41: 711-723.

KRATOCHWIL, A., SCHWABE, A. (1993): Biozönologisch-landschaftsökologische Bestandsaufnahme und Bewertung bei der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) unter Berücksichtigung von Tiergemeinschaften, Pflanzengesellschaften und Gesellschaftskomplexen. Schr.Reihe Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 636: 63-84.

KRATOCHWIL, A., SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. 756 S.

KRUSE, K. (2004): Land cover data of the CORINE Land Cover (CLC) Programme for the environmental risk assessment within the update of the Federal Transport Infrastructure Planning. In: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications, 20-21 January 2004, Berlin, UBA Texte 04/04: 170-177, URL: http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/ws-clc2000_kruse.pdf [Zugriff: 24.01.2007]

KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Bewertung von Habitateignung und -isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Europäische Hochschulschriften Reihe XLII Ökologie, Umwelt, Landespflege Bd. 23, Frankfurt / Main, 270 S.

LACY, R.C. (1993): VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. Wildlife Research 20: 45-65.

LANA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (1991): Lübecker Grundsätze des Naturschutzes, verabschiedet von der 57. Vollversammlung der LANA am 6.12.1991 in Lübeck. Hrsg.: MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, LANA-Schriftenreihe H. 3: 1-94.

LANA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (1995): Strategie für die Umsetzung eines länderübergreifenden ökologischen Verbundsystems. Beschluss zur 66. LANA-Sitzung am 14./15. September 1995 in Quedlinburg, unveröff., 7 S.

LANA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR NATURSCHUTZ, LANDSCHAFTSPFLEGE UND ERHOLUNG (2003): Biotopverbund und Vernetzungselemente (§ 3 und § 5 Abs. 3 BNatSchG). Vorschlag der LANA zu Landesgesetzen zum Biotopverbund. Anlage 1 zu TOP 13 der Niederschrift der 85. LANA-Sitzung am 27./28. März 2003 in Königswinter.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN (2004): Konzeption zum Aufbau des Schutzgebiets- und Biotopverbundsystems Schleswig-Holstein. Tabelle 1. unveröffentlichter Fachbeitrag, Entwurf Stand Januar 2004, Flintbek.

LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN / Hrsg. (1991): Anleitung zur Biotopkartierung Schleswig-Holstein. 2. ergänzte Auflage, 93 S.

LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR MECKLENBURG-VORPOMMERN / Hrsg. (1998): Anleitung für Biotopkartierungen im Gelände in Mecklenburg-Vorpommern. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur 1998 / Heft 1

LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ / Hrsg. (2005a): Biotopkartierung Rheinland-Pfalz - inkl. der Erfassung der nach § 24 LPflG geschützten Flächen - Erläuterungen zur Aktualisierung für Nutzer und Kartierer - Aktualisierungsphase 1992 bis 1997, 3. Auflage, Oppenheim, 240 S.

LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ / Hrsg. (2005b): Wildtierkorridore in Rheinland-Pfalz. Beitrag der AG „Wildtierkorridore“ für das Landschaftsprogramm Rheinland-Pfalz. Karte und Kurzerläuterungen.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1992): Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. Stand 14.08.1992, geänderter Nachdruck 1994, Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 1992. Heft 4

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1991): Biotopkartierung Sachsen-Anhalt. Stand Juni 1991, auf der Grundlage von v. Drachenfels & Mey (1991): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. 3. Fassung, Stand 1991 + zusätzliche Typen für Sachsen-Anhalt

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ / Hrsg. (2003): Das FFH-Gebietssystem in Rheinland-Pfalz: Methoden und Ergebnisse einer Optimierung durch Nachmeldungen. - Wissenschaftliche Dokumentation von M. Altmoos und R. Burkhardt, unter Mitarbeit von W. Berberich, U. Jäger, E. Mirbach, C. Röter-Flechtner, L. Simon und L. Störger, 114 Seiten + digitale Anhänge.

LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN / Hrsg. (2005): Kartieranleitung Schutzwürdige Biotope in NRW. http://www.loebf.nrw.de/static/infosysteme/hsn2kdv/default.htm [Zugriff 13.11.06]

LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN / Hrsg.(2002):Gesetzlich geschützte Biotope in NRW (§ 62 LG). Kartieranleitung. Stand: 05/2001, überarbeitete Fassung, aktualisiert am 15.11.2002

LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NORDRHEIN-WESTFALEN (1982): Biotopkartierung Nordrhein-Westfalen. Naturschutz praktisch, Beiträge zum Artenschutzprogramm Nordrhein-Westfalen, Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes 4, 63 S.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2007): Umwelt-Datenbanken und -Karten online. Geobasisdaten/Fernerkundungsdaten, URL: http://brsweb.lubw.baden-wuerttemberg.de [Zugriff: 31.01.2007]

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2006a): Erstellung einer Arbeitshilfe zur Biotopverbundplanung. unveröffentlichte Kurzbeschreibung. Projekt im Auftrag des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum Stand 17. Juli 2006.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2006b): Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg – Kartenatlas. Bearb.: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie / Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung / Universität Stuttgart (1999) im Auftrag des Ministeriums Ländlicher Raum und des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 94 Karten, URL: http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/nafaweb/index.html [Zugriff: 01.08.2006]

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG / Hrsg. (2001): Arten, Biotope, Landschaft. Schlüssel zum Erfassen, Beschreiben, Bewerten. 3. Auflage, Karlsruhe, 321 S.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG / Hrsg. (2007): Biotopkartierung Brandenburg. Liste der Biotoptypen. unter besonderer Berücksichtigung der nach § 32 BbgNatSchG geschützten Biotope und der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie sowie Angaben zur Gefährdung (vorläufige Rote Liste der Biotoptypen), Bearbeitung: Zimmermann, F., Düvel, M., Herrmann, A., Stand 11.01.2007, 23 S., URL: http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2334/btopkart.pdf [Zugriff: 29.01.07]

LANDGRAF, L., SCHULTZ-STERNBERG, R. (2001): Ökologische Bewertung der brandenburgischen Niedermoore - Auswertung digitaler Biotop- und Moordaten. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10 (1): 17-28.

LANDGRAF, L., SCHULTZ-STERNBERG, R. (2004): Schutzkonzeptkarte für Niedermoore Land Brandenburg - digitale Moorkarte. Landesumweltamt Brandenburg, Referat Bodenschutz - FIBOS. Unveröffentlicht / vereinfachte Darstellung: URL: http://www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/178843 [Zugriff: 06.02.2007]

LANG, S., LANGANKE, T., KLUG, H., BLASCHKE, T. (2002): Schritte zu einer zielorientierten Strukturanalyse im Natura2000-Kontext mit GIS. In: S. STROBL, T. BLASCHKE, G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XIV: 302-307.

LANG, S., TIEDE, D. (2003): vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CD-ROM.

LARG - LANDSCAPE AND RESSOURCE MANAGEMENT RESEARCH GROUP / TIEDE, D. (2005): V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. Version 1.1. University of Salzburg, Z_GIS Centre for GeoInformatics. http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm [Zugriff: 11.04.2006]

LASSEN, D. (1979): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 54 (10): 333-334.

LASSEN, D. (1987): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² Flächengröße in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 62 (12): 532-534.

LASSEN, D. (1990): Unzerschnittene verkehrsarme Räume über 100 km² - eine Ressource für die ruhige Erholung. Natur und Landschaft 65 (6): 326-327.

LAUN – Landesamt für Umwelt und Natur M.-V. (1996): Die Bedeutung unzerschnittener, störungsarmer Landschaftsräume für Wirbeltierarten mit großen Raumansprüchen. Schriftenreihe des LAUN M.-V. Heft 1/1996. Güstrow-Gülzow

LAVERS, C., HAINES-YOUNG, R. (1993): Equilibrium landscapes and their aftermath: spatial heterogeneity and the role of new technology. In: HAINES-YOUNG, R., GREEN, D., COUSINS, S. (eds.): Landscape ecology and Geographic Information System, London: 57-74.

LESER, C. (2003): Entwicklung operationell einsatzfähiger Methoden zur Biotoptypen-Kartierung anhand hochauflösender HRSC-Daten. Dissertation. Technische Universität Berlin. URL: http://edocs.tu-berlin.de/diss/2003/leser_cornelia.pdf [Zugriff: 31.10.2007]

LESER, H. (1997): Landschaftsökologie. 4. Aufl., Stuttgart, 644 S.

LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. Flora 192: 379-391.

LEVINS, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bulletin of the Entomological Society of America 15: 237-240.

LEVINS, R. (1970): Extinction. Some mathematical problems in biology (ed. M. GERSTENHABER). American Mathematical Society, Providence, Rhode Island, USA: 77-107.

LI, H.; WU, J. (2004): Use and misuse of landscape indices. Landscape Ecology 19: 389-399.

LIENHARD, A. (1999): Bewertungsmodell zur Beurteilung des Vernetzungsgrades ausgewählter Biotoptypen in einem Landschaftsraum. In BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung: GIS und Fernerkundung als Werkzeug einer nachhaltigen Entwicklung. Heidelberg: 245-252.

LIKI - LÄNDERINITIATIVE FÜR EINEN LÄNDERÜBERGREIFENDEN KERNINDIKATORENSATZ (2006): Kennblatt zum UMK-Indikator Nr. 10 - Landschaftszerschneidung. Stand: 10.01.2006, unveröffentlicht.

LIMPENS, H.J.G.A., HELMER, W., VAN WINDEN, A., MOSTERT, K. (1989): Vleermuizen (Chiroptera) en lintvormige landschapselementen. Lutra 32 (1): 1-20.

LIMPENS, H.J.G.A., KAPTEYN, K. (1991): Bats, their behaviour and linear landscape elements. Myotis 29: 39-48.

LINDENMAYER, D.B., BURGMAN, M.A., AKCAKAYA, H.R., LACY, R.C., POSSINGHAM, H. P. (1995) A Review of the Generic Computer Programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for Modelling the Viability of Wildlife Metapopulations. Ecological Modelling 82(2):161-174.

LINDNER, U., BUNZEL-DRÜKE, M., REISINGER, E. (2006): Vorstudie zum E+E-Vorhaben „Wiederansiedlung von Wisenten im Rothaargebirge“. Bad Berleburg: 172 S. URL: http://www.wisente-rothaargebirge.de/pdf/Wisent-Machbarkeitsstudie.pdf [Zugriff: 03.07.2007]

LIPP, T. (2005): GIS und Internettechnologien zur Unterstützung von Planungsprozessen in der kommunalen Landschaftsplanung. Rostocker Materialien für Landschaftsplanung und Raumentwicklung Heft 9, Universität Rostock.

LORENZEN, D. (2004): Select by Theme - SelByTheme.avx. Kurzerläuterung und Avenue-Skript.

LORENZEN, D., RECK, H. (2005): GISWALK – ein individuenbasiertes Modell zur Simulation des Dispersals. Software / β-Version. unveröffentlicht, Ökologiezentrum der Universität Kiel.

LOSCH, S., BAIER, H. (2006): Umsetzung des Freiraumschutzes in der Raumplanung. In: BAIER, H.; ERDMANN, F.; HOLZ, R.; WATERSTRAAT, A. (Hrsg.): Freiraum und Naturschutz. Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. Berlin, Heidelberg: 499-503.

MAAS, S., P. DETZEL, STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 89886015 des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 401 S.

MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution 17: 373-387.

MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. (1967): The theory of island biogeography. New York. Princeton University Press, 203pp.

MACARTHUR, R.H., DIAMOND, J.M., KARR, J.R. (1972): Density composition in island faunas. Ecology 53 (2): 330-342.

MADER, H.-J., PAURITSCH, G. (1979): Nachweis des Barriere-Effektes von verkehrsarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche. Natur und Landschaft 56 (12): 451-454.

MARSCHALL, I. (2006): Der Landschaftsplan. Geschichte und Perspektiven eines Planungsinstrumentes. Inklusive einer Fallstudie zur Entwicklungsgeschichte des Landschaftsplans in Hessen. Habilitationsschrift, Universität Kassel, 334 S.

MARTIN, P.S., WRIGHT, H.E. / eds. (1967): Pleistocene extinctions: the search for a cause. Yale University Press, New Haven.

McGarigal, K., Marks, B. (1994): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon.

McGarigal, K., Marks, B. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report, PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. 123 pp.

Meinel, G., Neubert, M., Reder, J. (2001): Pixelorientierte versus segmentorientierte Klassifikation von IKONOS-Satellitendaten - ein Methodenvergleich. Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation (3): 157-170.

Melis, C., Buset, A., Aarrestad, P., Hanssen, O., Meisingset, E., Andersen, R., Moksnes, A., Røskaft, E. (2006): Impact of Red Deer Cervus elaphus Grazing on Bilberry Vaccinium myrtillus and Composition of Ground Beetle (Coleoptera, Carabidae) Assemblage. Biodiversity and Conservation 15 (6): 2049-2059.

Mengel, A. (2004): Naturschutz, Landnutzung und Grundeigentum. Frankfurter Schriften zum Umweltrecht, Bd. 34, 361 S.

Merriam, G. (1984): Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt, J., Agger, P. (Eds.): Proceedings of the 1st international seminar on methodology in landscape ecological research and planning. Roskilde University, Denmark: 5-15.

Meyer, B.-C., Hirt, U., Mewes, M. (2003): Landschaftsstrukturen zur Ableitung von Landschaftsindikatoren im Einzugsgebiet der mittleren Mulde. Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum (UFZ). UFZ-Berichte 5. Leipzig-Halle.

Meyer-Cords, C., Boye, P. (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten - Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. Natur und Landschaft 74 (3): 99-101.

Meyer, P., Kleinschmit, H. (2003): Diskussions- und Wissensstand zum Themenkomplex Wild und Biodiversität. Unveröff. Studie im Auftrag des Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nds. Forstliche Versuchsanstalt, 24 S.

Miller, C., Kettunen, M. (2005): Finanzierung von NATURA 2000. Leitfaden. Projekt „Finanzierung von Natura 2000 Handbuch und Workshops“ im Auftrag der Europäischen Kommission, Generaldirektion Umwelt, Gesamtredaktion: P. Torkler (WWF), dt. Übersetzung: J. Wehrmeister, URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/nature_conservation/natura_2000_network/financing_natura_2000/guidance/pdf/financing_natura2000_de.pdf [Zugriff 03.09.2007]

Mills, L.S., Soulé, M.E., Doak, D.F. (1993): The keystone species concept in ecology and conservation. Bioscience 43: 214-219.

Minister für Umwelt des Saarlandes / Hrsg. (2000): Biotopkartierung Saarland III, Phase 1, Kartieranleitung. Entwurfsfassung, Bearbeitung: Dr. Maas - Büro für Ökologie und Planung, 29 S. + Anhänge.

Ministerium für Arbeit, Bau und Landesentwicklung Mecklenburg-Vorpommern / Hrsg. (2005): Landesraumentwicklungsprogramm Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin, 79 S., 1 Karte. URL: http://www.am.mv-regierung.de/raumordnung/aktuell_neuaufstellung_aufruf.html [Zugriff: 1.8.2006]

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg / Hrsg. (1983): Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg. 69 S., Anhang.

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2006): Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein. Biotopkartierung. URL: http://umwelt.landsh.server.de/servlet/is/23407/biotopkart.htm [Zugriff 13.11.2006]

Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg & Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin / Hrsg. (1998): Gemeinsamer Landesentwicklungsplan für den engeren Verflechtungsraum Brandenburg-Berlin. Potsdam, 56 S., 1 Karte.

Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg & Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin / Hrsg. (2004): Landesentwicklungsplan für den Gesamtraum Berlin-Brandenburg (LEP GR) - ergänzende raumordnerische Festlegungen für den äußeren Entwicklungsraum. 84 S., 1 Karte (GVBl BB Teil II, Nr. 22, S. 558 ff.)

Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg / Hrsg. (2001): Landschaftsprogramm Brandenburg. Potsdam, 70 S., 8 Karten.

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG & SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN / Hrsg. (2004): Landesentwicklungsplan für den Gesamtraum Berlin-Brandenburg (LEP GR) - ergänzende raumordnerische Festlegungen für den äußeren Entwicklungsraum. 84 S., 1 Karte (GVBl BB Teil II, Nr. 22, S. 558 ff.)

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG / Hrsg. (2001): Landschaftsprogramm Brandenburg. Potsdam, 70 S., 8 Karten.

MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1999): Landesentwicklungsplan des Landes Sachsen-Anhalt. 47 S., 1 Karte.

MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1997): Programm zur Weiterentwicklung des ökologischen Verbundsystems in Sachsen-Anhalt bis zum Jahre 2005, incl. Karte: Wertvolle Flächen für das ökologische Verbundsystem, 24 S.

MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (2001): Ökologisches Verbundsystem des Landes Sachsen-Anhalt – Planung von Biotopverbundsystemen im Landkreis Anhalt-Zerbst (Stand: Oktober 2001). Erläuterungsbericht, 50 S., Anhang, 4 Karten.

MINISTERIUM FÜR UMWELT DES SAARLANDES / Hrsg. (2001): Landschaftsrahmenplan für das Land Saarland. Entwurf, unveröfftl. CD.

MINISTERIUM FÜR UMWELT DES SAARLANDES / Hrsg. (2004a): Landesentwicklungsplan, Teilabschnitt „Umwelt (Vorsorge für Flächennutzung, Umweltschutz und Infrastruktur)“ - Teil A: Textliche Festlegungen mit Begründung/Erläuterungen. 44 S., URL: http://www.gis.saarland.de/website/lepuhome2004/LEP_Teilabschnitt_umwelt.pdf [Zugriff: 09.08.2006]

MINISTERIUM FÜR UMWELT DES SAARLANDES / Hrsg. (2004b): Landesentwicklungsplan, Teilabschnitt „Umwelt (Vorsorge für Flächennutzung, Umweltschutz und Infrastruktur)“ - Teil B: Zeichnerische Festlegungen. URL: http://www.gis.saarland.de/website/LEPU2004/viewer.htm?Title=Landesentwicklungsplan%20Umwelt%20des%20Saarlandes%20-%20Plankarte [Zugriff: 09.08.2006]

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1994a): Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt - Teil 1 Grundsätzliche Zielstellungen. Magdeburg, 84 S.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT / Hrsg. (1994b): Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt - Kartenteil. Magdeburg, 5 Karten.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN / Hrsg. (2003): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen - Phase 2003 bis 2006. URL: http://www.munlv.nrw.de/naturschutz/pdf/fischerei/wanderfischprogramm03-06.pdf [Zugriff: 20.03.07]

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN / Hrsg. (2006): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen - Phase 2007 bis 2010. URL: http://www.munlv.nrw.de/naturschutz/pdf/fischerei/wanderfischprogramm07-10.pdf [Zugriff: 20.03.07]

MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN / Hrsg. (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein 1999. Kiel, 150 S., 5 Karten.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN / Hrsg. (1995): Landesentwicklungsplan Nordrhein-Westfalen. 86 S., 6 Karten.

MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM UND MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG (1999): Materialien zum Landschaftsrahmenprogramm Baden-Württemberg – Kartenatlas. Bearb.: Institut für Landschaftsplanung und Ökologie / Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung / Universität Stuttgart, 106 Karten, unveröffentlicht.

MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., HEIDRICH-RISKE, H., DRÖSCHMEISTER, R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. Vogelwelt 126: 127-140.

MKRO - MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (1992): Aufbau eines ökologischen Verbundsystems in der räumlichen Planung. Entschließung der Ministerkonferenz für Raumordnung vom 27.11.1992. Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 4 vom 1.2.1993: 49-50.

MKRO - MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (1995a): Integration des europäischen Netzes besonderer Schutzgebiete gemäß FFH-Richtlinie in die ökologischen Verbundsysteme der Länder. Entschließung vom 8. März 1995. GMBl. Nr. 17 vom 12.05.1995. S. 338.

MKRO - MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (1995b): Raumordnungspolitischer Handlungsrahmen. Beschluss der Ministerkonferenz für Raumordnung in Düsseldorf am 8. März 1995. Hrsg.: Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau. Bonn. 43 S.

MKRO - MINISTERKONFERENZ FÜR RAUMORDNUNG (1996): Raumordnerische Instrumente zum Schutz und zur Entwicklung von Freiraumfunktionen. Entschließung vom 29. März 1996. GMBl. 1996: 598.

MLADENOFF, D.J., SICKLEY, T.A., WYDEVEN, A.O. (1999): Predicting grey wolf landscape recolonization: Logistic regression models vs. new field data. Ecological Applications 9: 37-44.

MODER, F., LUDWIG, F., FROMBERGER, D., PRIMUS, M. (2004): Pilotstudie: Entschneidungskonzepte und Verbesserung von Wildtierkorridoren in ausgewählten Schwerpunkträumen in Thüringen. 2002/ 2004, erarbeitet vom Büro OPUS Erfurt im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Jena, unveröffentliches Gutachten, 96 S.

MODER, F., REISINGER, E. (2005): Pilotstudie: Entschneidungskonzepte und Verbesserung von Wildtierkorridoren in Thüringen - unter besonderer Berücksichtigung des Thüringer Waldes. In: Verwaltung Biosphärenreservat Vessertal / Hrsg.: Biotopverbund im Thüringer Wald. Tagungsband 2004: 33-43.

MOHAUPT-JAHR, B., KEIL, M., KIEFL, R. / Hrsg (2004): CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications. 20-21 January 2004, Berlin, Workshop Proceedings, UBA Texte 04/04, 274 pp.

MOILANEN, A. & HANSKI, I. (1998): Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. Ecology, 79: 2503-2515.

MÖLICH, T. (2005): Ein Rettungsnetz für die Wildkatze. In: Verwaltung Biosphärenreservat Vessertal (Hrsg.): Biotopverbund im Thüringer Wald. Tagungsband 2004: 44-46.

MÖLICH, T. (2006): Ein Rettungsnetz für die Wildkatze: Das Drei-Länder-Projekt Hessen, Thüringen und Bayern. In: NATURSCHUTZ-AKADEMIE HESSEN; BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND; INSTITUT FÜR TIERÖKOLOGIE UND NATURBILDUNG (Hrsg.): Kleine Katzen - Große Räume. Ein Rettungsnetz für die Wildkatze. NAH Akademie-Berichte 5, Wetzlar: 39-44.

MÖNNECKE, M. (2001): Landschaftsplanung und strategische Umweltprüfung. Garten und Landschaft 111 (1): 16-19.

MOSS, D., WYATT, B.K., CORNAERT, M.-H., ROEKAERTS, M. (1991): CORINE Biotopes - The design, compilation and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community. Published by the Commission of the European Communities, Directorate-General - Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Office for Official Publications of the European Communities, URL: http://reports.eea.europa.eu/COR0-biotopes/en [Zugriff: 01.09.2007]

MOSS, D., DAVIES, C., ROY, D. (1996): CORINE Biotopes Sites - Database Status and Perspectives 1995. ETC/NC - European Topic Centre on Nature Conservation, Supervision of Ulla Pinborg, Project Manager, EEA - European Environment Agency, Copenhagen, Topic report 27/96, URL: http://reports.eea.europa.eu/92-9167-054-5/en [Zugriff: 01.09.2007]

MOSS, M.R. (1999): Fostering academic and institutional activities in landscape ecology. In: WIENS, J.A., MOSS, M.R. (eds.): Issues in landscape ecology, 5. IALE- Weltkongress, Snowmass, USA: 138-144.

MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. 2. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden, 432 S.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.

MÜHLENBERG, M., HOVESTADT, T. (1991): Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 142-157.

MÜHLENBERG, M., HOVESTADT, T. (1992): Das Zielartenkonzept. NNA-Berichte 5(1): 36-41.

MÜLLER, U. (2006): Konzept eines Lebensraumverbundes für waldgebundene Säugetierarten für Hessen und benachbarte Bundesländer. In: NATURSCHUTZ-AKADEMIE 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.

MÜLLER, U., STREIN, M., SUCHANT, R. (2003): Wildtierkorridore in Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 48. Hrsg. v. der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Universität Freiburg, und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Freiburg.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000): Die Bedeutung der Arten im Naturschutz - Artenschutz als aktuelles Naturschutzziel. In: AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Naturschutz durch Engagement für Arten. Dokumentation des Naturschutztages Schleswig-Holstein vom 14. Oktober 2000 in Rendsburg. „Akademie aktuell" Tagungsband 11: 30-50.

NATUURMONUMENTEN (2006): Connectivity in process: examples from the Field. Posters, European Nature Conference (21-25 September 2005) in Apeldoorn, The Netherlands, 55 pp.

NEEF, E. (1967). Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. Gotha, Leipzig, 152 S.

NEUBERT, M. (2006): Bewertung, Verarbeitung und segmentbasierte Auswertung sehr hoch auflösender Satellitenbilddaten vor dem Hintergrund landschaftsplanerischer und landschaftsökologischer Anwendungen. Berlin, 152 S., zugl. TU Dresden, Dissertation, Fernerkundung und angewandte Geoinformatik 1/2005. URL: http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:swb:14-1144049443008-65810 [Zugriff: 31.01.2007]

NICOLAI, B. (1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. Jena – Stuttgart.

NIEDERSÄCHSISCHER LANDTAG / Hrsg. (1994): Landes-Raumordnungsprogramm Niedersachsen 1994. Schriften der Landesplanung. Hannover, 192 S., 8 Karten.

NLÖ - NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2003): Hinweise zum Biotopverbund im Großraum Braunschweig. Bearbeitung. Abt. Naturschutz, D. Fielbrand, C. Brauns, Arbeitskarte und CD mit ArcView-Shapes Stand 11/2003.

OPDAM, P., WASCHER, D. (2004): Climate change meets habitat fragmentation. Biological conservation 117: 285-297.

OFRI - ONTARIO FOREST RESEARCH INSTITUTE (2000): LEAP II. Software. Forest Landscape Ecology Program. Sault Ste. Marie, Ontario, Canada.

O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DEANGELIS, D.L, MILNE, B.T., TURNER, M.G., ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.W., DALE, V.H., GRAHAM, R.L. (1988): Indices of landscape pattern. Landscape Ecology 1(3): 153-162.

OPSTAL, A.J.F.M. VAN (2001): The Pan European Ecological Network: a review of international instruments at European ecological networks and suggestions for unifying criteria for the identification of core-areas. Landschaftsplanung.net, URL: http://www.lapla-net.de/texte/2001/opstal/opstal.pdf [Zugriff: 22.04.2003]

PAINE, R.T. (1966): Food web complexity and species diversity. American Naturalist 100: 65-75.

PAINE, R.T. (1969): A note on trophic complexity and species diversity. American Naturalist 100: 91-93.

PAINE, R.T. (1992): Food-web analysis through field measurement of per capita interaction strength. Nature 355: 73-75.

PAN - PARTNERSCHAFT (2001): Konzept für einen landesweiten Biotopverbund. unveröff. Text i. A. d. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

PAN - PLANUNGSBÜRO FÜR ANGEWANDTEN NATURSCHUTZ GMBH (2006a): Übersicht zur Abschätzung von maximalen Entfernungen zwischen Biotopen für Tierpopulationen in Bayern. Stand Dezember 2006, URL: http:/www.pan-gmbh.com/dload/TabEntfernungen.pdf [Zugriff: 22.06.07]

PAN - PLANUNGSBÜRO FÜR ANGEWANDTEN NATURSCHUTZ GMBH (2006b): Übersicht zur Abschätzung von Minimalarealen von Tierpopulationen in Bayern. Stand Dezember 2006, URL: http:/www.pan-gmbh.com/dload/TabMinimalareal.pdf [Zugriff: 22.06.07]

PAN - PLANUNGSBÜRO FÜR ANGEWANDTEN NATURSCHUTZ GMBH (2007): Verarbeiten großer Datenmengen in ArcView. Vortrag zum 9. ArcView-Anwendertreffen. ACKERMANN, W. & FUCHS, D., URL: http://www.pan-gmbh.com/dload/Vortrag_Anwendertreffen_07.pdf [Zugriff 16.06.2007]

PATTERSON, B.D., ATMAR, W. (1986): Nested subsets and the structure of insular mammalian fauna and archipelagos. Biological Journal of the Linnean Society 28: 65-82.

PEITGEN, H.-O., JÜRGENS, H., SAUPE, D. (1992): Bausteine des Chaos: Fraktale. Berlin, Heidelberg, New York, Stuttgart.

PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. / Bearb. (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 69/1, 743 S.

PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BLESS, R., BOYE, P., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. / Bearb. (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 69/2, 693 S.

PETERSEN, B., ELLWANGER, G. / Bearb. (2006): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 3: Arten der EU Osterweiterung. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch., Heft 69/3, 188 S.

PETERSEN, B., HAUKE, U. & SSYMANK, A. (2001): Der Schutz von Tier- und Pflanzenarten bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie. Referate und Ergebnisse eines Workshops auf der Insel Vilm vom 22. - 26.11.1999. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 68, 186 S.

PETERSON, J. (2006): Biotopverbundsystem und europäisches Schutzgebietssystem Natura 2000. In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Ökologisches Verbundsystem in Sachsen-Anhalt. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2006: 68-70.

PETRAK, M. (2005): Tierwanderungen und Tiere als Habitatbildner. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 81-99.

PFEIFER, R. (1994): Ein avifaunistisches Ziel- und Leitartenkonzept für den Naturpark „Dübener Heide“. Diplomarbeit. Fachbereich Landespflege der Fachhochschule Weihenstephan, 137 S.

PLACHTER, H. (1989): Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 29: 107-135.

PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Stuttgart, 463 S.

PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R. UND RIECKEN, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Ergebnisse einer Pilotstudie. SchrR. f. Landschaftspflege u. Naturschutz Heft 70, 566 S.

POETHKE, H.J., GOTTSCHALK, E., SEITZ, A. (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzeptes im Artenschutz. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 229-242.

POHL, D. (1979): Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt / Naturschutz, Landschaftspflege, Vogelschutz, Hannover, 57 S.

PONDER, W., LUNNEY, D. (1999): The Other 99%. The Conservation and Biodiversity of Invertebrates. Royal Zoological Society of NSW, Mosmann, 462 pp.

POSSINGHAM, H. P., DAVIES, I. (1995): ALEX: A model for the spatial viability analysis of spatially structured populations. Biological Conservation 73: 143-150.

POUWELS R., JOCHEM R., REIJNEN M.J.S.M. , HENSEN S.R., VAN DER GREFT J.G.M. (2002): LARCH voor ruimtelijke ecologische beoordelingen van landschappen. Rapport 492, Alterra, Wageningen.

POUWELS, R. (2000). LARCH: een toolbox voor ruimtelijke analyses van een landschap. Rapport 043. Alterra, Wageningen.

PRECHTEL, N. (1997): CORINE - Bodenbedeckungsdaten für Ostdeutschland aus Anwendersicht. Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung 65 (3): 92-101.

PRETSCHER, P. (2000): Aufbereitung ökologischer und faunistischer Grundlagendaten für die Schmetterlingsdatenbank LEPIDAT des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) am Beispiel ausgewählter Arten der FFH-Richtlinie, der Roten Liste Tiere Deutschlands und des 100-Arten-Korbes. Natur und Landschaft 75 (6): 262-266.

PRETSCHER, P., KLEIFGES, P. (2000): Die Schmetterlingsdatenbank LEPIDAT des Bundesamtes für Naturschutz (BfN): Grundlage für die Erstellung der Roten Liste gefährdeter Großschmetterlinge Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 65: 51-70.

PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. Heidelberg. 713 S.

PROJEKTGRUPPE „AKTIONSPROGRAMM ÖKOLOGIE“ (1983): Abschlussbericht der Projektgruppe „Aktionsprogramm Ökologie“. Argumente und Forderungen für eine ökologisch ausgerichtete Umweltvorsorgepolitik. Bundesminister des Innern (Hrsg.), Vorsitzender der Projektgruppe: Prof. Dr. H. Bick, Umweltbrief 29.

PULLIAM, H.R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. American Naturalist, 132: 625-661.

RADDATZ, J., LÄMMLE, M. (2006): Schwerpunktthema: Das neue baden-württembergische Naturschutzgesetz. Unzerschnittene Landschaftsräume, Biotopverbund, regionale Mindestdichte, Umweltbeobachtung, Landschaftsplanung. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) - Fachdienst Naturschutz. Naturschutz-Info 1/2006: 18-21.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT (2007): The Ramsar Convention on Wetlands. URL: http://www.ramsar.org/ [Zugriff: 10.08.2007]

RASSMUS, J., HERDEN, C., JENSEN, I., RECK, H., SCHÖPS, K. (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. Schr. R. Angewandte Landschaftsökologie 51, 298 S.

RECK, H. (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Bonner Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 99- 119.

RECK, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren. Naturschutz und Landschaftsplanung 24 (2): 129-135.

RECK, H. (1993): Spezieller Artenschutz und Biotopschutz: Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen. In: BLAB, J., RIECKEN, U. (Hrsg.): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 38: 159-178.

RECK, H. (2003a): Das Zielartenkonzept: Ein integrativer Ansatz zur Erhaltung der biologischen Vielfalt? In: WIGGERING, H., MÜLLER, F. (Hrsg.): Umweltziele und Indikatoren – Wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele. Berlin: 311-343.

RECK, H. (2003b): Tierökologie und räumliche Planung: Die Eignung arten- und populationsorientierter Ansätze für die Umweltplanung, untersucht am Beispiel des Überlebens des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius* L. 1758) in Agrarlandschaften. Agrarwissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, unveröffentlichte Habilitationsschrift.

RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. / Bearb. (2005a): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17, 313 S.

RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., WINTER, A. (2005b): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Teil I - Initiativskizze. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 11-53.

RECK, H., HÄNEL, K., JEßBERGER, J. (2007a): Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, FKZ 805 82 025, unveröffentlichter Endbericht. (Veröffentlichung in Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt vorgesehen)

RECK, H. HÄNEL, K., HERRMANN, M., SACHTELEBEN, J. (2007b): Zielarten des überörtlichen Biotopverbundes - Zeigerarten für Zerschneidung und Verinselung. Entwurf, erarbeitet im Rahmen des Verbände-Vorhabens „Bewältigung räumlich-funktionaler Beeinträchtigungen durch Ableitung von dauerhaften effizienten Maßnahmen zur Vermeidung und Kompensation“ gefördert vom Deutschen Jagdschutz-Verband e.V., mit Mitteln der Verbändeförderung von BfN und BMU, und ergänzt um Auswertungen im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (FUCHS, D., HÄNEL, K., JEßBERGER, J., LIPSKI, A., RECK, H., REICH, M., SACHTELEBEN, J. 2007)

RECK, H., HENLE, K., HERMANN, G., KAULE, G., MATTHÄUS, G., OBERGFÖLL, F.J., WEIß, K., WEIß, M. (1991): Zielarten: Forschungsbedarf zur Anwendung einer Artenschutzstrategie. In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 347-353.

RECK, H., KAULE, G. (1993): Straßen und Lebensräume. Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, H. 654, 230 S.

RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., KAULE, G., HEINL, T., KICK, U., WEIß, M. (1994): Ziele und Standards für die Belange des Arten- und Biotopschutzes: Das "Zielartenkonzept" als Beitrag zur Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogrammes in Baden-Württemberg. Laufener Seminarbeiträge 4/94: 65-94.

RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., HEINL, T., KAULE, G. (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). Institut für Landschaftsplanung und Ökologie, Universität Stuttgart.

REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDTLE, W., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E. / Eds. (2002): Pasture Landscapes and Nature Conservation. Heidelberg, Berlin, New York: 435 pp.

REDSLOB, M. (2004): EDV-Einsatz in Erfassung und Bewertung. In: V. HAAREN, C. (Hrsg.): Landschaftsplanung. Stuttgart: 101-117.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT / Hrsg. (2000): Landschaftsrahmenplan Südhessen. 241 S. + Anhänge und Karten.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN / Hrsg. (1998): Landschaftsrahmenplan Mittelhessen. 221 S.+Karten.

REGIERUNGSPRÄSIDIUM KASSEL / Hrsg. (2000): Landschaftsrahmenplan Nordhessen. 318 S. + Anhang, URL: http://beihilfe.rp-kassel.de/static/themen/naturschutz/lrp2000/index0.htm [Zugriff: 27.09.2007]

REICH, M., GRIMM, V. (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: Eine kritische Bestandsaufnahme. Z. Ökologie und Naturschutz 5: 123-139.

REINHARDT, R., THUST, R. (1988): Zur ökologischen Klassifizierung und zum Gefährdungsgrad der Tagfalter der DDR. Entomologische Nachrichten und Berichte 32: 199-206.

REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. Naturwissenschaften 72: 505-512.

REMMERT, H. (1987): Sukzessionen im Klimaxsystem. Verh. d. Ges. f. Ökologie 16: 27-34.

REMMERT, H. (1991a): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. In: ANL (Hrsg.): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. Laufener Seminarbeiträge 5/91: 5-15.

REMMERT, H. (1991b): The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems. Ecological Studies 85, Berlin, Heidelberg, New York, 168 pp.

REMMERT, H. (1994): Minimum Animal Populations. Ecological Studies 106, Berlin, Heidelberg, New York, 156 pp.

REUTHER, C. (2004): Auf dem Weg zu einem Otter Habitat Netzwerk Europa (OHNE). Methodik und Ergebnisse einer Raumbewertung auf europäischer und deutscher Ebene. HABITAT - Arbeitsberichte der Aktion Fischotterschutz e.V. 15, Hankensbüttel, 308 S.+ CD.

RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985. Schriftenreihe des DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten) 12, 264 S.

RICHARZ, K., LIMBRUNNER, A. (1999): Fledermäuse. Fliegende Kobolde der Nacht. 2. überarbeitete und aktualisierte Auflage. Stuttgart, 192 S.

RIEBE, H. (1994): Zum Status des Luchses, *Felis (Lynx) lynx L.* im Elbsandsteingebirge - die Luchsnachweise der letzten sechzig Jahre. Schriftenreihe des Nationalparkes Sächsische Schweiz, Heft 2, Königstein.

RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen - Grundlagen und Anwendung. Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 36, 187 S.

RIECKEN, U. (2005): Fachliche und rechtliche Grundlagen des Biotopverbundes. In: VERWALTUNG BIOSPHÄRENRESERVAT VESSERTAL (Hrsg.): Biotopverbund im Thüringer Wald. Tagungsband 2004: 7-22.

RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. (2003): Standard-Biotoptypenliste für Deutschland. 2. Fassung. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 75, 66 S.

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. 20 S.

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.

RIEDEL, B., PIRKL, A., THEURER, R. (1996): Planung von lokalen Biotopverbundsystemen. Band 2: Anwendung in der Praxis. - Materialien zur Ländlichen Entwicklung in Bayern 32/1996, (BayStMELF), München.

RIEDL, U. (1995): Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagendaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz. Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 43: 329-356.

RIESS, W. (1986): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. Laufener Seminarbeiträge 10: 102-115.

RINGLER, A. (1999): Biotopverbund: Mehr als nur ein wohlfeiles Schlagwort? Rechenschaftsbericht und Zielbestimmung zur Jahrtausendwende. Berichte der Berichte der ANL / Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 23: 5-62.

ROEDENBECK, I.A., KÖHLER, W. (2006): Effekte der Landschaftszerschneidung auf die Unfallhäufigkeit und Bestandsdichte von Wildtierpopulationen. Zur Indikationsqualität der effektiven Maschenweite. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (10/11): 314-322.

ROWECK, H., KLEYER, M., SCHMELZER, B. (1987): Biotopverbundsystem - Untersuchungen für ein Biotopverbundsystem im Gebiet des Nachbarschaftsverbandes Stuttgart und in angrenzenden Teilen der Region Mittlerer Neckar. Bd. 1: Biotopverbundsystem, Bd.2: Vorschläge für Maßnahmen in Städten und Gemeinden. Nachbarschaftsverbandes Stuttgart - Regionalverband Mittlerer Neckar.

RÜCKRIEM, C., ROSCHER, S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 22, 456 S.

RUTLEDGE, D. T (2003): Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation Science Internal Series 98. 27 pp.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (1994): Biotoptypenliste Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 2/1994.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (2002): Selektive Biotopkartierung Sachsen. Dresden.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (2003): Biotopkartierung in Sachsen. Kartieranleitung. Stand: Oktober 2003, Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden, 51 S.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE / Hrsg. (2006): Fachliche Grundlagen für einen landesweiten Biotopverbund im Freistaat Sachsen. Fachinformation mit Stand Juli 2006. 299 S., 4 Karten, Anhang.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2007): Bodenkarten 1:50 000 (BK50) - Aktueller Arbeitsstand 12.02.2007. URL: http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/boden_14513.html [Zugriff: 20.02.2007]

SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNEREN / Hrsg. (2003): Landesentwicklungsplan Sachsen. Dresden, 111 S., Anhang, 12 Karten.

SACHTELEBEN, J. (2000): Naturschutzfachliche Bedeutung von Modellen der Inselökologie für Invertebraten und Gefäßpflanzen auf Kalkmagerrasen in Süddeutschland. Dissertation Philipps-Universität Marburg. Agrarökologie 36, 174 S.

SACHTELEBEN, J., RIESS, R. (1997): Flächenanforderungen im Naturschutz. Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten. II. Teil: Bayern als Beispiel, Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (12): 373-377.

SCBD - SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2003): Interlinkages between biological diversity and climate change. Advice on the integration of biodiversity considerations into the implementation of the United Nations Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol. Montreal, SCBD. - Montreal (CBD Technical Series no. 10).

SCBD - SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2004): COP 7 Decisions. Decision VII/28 - Protected areas (Articles 8 (a) to (e)), URL: http://www.cbd.int/doc/decisions/COP-07-dec-en.pdf [Zugriff: 10.08.2007]

SCHADT, S. (2002): Scenarios assessing the viability of a lynx population in Germany - Szenarien für eine lebensfähige Luchspopulation in Deutschland. Dissertation, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, 116 S.

SCHADT, S., KNAUER, F., KACZENSKY, P., REVILLA, E., WIEGAND, T., TREPL, L. (2002a): Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. Ecological Applications, 12(5): 1469-1483.

SCHADT, S., KNAUER, F. & KACZENSKY, P. (2000): Habitat- und Ausbreitungsmodell für den Luchs in Deutschland. Laufener Seminarbeiträge 2/00: 37-45.

SCHADT, S., REVILLA, E., WIEGAND, T., KNAUER, F., KACZENSKY, P., BREITENMOSER, U., BUFKA, L., CERVENY, J., KOUBEK, P., HUBER, T., STANISA, C., TREPL, L. (2002b): Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology 39: 189-203.

SCHALLER, J. (1978): Ziele, Methodik und Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern. Ber. ANL (2): 17-27.

SCHLUMPRECHT, H. (2000): Das Schlüsselartensystem für ein Naturschutzmonitoring und die FFH-Arten. In: PETERSEN, B., HAUKE, U., SSYMANK, A.: Der Schutz von Tier- und Pflanzenarten bei der Umsetzung der FFH-Richtlinie. Schr.-R. für Landschaftspflege und Naturschutz (68): 153-168.

SCHLUMPRECHT, H. (2002): Überblick über planungsrelevante Tierartengruppen. Anhang I zu BERNOTAT, D., SCHLUMBRECHT, H., BRAUNS, C., JEBRAM, J., MÜLLER-MOTZFELD, G., RIECKEN, U., SCHEURLEN, K., VOGEL, M.: Kapitel 7.1 Gelbdruck „Verwendung tierökologischer Daten“, In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U.: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schr.-R. für Landschaftspflege u. Naturschutz (70): 445-525.

SCHLUMPRECHT, H., LUDWIG, F., GEIDEZIS, L., FROBEL, K. (2006): Naturschutzfachliche Schwerpunktgebiete im Grünen Band. Anhang 4 aus: unveröffentlichter Abschlussbericht zum E+E-Vorhaben „Bestandsaufnahme Grünes Band“. Erstellung: Büro für ökologische Studien & Projektbüro Grünes Band. Bayreuth und Nürnberg. BfN-Skripten 152, 182 S., URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/skript152.pdf [Zugriff: 04.09.2007]

SCHLUMPRECHT, H., VÖLKL, W. (1992): Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Flächen bei vegetationskundlichen Kartierungen. Natur und Landschaft 67 (1): 3-7.

SCHLÜTER, H. (1981): Geobotanisch-vegetationskundliche Grundlagen der Naturraumerkundung und -kartierung. Petermanns Geographische Mitteilungen 125 (2): 73-82.

SCHLÜTER, H. (1984): Die "Vegetationsform" als Elementareinheit landschaftlicher Vegetationsmosaike. Wissenschaftliche Mitteilungen des Institus für Geographie und Geoökologie der Akademie der Wissenschaften der DDR, Leipzig 14: 7-16.

SCHMIDT, P.A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? Forstw. Cbl. 117: 193-205.

SCHMIDT, M., BECKER, C., FISCHER, P., PREUSCHHOF, B. (2006): Vegetationsökologisches Dauerflächen-Monitoring in einer beweideten Hutelandschaft: Das „Hühnerfeld“ im Kaufunger Wald. BfN-Skripte 178: 177-180.

SCHNEIDER-SLIWA, R., SCHAUB, D., GEROLD, G. (Hrsg.) (1999): Angewandte Landschaftsökologie - Grundlagen und Methoden. Berlin, Heidelberg, New York, 560 S.

SCHNITTER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M., SCHRÖDER, E. & BUND-LÄNDER-ARBEITSKREIS ARTEN / Bearb. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt & Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2, 370 S.

SCHOLLES, F., HAAREN, C. v., MYRZIK, A., OTT, S., WILKE, T., WINKLEBRANDT, A., WULFERT, K. (2003): Strategische Umweltprüfung und Landschaftsplanung. UVP-Report 17 (2): 76-82.

SCHREIBER, K.-F. (1990). The history of landscape ecology in Europe. In: ZONNEVELD I.S., FORMAN, R.T.T. (eds.): Changing Landscapes: an Ecological Perspective. New York, NY: 21-33.

SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Landschaftsökologie und Umweltforschung 35, Selbstverlag des Institutes für Geographie und Geoökologie, Braunschweig: 202 S. + URL: http://brandenburg.geoecology.uni-potsdam.de/users/schroeder/download/publications/dissertation_schroeder_2000.pdf [Zugriff: 23.01.2006]

SCHRÖDER, L. (1999): Die Erarbeitung von Karten der potentiellen natürlichen Vegetation (pnV) Deutschlands – Stand und Perspektiven. NNA-Berichte 12 (2): 53-61.

SCHULTE, R. (2000a): Grünbrücken und andere Querungshilfen im Verkehrswegebau - Anforderungen aus Sicht des nationalen Biotopverbundes. Ergebnisse eines Seminars der NABU-Akademie Gut Sunder vom 16. bis 17.5.2000 URL: www.nabu-akademie.de/berichte/00ecoduct.htm [Zugriff: 15.03.2003]

SCHULTE, R. (2000b): Anforderungen an ein Konzept zum nationalen Biotopverbund. Ergebnisse eines Seminars der NABU-Akademie Gut Sunder vom 2. bis 3.10.2000. URL: www.nabu-akademie.de/berichte/00_bvs.htm [Zugriff:15.03.2003)

SCHULZ, B. (2003): Die Reaktion ausgewählter Tierartengruppen (Coleoptera: Carabidae und Orthoptera: Acrididae) auf eine großflächige Extensivbeweidung am Beispiel der Weidelandschaft Oberes Eidertal. Dissertation, Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Landschaftsökologie, 171 S., URL: http://e-diss.uni-kiel.de/diss_922/d922.pdf [Zugriff: 03.07.2007]

SEENET - SOUTH AND EAST EUROPEAN ECOLOGICAL NETWORK (2007): Ecological Network maps. South and East European Ecological Network. A programme as part of the Pan-European Ecological Network, URL: http://www.seenet.info/html/maps/EcologicalNetworkMaps.php [Zugriff: 16.08.2007]

SEILER, U., NEUBERT, M., MEINEL, G. (2004): Automatisierte Erfassung von Biotop- und Nutzungstypen durch segmentbasierte Klassifikation von IKONOS-Satellitenbilddaten. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (4): 101-106.

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN (1994): Landschaftsprogramm. Artenschutzprogramm. 1994. Begründung und Erläuterung. URL: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/lapro/download/lapro94_erl-bericht.pdf [Zugriff: 27.05.2007]

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN (2004): Landschaftsprogramm. Artenschutzprogramm. Ergänzung 2004. URL: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/lapro/download/lapro_ergaen04.pdf [Zugriff: 27.05.2007]

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN (2007): Landschaftsprogramm einschließlich Artenschutzprogramm. Programmplan Biotop- und Artenschutz. URL: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/landschaftsplanung/lapro/de/plaene/ba.shtml#biotopentwicklungsraeume [Zugriff: 27.05.2007]

SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND DER LANDESBEAUFTRAGTE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE / Hrsg. (2005): Biotopkartierung Berlin. Grundlagen - Standards - Bewertung. CD.

SETTELE, J., FELDMANN, R., HENLE, K., KOCKELKE, K., POETHKE, J. (1999): Methoden der quantitativen Erfassung von Tagfaltern. In: SETTELE, J., FELDMANN, R., REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart: 144-185.

SETTELE, J., HENLE, K., BENDER, C. (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 5: 187-206.

SETTELE, J., REINHARDT, R. (1999): Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. In: SETTELE, J., FELDMANN, R., REINHARDT, R. (Hrsg.): Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart: 60-123.

SEUFERT, W., GROSSER, N. (1996): A population ecological study of *Chazara briseis* (*Lepidoptera, Satyrinae*). In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P., HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes, Dordrecht: 268-274.

SHAFFER, M. L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31(2):131-134.

SIMBERLOFF, D. (1994): Die Konzeption von Naturreservaten. In: USHER, M.B., ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Heidelberg: 274-291.

SIMON, O. (2006): Die Wildkatze Felis silvestris als Leitart für den Lebensraumverbund Kellerwald-Burgwald-Rothaargebirge. In: NATURSCHUTZ-AKADEMIE HESSEN; BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND; INSTITUT FÜR TIERÖKOLOGIE UND NATURBILDUNG / Hrsg.: Kleine Katzen - Große Räume. Ein Rettungsnetz für die Wildkatze. NAH Akademie-Berichte 5, Wetzlar: 53-67.

SLUIS, T. VAN DER, BLOEMMEN, M., BOUWMA, I.M. (2004): European Corridors: Strategies for corridor development for target species. Tilburg: ECNC.

SONNENBURG, H., GERKEN, B. (2004): Das Hutewaldprojekt im Solling - Ein Baustein für eine neue Ära des Naturschutzes. Höxter, 42 S.

SPANG, D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. Natur und Landschaft 67 (4): 158-161.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten, Bundestags-Drucksache 10/3613, 423 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1987): Umweltgutachten 1987. Bundestags-Drucksache 11/1568, 674 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (1996): Umweltgutachten 1996 - Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Bundestags-Drucksache 13/4108, 468 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2002a): Umweltgutachten 2002 - Für eine neue Vorreiterrolle. Bundestags-Drucksache 14/8792, 552 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2002b): Sondergutachten - Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes. Bundestags-Drucksache 14/9852, 211 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2004): Umweltgutachten 2004 - Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Bundestags-Drucksache 15/3600, 665 S.

SRU - DER SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2005): Sondergutachten Umwelt und Straßenverkehr. Hohe Mobilität - Umweltverträglicher Verkehr. Bundestags-Drucksache 15/5900, 347 S.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

SSYMANK, A. (2000a): Rahmenbedingungen für die naturschutzfachliche Bewertung großer Räume und fachliche Anforderungen an ein Bundesvorrangflächensystem für den Naturschutz. In: SSYMANK, A. (Bearb.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspfl. u. Naturschutz 63: 11-47.

SSYMANK, A. (2000b): Biotopkomplexe der Bundesrepublik Deutschland - mit Definitionen und Erläuterungen. In: SSYMANK, A. (Bearb.): Vorrangflächen, Schutzgebietssysteme und naturschutzfachliche Bewertung großer Räume in Deutschland. Schriftenr. Landschaftspfl. u. Naturschutz 63: 343-419.

SSYMANK, A., BALZER, S., ULLRICH, K. (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Ergebnisse eines internationalen Workshops auf der Insel Vilm. Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (2): 45-49.

STAATSKANZLEI RHEINLAND-PFALZ / Hrsg. (1995): Landesentwicklungsprogramm III. Mainz, 162 S., Anhang, 1 Karte.

STAUDT, A. / Hrsg. (2007): Nachweiskarten der Spinnentiere Deutschlands (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones). Datenbank und Projekt der Arachnologische Gesellschaft e. V., URL: http://www.spiderling.de/arages [Zugriff: 06.03.2007]

STEFFENS, R., BUDER, W., RICHTER, K., SCHULZ, D, ZÖPHEL, U., KRETZSCHMAR, R. (1994): Floristische und faunistische Erfassungs-, Schutz- und Betreuungsprogramme im Freistaat Sachsen. Naturschutzarbeit in Sachsen 36, Sonderheft: 1-21.

STEINHARDT, U., BLUMENSTEIN, O., BARSCH, H. (2005): Lehrbuch der Landschaftsökologie. Heidelberg, 300 S.

STEMMER, B. (2007): LARCH - landscape ecological rules for the configuration of habitats. Diplomarbeit. Universität Kassel, Fachbereich 06 - Architektur, Stadtplanung, Landschaftsplanung/ Studiengang Landschaftsplanung, unveröffentlicht, 153 S.

STICKROTH, H., SCHMITT, G., ACHTZIGER, R., NIGMANN, U., RICHERT, E., HEILMEIER, H. (2003): Konzept für ein naturschutzorientiertes Tierartenmonitoring - am Beispiel der Vogelfauna. Angewandte Landschaftsökologie 50, 397 S.

STRAUSS, H. (1988): Zur Diskussion über Biotopverbundsysteme – Versuch einer kritischen Bestandsaufnahme. Natur und Landschaft 63 (9): 374-378.

STREIN, M., MÜLLER, U., SUCHANT, R. (2005a): Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa – Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen Analyse. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 255-262.

STREIN, M., SUCHANT, R., BURGHARDT, F. (2005b): Ergänzende Modellierungen für die Norddeutsche Tiefebene und Teile Süddeutschlands auf Basis des artunspezifischen Ansatzes von STREIN et al. (2003). In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 55-58.

STUBBE, M., STUBBE, A. (2001): Wiederbesiedlung des nördlichen Harzvorlandes durch die Wildkatze. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 26: 179-180.

STÜER, B. (2003): Strategische Umweltprüfung in der Verkehrswege-, Landes- und Regionalplanung. Umwelt und Planungsrecht 23 (3): 97-103.

SCHNEIDER, C., SUKOPP, H. (1978): Zur Erhaltung von Flora und Fauna in Naturschutzgebieten. Forderungen aus der Sicht der angewandten Ökologie. TUB - Zeitschrift der TU Berlin 2: 20-26.

SUKOPP, H., SCHNEIDER, C. (1981): Zur Methodik der Naturschutzplanung. Akademie für Raumforschung und Landesplanung Hannover, Beiträge zur ökologischen Raumplanung. Arbeitsmaterial Nr. 46: 1-25.

SUKOPP, H., KUNICK, W., SCHNEIDER, C. (1979a): Biotopkartierung in der Stadt. Natur und Landschaft 54 (3): 66-68.

SUKOPP, H., TRAUTMANN, W., SCHALLER, J. (1979b): Biotopkartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 54 (3): 63-64.

SURKUS, B., TEGETHOF, U. (2004): Standorte für Grünbrücken. Ermittlung konfliktreicher Streckenabschnitte gegenüber großräumigen Wanderungen jagdbarer Säugetiere. Bericht zum Forschungsprojekt 01651. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen. Verkehrstechnik Heft V 117, Bergisch Gladbach. 38 S.

SZEKELY, S. (2006): Die Planung von überörtlichen Biotopverbundsystemen zum Aufbau des ökologischen Verbundsystems in Sachsen-Anhalt. In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Ökologisches Verbundsystem in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2006: 16-37.

TERRY, A., ULLRICH, K., RIECKEN, U. / Eds. (2006): The European Green Belt: from vision to reality. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom, 214 pp. + 8 plates.

TEUBNER, J., TEUBNER, J., DOLCH, D., BLUM, H. (1999): Die aktuelle Verbreitung des Fischotters Lutra lutra (L., 1758) im Land Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8(3): 84-92.

THOMAS, C.D., CAMERON, A., GREEN, R.E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L.J., COLLINGHAM, Y.C., ERASMUS, B.F.N., DE SIQUEIRA, M.F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A.S., MIDGLEY, G.F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M.A., PETERSON, A.T., PHILLIPS, O.L., WILLIAMS, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. Nature 427: 145-148.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT (2001): Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung im Freistaat Thüringen, Jena.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT / Hrsg. (1994): Wissenschaftliche Beiträge zum Landschaftsprogramm Thüringens. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Nr. N2/94, Jena. 162 S., Anlagen.

THÜRINGER MINISTERIUM FÜR BAU UND VERKEHR / Hrsg. (2004a): Landesentwicklungsplan 2004. Erfurt, 93 S., URL: http://www.thueringen.de/de/publikationen/pic/pubdownload564.pdf [Zugriff: 10.08.2006]

THÜRINGER MINISTERIUM FÜR BAU UND VERKEHR / Hrsg. (2004b): Landesentwicklungsplan 2004 – Karte 2 Freiraumstruktur.: URL: http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmbv/landesplanung/plaene/thueringen/lep_th_ringen_karte2_freiraumstruktur.pdf [Zugriff: 10.08.2006]

THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG / Hrsg. (1993): Landesentwicklungsprogramm Thüringen. Entwurfsfassung, 53 S., Anhang mit Karten.

THÜRINGER MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG in Zusammenarbeit mit der THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT / Hrsg. (1993): Arten- und Biotopschutzprogramm Thüringen - Grobkonzept.

TILLMANN, J.E., RECK, H. (2003): Zur Rolle des Rothirsches (Cervus elaphus L.) im Ökosytem und Empfehlungen für sein Management in Schleswig-Holstein. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Ökologie-Zentrum, Fachabteilung Landschaftsökologie, Vorstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten, Schleswig-Holstein und der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Kiel: 120 S., URL: http://www.ecology.uni-kiel.de/~hreck/Rothirsch.pdf [Zugriff: 24.06.2005]

TISCHENDORF, L., FAHRIG, L. (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos 90: 7-19.

TLUG - THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2005): Erarbeitung der Raumkulisse "Biotopverbund des Landes und der Regionen". URL: http://www.tlug-jena.de/start/umweltdaten2005/ub2005/nat_land.htm [Zugriff 08.08.2006]

TRAUTNER, J. / Hrsg. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung - Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie und Naturschutz 5, Weikersheim, 254 S.

TRAUTNER, J., FRITZE, M.-A., KAISER, M.: Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands. In Vorbereitung.

TROLL, C. (1950): Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. Studium Generale 3. Heidelberg, Berlin: 163-181.

TROST, M. (2004): Differenzierung der Carabidenfauna mitteldeutscher Xerothermhabitate mit besonderer Berücksichtigung Sachsen-Anhalts. Angewandte Carabidologie Supplement III - Laufkäfer in Xerothermbiotopen: 95-114.

TURNER, M.G. (1990): Spatial and temporal analysis of landscape patterns. Landscape Ecology 4: 21-30.

TURNER, M.G., GARDNER, R.H. / eds. (1991): Quantitative Methods in Landscape Ecology. New York.

TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoziologie 13: 5-42.

ULLRICH, K., FINCK, P. RIECKEN, U., SACHTELEBEN, J. (2004): Bundesweit bedeutsame Zielarten für den Biotopverbund. In: 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., HENGEL U. VAN, ZELTNER, U., ZIMMERMANN, F.: Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“ - Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt 2: 59-63.

UMWELTBUNDESAMT (2004): Anforderungsanalyse der Nutzung von satellitenbasierten Erdbeobachtungssystemen für die Umweltpolitik (SATUM). Forschungsbericht 202 91 601, UBA FB 000693, UBA-Texte Nr. 32/04, URL: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/satum_lang_040903.pdf [Zugriff: 05.02.2007]

UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN / Hrsg. (2003): Gutachtliches Landschaftsprogramm Mecklenburg-Vorpommern. Bearb.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 280 S., 9 Karten.

UMK - UMWELTMINISTERKONFERENZ (1993): Beschlussfassung der 41. Umweltministerkonferenz vom 24./25. 11. 1993.

UNEP / CMS SECRETARIAT (2007): Convention on Migratory Species. URL: http://www.cms.int/about/index.htm [Zugriff: 28.08.2007]

UNESCO - UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (2007): UNESCO's Man and the Biosphere Programme (MAB). URL: http://www.unesco.org/mab/ [Zugriff: 10.08.2007]

URBAN, D., O'NEILL, R., SHUGART, H. (1987): Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. BioScience, 37(2): 119-127.

V. HAAREN, C., REICH, M. (2006): The German Way to Greenways and Habitat Networks. Landscape and Urban Planning 76 (1-4): 7-22.

VAN DER GRIFT, E.A., POUWELS, R. (2006): Restoring habitat connectivity across transport corridors: identifying high-priority locations for defragmentation with the use of an expert-based model. In: DAVENPORT J., DAVENPORT J.L. (eds.): The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. Dordrecht, The Netherlands: 205-231.

VAN DYCK, H., BAGUETTE, M. (2005): Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? Basic and Applied Ecology 6: 535-545.

VERBOOM, J., BAVECO, J.M., JOCHEM, R., DIJKSTRA, L. (1999): METAPHOR: metapopulation model for ecological impact assessment. Report. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen.

VOGEL, B., ROTHHAUPT, G. (1998): Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten - Zwei Fallbeispiele aus der Naturschutzpraxis. Laufener Seminar-Beiträge 8: 108-119.

VOGEL, K., VOGEL, B., ROTHHAUPT, G., GOTTSCHALK, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz - Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (6): 179-184.

VOGEL, M., BLASCHKE, T. (1996): GIS in Naturschutz und Landschaftspflege: Überblick über Wissensstand, Anwendungen und Defizite. In: ANL (Hrsg.): GIS in Naturschutz und Landschaftspflege, Laufener Seminarbeiträge 4/96: 7-19.

VOIGT, I. (2001): Analyse und Visualisierung des Raumwiderstandes für Zielarten des Biotopverbundes mit Hilfe des Geoinformationssystems ArcView. Diplomarbeit, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachbereich Landbau/ Landespflege, 114 S. + Karten.

VOIGT, K. (2004): Der Einsatz von CORINE Land Cover in der naturschutzfachlichen Rahmenplanung am Beispiel des UNESCO Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe". In: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for environmental applications, 20. - 21. January, Berlin, UBA Texte 04/04: 149-154. URL: http://www.corine.dfd.dlr.de/media/download/ws-clc2000_voigt.pdf [Zugriff: 24.01.2007]

VOLG , F. (2003): Biotopverbund in Wohngebieten. Ein dynamisches Naturschutzkonzept für Wohngebiete zur Förderung von wildlebenden Pflanzen- und Tierarten. Beiträge zur Umweltgestaltung Bd.A154, Berlin, 267 S.

VÖLK, F., GLITZNER, I., VOLK, G. (2001): Wildökologische Korridore. Entwurf. Österreichische Bundesforste AG, Universität für Bodenkultur Wien: Institut für Vermessung, Fernerkundung und Landinformation, Aktueller Projektstand unter URL: http://ivfl.boku.ac.at/projekte/woek/ [Zugriff 12.04.2007]

VÖLKL, W., BLICK, T. (2004): Die quantitative Erfassung der rezenten Fauna von Deutschland. BfN-Skripten 117, Bonn-Bad Godesberg: 85 S. / zusammengefasst auf 34 S.: URL: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/dokumentationartenvielfalt.pdf [Zugriff: 19.01.2007]

VON OHEIMB, G., EISCHEID, I., FINCK, P., GRELL, H., HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., RIECKEN, U., SANDKÜHLER, J. (2006): Halboffene Weidelandschaft Höltigbaum - Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. Ergebnisse und Erfahrungen aus dem gleichnamigen Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E) des Bundesamtes für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 36, 284 S.

VOS, C.C., VERBOOM, J., OPDAM, P.F.M., TER BRAAK, C.J.F. (2001): Toward ecologically scaled landscape indices. The American Naturalist, 157: 24-41.

VUBD - Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e.V. / Hrsg. (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. 3. überarbeitete und erweiterte Auflage. Veröffentlichungen VUBD, Bd 1, Nürnberg.

WALDENSPUHL, T. K. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvergleich unter besonderer Berücksichtigung der bei der Beurteilung des Naturschutzwertes verwendeten Indikatoren. Schr.-R. Institut für Landespflege der Universität Freiburg (17), 261 S.

WALLASCHEK, M., LANGNER, T.J., RICHTER, K. / Hrsg. (2004): Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 5 (2004), 289 S.

WALTER, R., RECK, H., KAULE, G., LÄMMLE, M., OSINSKI, E., HEINL, T. (1998): Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg. Natur und Landschaft 73 (1): 9-25.

WALZ, U. (1998): Ableitung von Indikatoren zur Landschaftsstruktur aus Fernerkundungsdaten und anderen Flächeninformationssystemen. In: STROBL, J., DOLLINGER, F. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung. Beitr. z. AGIT-Symp. Salzburg 1998. Heidelberg: 403-409.

WALZ, U. (2001): Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und Geoinformatik. Berlin, 212 S.

WATKINSON, A.R., GILL, J.A. (2002) Climate change and dispersal. In: BULLOCK, J., KENWARD, R., HAILS, R. (eds.): Dispersal ecology. Malden: 410-429.

WEIDEMANNN, H.J. (1995): Tagfalter: beobachten, bestimmen. 2. neu bearb. Aufl., Augsburg, 659 S.

WEIHRICH, D. (2002): Biotopverbundplanung im Rahmen der Landschaftsplanung. In: RIEDEL, W., LANGE, H. (Hrsg.): Landschaftsplanung. Heidelberg: 265-271.

WEISE, J. (2001): Kommunale Landschaftsplanung im Kalkflugsandgebiet Mainz-Ingelheim. Ein Beitrag zur Theorie des Biotopverbundes. Giessener Geographische Schriften herausgegeben von den Hochschullehrern des Geographischen Institutes des Justus-Liebig-Universität Giessen. Heft 78, 272 S., zzgl. Anhang.

WESTHUS, W. (1991): Biotopkartierung in der ehemaligen DDR. Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (59): 953-956.

WIEDEMEIER, P. (1992): Biotopverbund bei Säugern. In: Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Heimatschutz Baselland (Hrsg.): Biotopverbund - die wirksame Stragtegie gegen den Artenschwund? Referate der Tagung vom 26. Januar 1991, Muttenz/ Schweiz: 21-22.

WIEGAND, T. (1998): Die zeitlich-räumliche Populationsdynamik von Braunbären: Neue Modellierungsmethoden zu angewandten und theoretischen Fragestellungen. Habilitationsschrift, Forstwissenschaftliche Fakultät. München, Ludwig-Maximilians-Universität.

WIENS, J. (1989): Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3: 385-397.

WIENS, J.A. (1995): Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L. FAHRIG, L., MERRIAM, G. (eds.): Mosaic landscapes and ecological processes. London: 85-109.

WILCOX, B.A. (1984): In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements. In: MC NEELEY, J.A., MILLER, K.R. (eds.): National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society. Proceedings of the World Congress on National Parks, Bali, Indonesia, 11–22 October 1982. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.: 639-647.

WILMANNS, O., KRATOCHWIL, A. (1983): Gedanken zur Biotopkartierung in Baden-Württemberg. Schr.-R. Deutscher Rat für Landespflege (41): 55-68.

WILMANNS, O., KRATOCHWIL, A., KÄMMER, F. (1978): Biotop-Kartierung in Baden-Württemberg. - Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 11: 191-205.

WILSON, R.J., THOMAS, C.D. (2002): Dispersal and the spatial dynamics of butterfly populations. In: BULLOCK, J., KENWARD, R., HAILS, R. (eds): Dispersal ecology. Malden: 257-278.

WINKELBRANDT, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Begrüßung und Einführung. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 71-75.

WIRTSCHAFTSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG / Hrsg. (2002): Landesentwicklungsplan 2002 Baden-Württemberg. Stuttgart, 52 S., Anhang, Begründung, 1 Karte.

WOTSCHIKOWSKY, U., SIMON, O., ELMAUER, K., HERZOG, S. (2006): Leitbild Rotwild - Wege für ein fortschrittliches Management. DEUTSCHE WILDTIERSTIFTUNG, Hamburg, 32 S. URL: http://www.rothirsch.org/_downloads/Folder_Leitbild_Rotwild_ok_Monitor_2006-10-25.pdf [Zugriff 06.02.2007]

ZACHOS, F., ALTHOFF, C., STEYNITZ, Y., ECKERT, I., HARTL, G. (2007): Genetic analysis of an isolated red deer (Cervus elaphus) population showing signs of inbreeding depression. European Journal of Wildlife Research 53 (1): 61-67.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (1998): Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. Laufener Seminarbeiträge 8/98: 9-32.

ZEHLIUS-ECKERT, W. (2001): Möglichkeiten und Grenzen der repräsentativen Auswahl von Arten im Naturschutz. Dissertation. Technische Universität München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Lehrstuhl für Landschaftsökologie. URL: http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=969360770&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=969360770.pdf [Zugriff: 10.12.2006]

ZELTNER, U. (2005): Das Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein. Perspektiven für einen länderübergreifenden Biotopverbund. In: RECK, H., HÄNEL, K., BÖTTCHER, M., TILLMANN, J., WINTER, A. (Bearb.): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Naturschutz und Biologische Vielfalt 17: 187-195.

ZELTNER, U., GEMPERLEIN, J. (1993): Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein. In: LANDESAMT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig-Holstein. Kiel: 38-44.

ZEPP, H., MÜLLER, H. J. / Hrsg. (1999): Landschaftsökologische Erfassungsstandards - Ein Methodenhandbuch. Forschungen zur deutschen Landeskunde 244, 535 S.

## 9.2 Rechtsgrundlagen

Bonn convention on the conservation of migratory species of wild animals - CMS 1979. Convention text. URL: http://www.cms.int/pdf/convtxt/cms_convtxt_german.pdf [Zugriff: 28.08.2007]

Convention on Biological Diversity – CBD 1992. Convention text. URL: http://www.biodiv.org/convention/articles.asp?lg=0 [Zugriff: 05.01.06]

Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats - Bern Convention 1979. Convention text. URL: http://conventions.coe.int/Treaty/Commun/QueVoulezVous.asp?NT=104&CM=8&DF=2/15/2007&CL=ENG [28.09.2007]

Convention on wetlands of international importance as waterfowl habitat - Ramsar Convention on Wetlands 1971. Convention text. URL: http://www.ramsar.org/key_conv_g.htm [Zugriff: 10.08.2007]

Europarechtanpassungsgesetz Bau (EAG Bau) vom 24. Juni 2004 - BGBl. I S. 1359

Gesetz über den Ausbau der Bundesfernstraßen (Fernstraßenausbaugesetz - FStrAbG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Januar 2005 (BGBl. I S. 201), geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 9. Dezember 2006, BGBl. I S. 2833

Gesetz über den Schutz der Natur und die Pflege der Landschaft (Saarländisches Naturschutzgesetz (außer Kraft) – SNG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. März 1993, Amtsbl. S. 346, zuletzt geändert am 23. Juni 2004, Amtsbl. S. 1550

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 2005, BGBl. I S. 1757, zuletzt geändert am 21. Dezember 2006, BGBl. I S. 3316

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bremisches Naturschutzgesetz – BremNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. April 2006, Brem.GBl. S. 211, geändert am 21. November 2006, GVBl. S. 467

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. März 2002 (BGBl. I. S. 1193), zuletzt geändert durch Art. 40 G v. 21. 6.2005 BGBl. I S. 1818

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Naturschutzgesetz – HmbNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 7. August 2001, Hamb.GVBl. S. 281, zuletzt geändert am 3. April 2007, Hamb.GVBl. S. 119

Gesetz zum Schutz der Natur und Heimat im Saarland (Saarländisches Naturschutzgesetz – SNG) vom 5. April 2006, Amtsbl. S. 726

Gesetz zur Einführung einer Strategischen Umweltprüfung und zur Umsetzung der Richtlinie 2001/42/EG (SUPG) vom 25. Juni 2005 (BGBl. I Nr. 37 vom 28.06.2005 S. 1746)

Gesetz zur Beschleunigung von Planungsverfahren für Infrastrukturvorhaben (Infrastruktur-Planungsbeschleunigungsgesetz - InfraStrPlanVBeschlG) vom 9.12.2006, BGBl. I S. 2833

Gesetz zur Raumordnung und Landesplanung des Freistaates Sachsen (SächsLPlG - Landesplanungsgesetz) in der Fassung vom 14. Dezember 2001, GVBl. Nr. 17 vom 28.12. 2001 S. 716, zuletzt geändert am 10. April 2007, GVBl. Nr. 6 vom 9.5.2007 S. 102

Gesetz zur Sicherung des Naturhaushalts und zur Entwicklung der Landschaft (Landschaftsgesetz – LG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Juli 2000, GV.NW. S. 568, zuletzt geändert am 19. Juni 2007, GV.NW. S. 226, ber. 15. August 2007, GVBl. S. 316. (Nordrhein-Westfalen)

Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland vom 23. Mai 1949 (BGBl. S. 1), zuletzt geändert durch Gesetz vom 28. August 2006, BGBl. I S. 2034

Hessisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (außer Kraft) (Hessisches Naturschutz-gesetz (außer Kraft) – HENatG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 16. April 1996, GVBl. I S. 145, zuletzt geändert am 29. November 2005, GVBl. I S. 769

Hessisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Hessisches Naturschutzgesetz – HENatG) vom 4. Dezember 2006, GVBl. I S. 619

Landesgesetz zur nachhaltigen Entwicklung von Natur und Landschaft (Landesnaturschutzgesetz – LNatSchG) vom 28. September 2005, GVBl. S. 387 (Rheinland-Pfalz)

Landespflegegesetz (außer Kraft) (LPflG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. Februar 1979, GVBl. S. 36, zuletzt geändert am 5. April 2005, GVBl. S. 98, außer Kraft am 13. Oktober 2005, GVBl. S. 387 (Rheinland-Pfalz)

Landesplanungsgesetz des Landes Sachsen-Anhalt (LPIG) vom 28. April 1998, GVBl. LSA 1998, S. 255, zuletzt geändert am 20. Dezember 2005, GVBl. Nr. 67 vom 27.12.2005 S. 804

Naturschutzgesetz des Landes Sachsen-Anhalt (NatSchG LSA) vom 23. Juli 2004, GVBl. LSA S. 454, geändert am 14. Januar 2005, GVBl. LSA S. 14

Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 11. April 1994, Nds.GVBl. S. 155, ber. S. 267, zuletzt geändert am 26. April 2007, Nds. GVBl. S. 161

Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten vom 2. April 1979, ABl. EG L 103 S. 1, zuletzt geändert am 16. Mai 2003, ABl. EG L 122 S. 36

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21. Mai 1992, ABl. EG L 206 vom 22.7.1992, S. 7, zuletzt geändert am 29.09.2003, ABl. EG L 284 vom 31.10.2003, S. 1

Richtlinie 97/62/EWG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt. ABl. EG L 305, 40. Jahrgang, 8. November 1997.

Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (2001/42/EG) vom 27. Juni 2001, ABl. EG L 197 vom 21.7.2001, S. 30

ROG - Raumordnungsgesetz vom 18. August 1997 (BGBl. I S. 2081, 2102), zuletzt geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 9. Dezember 2006, BGBl. I S. 2833

Sächsisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Sächsisches Naturschutzgesetz – SächsNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 3. Juli 2007, GVBl. S. 321

Thüringer Gesetz für Natur und Landschaft (Thüringer Natur- und Landschaftsgesetz – ThürNatG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 30. August 2006, GVBl. S. 421, geändert am 20. Juli 2007, GVBl. S. 85

## 9.3 Verwendete Geodaten

**Digitale Naturschutzfachdaten des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt:**

- Selektive Biotopkartierung, Stand Dezember 2005, Maßstab 1:10.000
- CIR-Biotop- und Nutzungstypenkartierung, Befliegung 1992/ 1993, Maßstab 1:10.000
- Ökologisches Verbundsystem/ Biotopverbundplanung, Stand Juli 2007, Maßstab 1:10.000
- Schutzgebietsdaten (FFH-Gebiete), Stand 21.12.2004
- potenzielle natürliche Vegetation, Maßstab 1:50.000
- fundortgenaue, artspezifische Daten aus dem Arten- und Biotopschutzprogramm: Heuschrecken (Atlas der Geradflügler Sachsen-Anhalts, WALLASCHEK et al. 2004), Fischotter, Biber

**Weitere digitale Daten:**

- Amphibien und Reptilien Sachsen-Anhalts: Datenbank „Amphibien und Reptilien“ des NABU Landesfachausschusses Feldherpetologie/ Ichthyofaunistik Sachsen-Anhalt (ca. 960 Datensätze); Datenübergabe durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, telefonische Zustimmung zur Nutzung durch Frank Meyer (Ansprechpartner des Landesfachausschusses Feldherpetologie) am 24.04.2007
- Straßennetz Sachsen-Anhalt, Nutzung der Geometrien und Verkehrsmengen im Rahmen der Eigenleistung zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Möglichkeiten und Grenzen der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR) zur qualitativen Bewertung und Steuerung von Flächeninanspruchnahmen“ (FKZ 805 82 025, Bundesamt für Naturschutz)
- CORINE Land Cover 2000 für Deutschland, Nutzungsberechtigung 260125, Quelle: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum