

Abschlußbericht

BMBF - Forschungskonzept "Elbe-Ökologie"

Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der
Landwirtschaft

<p>Arten- und Biotopschutz in der Leitbildentwicklung am Beispiel der Fauna</p>
--

Universität Bremen

Dr. Jörn Hildebrandt

unter Mitarbeit von

Dipl.-Biol. Ragna Mißkamp (GIS, EDV)

Dipl.-Biol. Petra Bernardy (Vögel, Strukturen)

Dipl.-Biol. Krista Dziewiaty (Vögel, Strukturen)

Dipl.-Biol. Herbert Nickel (Zikaden)

Projektbetreuung: Prof. Dr. Dietrich Mossakowski

Bremen, März 2001

INHALT

1	ZUSAMMENFASSUNG DIESES BERICHTS SOWIE DES ANHANGS- BANDES.....	1
1.1	Allgemeiner Teil: Grundlagen	1
1.2	Fauna und Strukturen in den Betriebsflächen	1
1.3	Anhangsband	3
2	VORBEMERKUNGEN, ZIELSETZUNGEN UND ÜBERSICHT.....	6
3	ÜBERBLICK ÜBER DIE EINGESETZTEN METHODEN	8
3.1	Einleitung	8
3.2	Datenbanken und GIS.....	8
3.2.1	Aufbau der Datenbank	8
3.2.2	Aufbau des GIS.....	9
3.3	Geländearbeiten zu den Auswahlbetrieben	10
4	KONZEPTIONELLE VORÜBERLEGUNGEN ZUM ÖKOLOGISCHEN TEIL....	13
4.1	Konzepte und Klassifikationen in der Ökologie.....	13
4.1.1	Einleitung und Zielsetzung	13
4.2	Die Bedeutung von Mustern und Prozessen für dieses Vorhaben.....	13
4.3	Welche ökologischen Bezugsebenen spielen im Projekt eine Rolle?.....	14
4.3.1	Populationen	14
4.3.2	Biozönosen	15
4.3.3	Landschaftstypen, Biotoptypen	15
4.3.4	Ökosysteme	16
4.3.5	Flächen der Auswahlbetriebe	16
4.4	Klassifikation von Prozessen.....	17
4.4.1	Transport- und Wanderungsprozesse	17
4.4.2	Habitatwahl und -besiedlung	17
4.4.3	Interaktionen	18
4.4.4	Störungen	18

5	MUSTER UND PROZESSE IN FLUßAUEN	20
5.1	Einleitung und Zielsetzung.....	20
5.2	Definitionen und Charakteristika von Fließgewässern und Auen	20
5.3	Biogeomorphologie von Auen	21
5.3.1	Biogeomorphologie und Hydroperiode	21
5.3.2	Organisation der Auenkomponenten.....	22
5.3.3	Wasser- und Nährstofftransporte in Flußauen.....	23
5.3.4	Hydrologie und Biotik	27
5.3.5	Sedimentation und Böden.....	27
5.3.6	Das Wechselspiel von Klima, Hydrologie, Böden und Vegetation	28
5.3.7	Sukzession in naturnahen Flußauen	31
5.4	Zusammenfassung der Prozeßgrößen	31
6	BEITRÄGE ZUR BESTIMMUNG DER REGIONALEN EIGENART DER UNTEREN MITTELELBE	33
6.1	Regionale Eigenart des UG nach abiotischen Kriterien.....	33
6.2	Biotoptypen, die für die Eigenart des UG maßgeblich sind.....	35
6.3	Zonierung der Vegetation im UG	36
7	EINBINDUNG DER FAUNA IN DIE LEITBILDENTWICKLUNG	38
7.1	Einleitung	38
7.2	Kriterien für Leitarten	38
7.3	Regionalisierung der Leitarten.....	39
7.4	Prioritätensetzung für Leitarten im UG.....	40
7.5	Parameter für die Ermittlung der regionalen Leitarten.....	41
7.6	Zielarten.....	41
7.7	Ablaufverfahren der Leitbildentwicklung und Einbindung der Fauna	43
7.7.1	Einleitung und Erläuterung der Vorgehensweise.....	43
7.7.2	Leit- und Zielart "Eisenfarbiger Samtfalter".....	44

8	SYNOPTISCHE ÜBERSICHT ZUR FAUNA DES UG	47
8.1	Einleitung	47
8.2	Sichtung der Daten und Datenlage	47
8.3	Weitere Daten zur Fauna	48
8.4	Bilanz der regionalen Leitarten innerhalb der höheren Taxa	51
8.5	Funktionsgruppen (Gilden)	53
8.6	Flächenansprüche von Leitarten und ihr Mitnahmeeffekt	55
8.7	Umweltqualitätsziele für Landschaftstypen	61
8.8	Umweltqualitätsziele anhand von Biotoptypen in der Region	62
9	FAUNA UND STRUKTUREN IN DEN BETRIEBSFLÄCHEN	63
9.1	Maßstabswechsel in die Betriebsebene und Vorbemerkungen	63
9.2	Strukturen	64
9.2.1	Einleitung, Fragestellungen und Methoden	64
9.2.2	Hecken und Gehölze	65
9.2.3	Grabenränder	69
9.2.4	Nutzflächen in den Betrieben	71
9.3	Brutvögel	86
9.3.1	Auswahl von Arten und Probeflächen, Fragestellungen	86
9.3.2	Daten des NLÖ	87
9.3.3	Arteninventar der Brutvögel in den Auswahlbetrieben	89
9.3.4	Bewertung der Betriebsflächen anhand regionaler Leitarten	99
9.3.5	Vergleich der Wiesenbrüterbestände mit überregionalen Beständen	104
9.4	Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha)	106
9.4.1	Einleitung und Fragestellungen	106
9.4.2	Material und Methoden	106
9.4.3	Untersuchungsflächen	107
9.4.4	Die ökologische Bedeutung von Zikaden in Agrarflächen	109
9.4.5	Übersicht über das Artenspektrum	109
9.4.6	Gefährdete und faunistisch bemerkenswerte Arten in den Agrarbiotopen	109

9.4.7 Phagiespektren	112
9.4.8 Ökologische Gruppierung der Zikadenarten im UG	112
9.4.9 Regionale Leitarten	114
9.4.10 Vergleich der Zikadenfauna in den Nutzungstypen	114
9.4.11 Die Zikadenfauna in den Betriebsflächen	115
9.4.12 Spezialisierungsgrade der Zikadenzönose hinsichtlich Nutzungsintensität und Feuchte	118
9.4.13 Besiedlungsdichte in den Flächen nach Saugfängen in 2000	119
9.4.14 Beziehungen zu abiotischen und strukturellen Parametern	122
9.5 Ableitung von Umweltqualitätszielen und Maßnahmen	126
9.5.1 Avifauna	126
9.5.2 Zikaden	132
9.5.3 Strukturen innerhalb und außerhalb der Nutzflächen	133
9.6 Synthetische Bewertung der Nutzungsvarianten im Auengradienten	137
9.7 Zusammenschau der Maßnahmen für die Fauna auf Regionsebene	138
10 ÖKOLOGISCHE SZENARIENBILDUNG UND MODELLE	141
10.1 Einleitung	141
10.2 Ein kurzer Exkurs zu Prognosemöglichkeiten innerhalb dieses Vorhabens	141
10.3 Zur Indikationsleistung der untersuchten Artengruppen	142
10.4 Zum Mitnahme-Effekt der bearbeiteten Tiergruppen	143
10.4.1 Mitnahmeeffekte der ausgewählten Brutvögel	143
10.4.2 Mitnahmeeffekte von Zikaden	143
10.5 Zur Frage der Effizienz der hier bearbeiteten Indikatorgruppen	146
10.6 Fragmentarische Beiträge zu Prognosemodellen	146
10.6.1 Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf Musterbildungen in der Landschaft	147
10.6.2 Beziehungen zwischen Pflanzenbestand und Fauna	148
10.6.3 Änderungen der Pflanzenartenzusammensetzung bei verschiedenen Mahdregimes	149
10.6.4 Beziehungen zwischen Abiotik, Vegetation und Fauna	149
10.6.5 Anwendung auf die im Projekt vorgeschlagenen Maßnahmen	152

10.7 Szenarien am Beispiel "Eigenentwicklung außendeichs"	154
10.7.1 Änderungen in der Vegetation	156
10.7.2 Änderungen in der Fauna	157
10.8 Aspekte der Übertragbarkeit.....	159
10.8.1 Strukturen.....	159
10.8.2 Avifauna und Zikaden.....	159
10.9 Monitoringprogramme	161
10.10 Abgleich mit den Zielsetzungen im Rahmen der finanziellen Aufstockung zur Fauna.....	161
11 LITERATUR (INCL. ANHANGSBAND).....	163
12 ANHANG.....	178

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Übersicht über die GIS-Daten.....	11
Tab. 2: Erhobene Daten zu den Auswahlbetrieben 1999 und 2000	12
Tab. 3: Beispiele für die Bedeutung von Transport- und Wanderungsprozessen für wichtige ökologische Parameter im UG.....	17
Tab. 4: Störungsvariablen und ihre Relevanz für das UG.....	19
Tab. 5: Landschaftsprozesse und geomorphologische Strukturen in naturnahen Auen	24
Tab. 6: Bodentypen im UG	29
Tab. 7: Einfluß von Flußbettverlagerungen und Überflutung auf Vegetationsmuster	30
Tab. 8: Eigenart-Parameter im UG und Auswirkungen auf Musterbildung in Flora und Fauna.....	33
Tab. 9: Vorliegende Daten zur Fauna beim Artenkataster des NLÖ.....	50
Tab. 10: Übersicht der tierökologischen und faunistischen Daten zum UG und deren Verwendbarkeit für die Leitbildentwicklung	50
Tab. 11: Tiergruppen, funktionelle Gruppen und Schnittstellen zur Strukturierung	53
Tab. 12: Regionalisierte Leitarten, zu denen Daten zu Flächenansprüche vorliegen...	56
Tab. 13: Umweltqualitätsziele und Zielebenen für Landschaftstypen aus Sicht der Fauna.....	61
Tab. 14: Qualitätsmerkmale von Biotoptypen, die für Wirbellose im UG bedeutsam sind.....	63
Tab. 15: Übersicht über die Stichprobengrößen (Anzahlen)	71
Tab. 16: Übersicht über erfaßte Strukturparameter in 2000	72
Tab. 17: Zusammenfassung der Strukturparameter aus 2000.....	78
Tab. 18: Kurzcharakteristik der Strukturen in den Betrieben	83
Tab. 19: Beschreibung der aggregierten Strukturtypen	85
Tab. 20: Avifaunistisch wertvolle Gebiete, in denen Betriebsflächen liegen	88
Tab. 21: Bestände ausgewählter Brutvogelarten in den Betriebsflächen.....	101
Tab. 22: Übersicht über die regionalen Leitarten in den Betriebsflächen	102
Tab. 23: Vergleich der Wiesenbrüterbestände an der Unteren Mittelelbe mit weiteren ElbeGrünlandgebieten	105
Tab. 24: Übersicht über die Probeflächen und -termine	108
Tab. 25: Übersicht über das Spektrum der Arten und ihre ökologischen Eigenschaften in den Agrarflächen.....	111
Tab. 26: Einteilung grünlandbesiedelnder Zikaden in ökologische Gruppen	113
Tab. 27: Übersicht über die Artenbestände in den Probeflächen der Landwirtschaftskammer	125
Tab. 28: Auswertungsmatrix für Vogelarten anhand der Strukturparameter	130
Tab. 29: Übersicht zum Hecken- und Gehölzbestand in den Betriebsflächen	134
Tab. 30: Bedeutung der Hecken und Gehölze in den Betriebsflächen und Vorschläge für Maßnahmen.....	136
Tab. 31: Einschätzung von Maßnahmen zur Förderung von Leitarten	139
Tab. 32: Synthetische Bewertung der Nutzungsvarianten im UG	140
Tab. 33: Einschätzung des Mitnahmeeffekts auf andere Taxa durch Avifauna und Zikaden.....	144
Tab. 34: Prognose zu Strukturveränderungen im Grünland bei verschiedenen Nutzungsvarianten	148
Tab. 35: Reaktionen von Pflanzenarten auf Mahd.....	150
Tab. 36: Prognose zu Bestandsveränderungen der Brutvogelfauna im Zuge der vorgeschlagenen Maßnahmen	153
Tab. 37: Positive und negative Effekte von Randstreifen auf verschiedene Zielartengruppen der Flora und Fauna	154
Tab. 38: Zufallsfaktoren, die eine Sukzession im Überschwemmungsbereich beeinflussen können.....	156

Tab. 39: Bei Grünlandverbrachung zu erwartende Vegetation.....	156
Tab. 40: Zu erwartende Sukzessionsstadien im gesamten Auengradienten des UG .	157
Tab. 41: Prognosen zu Artumschichtungsprozessen bei Zikaden nach Verbrachung	158

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Aufbau der relationalen Datenbank und Verbindung zum GIS	9
Abb. 2: Klassifizierte Raumeinheiten im UG	9
Abb. 3: Konzept der Nährstoffspirale in Flußsystemen	26
Abb. 4: Zonierung von Auenstandorten im Wiener Becken (Donau, March, Leitha) in Abhängigkeit von Hydrologie, Substrat und Boden	32
Abb. 5: Schematisierter Querschnitt durch die Elbtalaue	37
Abb. 6: Parameterliste für die Ermittlung der regionalen Leitarten (Bsp. Wachtelkönig)	42
Abb. 7: Modell zur Leitbild - Entwicklung	43
Abb. 8: Raupe, Imago und wichtige Raupenfraßpflanze von <i>Hipparchia statilinus</i>	44
Abb. 9: Potentiell geeignete Habitats von <i>Hipparchia statilinus</i> im Gebiet	46
Abb. 10: Artenzahl innerhalb der Tiergruppen nach Prioritätsstufen	52
Abb. 11: Einnischung von Wirbellosenarten in Lebensraumtypen im UG	53
Abb. 12: Belaubung der Hecken in den vier Auswahlbetrieben	67
Abb. 13: Ausbildung dorniger Strukturen in den Hecken	68
Abb. 14: Höhenschichtung der Grabenränder im Jahresverlauf 1999	68
Abb. 15: Anteil an Homogenitätsklassen vertikal nach Nutzungstypen	73
Abb. 16: Anteil an Homogenitätsklassen horizontal in den Nutzungstypen	74
Abb. 17: Anzahl von strukturbildenden Pflanzen in den Flächen insgesamt	75
Abb. 18: Anteil (%) von Überständerdichteklassen	78
Abb. 19: Verlauf der Vegetationshöhe in den Pflanzengesellschaften	81
Abb. 20: Verlauf der Vegetationsdichte in den Pflanzengesellschaften	81
Abb. 21: Skizze der aggregierten Strukturtypen	86
Abb. 22: Gesamtbestand an Brutvögeln in allen Betriebsflächen 1999 und 2000	89
Abb. 23: Auftreten von ausgewählten Vogelarten in den Betriebsflächen	90
Abb. 24: Auftreten ausgewählter Vogelarten außerhalb der Schläge	91
Abb. 25: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), binnendeichs	92
Abb. 26: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), außendeichs, Teilbereich 1	93
Abb. 27: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), Teilbereich 2	94
Abb. 28: Vogelarten in Betrieb 2 (1999 und 2000)	95
Abb. 29: Vogelarten in Betrieb 4 (1999 und 2000)	96
Abb. 30: Vogelarten in Betrieb 6 (nur 1999), binnendeichs	97
Abb. 31: Vogelarten in Betrieb 6 (1999 und 2000), außendeichs	98
Abb. 32: Beziehung zwischen Gesamtbestand und Flächengröße der Betriebe	99
Abb. 33: Brutbestände anspruchsvoller Wiesenbrüter im UG im Vergleich mit anderen Regionen	105
Abb. 34: Erfasste Pflanzengesellschaften	109
Abb. 35: Die Rolle der Zikaden in Agrar-Ökosystemen	111
Abb. 36: Auftreten von gefährdeten Arten in Agrarbiotopen des UG	112
Abb. 37: Phagiespektrum der nachgewiesenen Arten	113
Abb. 38: DCA der Zikadenfauna der Nutzungstypen (\log_e - Transformation)	114
Abb. 39: Artenzahlen und Lebensstrategien der Zikadenarten auf den Untersuchungs- flächen	119
Abb. 40: Besiedlungsdichte in den Standorten nach der Saugmethode (2000)	121
Abb. 41: Ähnlichkeitsanalyse zwischen den aggregierten Strukturtypen und Zikaden (Jaccard-Index)	122
Abb. 42: Beziehungen zwischen Artenzahl, Schnitthäufigkeit und N-Düngung	126
Abb. 43: Häufigkeit von zwei dominanten Arten im Düngungsgradienten	126
Abb. 44: Häufigkeit von zwei dominanten Arten im Mahdgradienten	126
Abb. 45: Mitnahme-Effekt von Zikaden in Agrarbiotopen	145
Abb. 46: Artenanteil von Ausbreitungstypen im Cnidion	149
Abb. 47: Verknüpfung abiotischer Parameter mit Pflanzengesellschaften und Fauna	151
Abb. 48: Abfragestruktur in der Datenbank und Ableitung von Artenpotentialen	152

1 Zusammenfassung dieses Berichts sowie des Anhangsbandes

1.1 Allgemeiner Teil: Grundlagen

Dieser Band stellt die biologischen Grundlagen zum Untersuchungsgebiet (UG) "Untere Mittelalbe" im niedersächsischen Teil mit dem Schwerpunkt Fauna zusammen. Für die Fauna des UG lagen zum einen bereits Daten in großem Umfang vor, zum anderen wurden ab etwa der Mitte des Projektzeitraums mit freilandökologischen Methoden schlagspezifische Daten erhoben. Eine relationale **Datenbank** und ein **GIS** (Geografisches Informationssystem) waren die wichtigsten Werkzeuge, mit denen die Primärdaten analysiert und verschnitten wurden und Sekundärdatenschichten entstanden. Verschiedene räumliche Ebenen mußten berücksichtigt werden - von den Landschaftstypen des UG bis zu den Pflanzengesellschaften -, was immer wieder Fragen nach Grenzen, Mustern und Generalisierbarkeit der Aussagen aufkommen ließ. Die wichtigsten ökologischen Bezugsebenen in diesem Vorhaben sind Populationen, Biozöosen, Landschafts- und Biotoptypen und ökosystemare Größen, die auf der Regions- wie Betriebsebene analysiert wurden. Transport- und Wanderungsprozesse und Störungen treten im UG durch Agarnutzung und Flußauendynamik gleichermaßen auf. Das **Störungsregime** des noch relativ naturnahen Elbestroms schuf in der Vergangenheit einen hohen Reliefreichtum und bestimmt über die Überflutungen aktuell noch die aktuelle Verteilung der Biozöosen. Dem Elbestrom kommt ökologisch eine **Gerüstfunktion** zu, indem er über die hydrologische Dynamik und Materialtransporte verschiedenste Biotoptypen und -komplexe miteinander verknüpft. Typisch für die **Hydroperiode** in den Elbauen ist eine große Amplitude und ein großer räumlicher Durchdringungsbereich, Faktoren, aus denen viele regional bedeutsame Besiedlungsmuster in der Biotik entstehen, wie z.B. Stromtal-Grünland bei Überflutungen zwischen 43-100 Tage/Jahr oder die hohe Zahl von Gastvögeln während der Überschwemmungsphasen. Die **biogeomorphologischen Eckpunkte** der Aue stellen die für die regionale Biodiversität besonders bedeutsamen Extremstandorte dar, wie nasse, häufig überschwemmte Flächen oder trockene, sandige Kuppen. Maßgebliche steuernde Kräfte sind die **mittleren Wasserstände** während der Vegetationsperiode, das **Hochwasser** sowie **Höhe, Dauer und Zeitpunkt der Überflutungen** und deren **Periodizität**. In Interaktion mit den Bodentypen und der Agrarnutzung entstehen spezifisch zonierte und häufig mosaikartig angeordnete Pflanzengesellschaften, für die vergleichsweise **breite ökologische Gradienten** typisch sind. Da in weiten Bereichen des UG noch eine **extensive Grünlandnutzung** betrieben wird, findet sich ein regional nahezu einzigartiges Mosaik aus naturnahen Sand- und Schlammufeln, Auwaldfragmenten, Alt- und Qualmwassern, Röhrichten, Stromtal-Grünland und Trockenrasen.

Der Gesamtartenbestand der Fauna im UG läßt sich in ein **Leit- und Zielartensystem** einbauen, bei dem allen wichtigen Biotoptypen und -komplexen typische Arten bzw. -kombinationen zugeordnet werden können und das den regionalen Verhältnissen angepaßt ist. Alle Tierarten werden nach ihren Prioritäten für die Region vier Stufen zugeordnet, wobei die Arten der Stufe 1 höchste Priorität für die Erhaltung der regionalen Biodiversität haben. Dieses System bildet die Grundlage für die anschließende **Bewertung** und Ableitung von **Umweltqualitätszielen auf der Regionsebene**. Die Fauna leistet dabei wegen ihrer komplexen und häufig großflächigen Raumbindung, Störungssensibilität und Vielzahl von Einnischungstypen einen eigenständigen Beitrag zur Leitbildentwicklung, der mit den Belangen des Ressourcenschutzes und floristischen Artenschutz abgewogen werden muß.

Die **Datenlage zur Fauna** im UG wird anhand von Recherchen beim Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) sowie zahlreichen publizierten und unpublizierten Quellen bilanziert. Insgesamt wurden bisher > 2.000 Tierarten im UG nachgewiesen, von denen 99 Wirbeltier- und 508 Wirbellosenarten als prioritär eingestuft wurden und die besonders innerhalb der Säugetiere, Schmetterlinge und Heuschrecken in hohen Prozentanteilen auftreten.

Es wird bestimmt, über welche ökologischen Eigenschaften Leitarten festzulegen sind. Nach der Auswahl der Leitarten ermöglichen diese eine **erste ökologische Raumklassifikation für Landschaftstypen**. Die ökologische Qualität von **Biotoptypen und -komplexen** indizieren zahlreiche Wirbellosentaxa, die Teilbereichen von Gewässern, terrestrischen und semiterrestrischen Bereichen zugeordnet werden.

1.2 Fauna und Strukturen in den Betriebsflächen

Da die zu Projektbeginn vorliegenden Daten zur Fauna auf der Betriebsebene unzulänglich waren, wurden 1999 und 2000 **Strukturen**, ausgewählte **Brutvögel** und **Zikaden** in den Auswahlbetrieben untersucht. **Hecken, Gehölze und Grabenränder** lassen sich anhand zahlreicher Parameter qualitativ beschreiben, in ihrem Wert für die Fauna einschätzen und in den Prozeß der Maßnahmenformulierung einspeisen. Außendeichs finden sich hecken- und gehölzarme offene Grünlandflächen sowie durch Hudestrukturen gekennzeichnetes Grünland, binnendeichs eng gekammertes Intensiv-Grünland und durch Hecken unterschiedlich stark gegliedertes Ackerland in den Auswahlbetrieben. Die eigentlichen **Nutzflächen** (Grünland und Äcker) wurden 1999 in

Transekten und 2000 auf der Gesamtfläche untersucht. Intensiv genutzte Mähweiden, extensive Wiesen und Weiden und Brachen lassen sich anhand zahlreicher Strukturparameter gut voneinander abgrenzen und in weitere Untertypen - wie Flutrasen oder Queckenfluren - einteilen, die durch besondere Feuchte- und Nutzungsbedingungen zustande kommen.

Die **Avifauna** in vier untersuchten Betrieben wird von Singvögeln der Kulturlandschaft (Schafstelze, Feldlerche, Wiesenpieper, Braunkehlchen) dominiert, während Vertreter der Limikolen quantitativ kaum eine Rolle spielen. Die Ausstattung der Betriebsflächen mit **Saumstrukturen** an den Rändern der Schläge, mit **Gehölzen** sowie das **Umfeld** innerhalb der Nutzflächen bestimmen maßgeblich die **Besiedlungsunterschiede** zwischen den Betrieben. Die **extensive Wiesennutzung** geht mit höheren Bestandszahlen von Wiesensingvögeln einher, die höchste Artendiversität zeigte sich auf den **extensiv beweideten** Flächen. Nur die **Ränder von Intensivgrünland und Äckern** spielen als **Bruthabitate** eine Rolle, während die offenen Bereiche als Nahrungsbiotope genutzt werden.

Die **Zikadenfauna**, die in allen wichtigen Grünlandtypen des UG sowie auf Acker- und Grünlandbrachen erfaßt wurde, ist mit 104 festgestellten Arten besonders im Grünland von großer qualitativer und quantitativer Bedeutung, dabei treten Leitarten hoher Priorität überwiegend in **Brachen** und **Extensivweiden** auf. In den **Extensivwiesen** finden sich kaum nur hier auftretende Arten, doch sind die Besiedlungsdichten, zumindest im Frühsommer, hier weit höher als in den intensiv genutzten **Mähweiden**. Die für die regionale Biodiversität bedeutsamen Arten sind Spezialisten von extensiven oder **ungenutzten Xerotherm- und Naßbiotopen**, die eng an bestimmte Nährpflanzen gebunden sind. Eine Korrespondenzanalyse zeigte die große Ähnlichkeit von Extensivwiesen mit dem Intensivgrünland, wobei wahrscheinlich der nivellierende Einfluß der **Überflutungen** im Außendeichsland für die geringen Unterschiede verantwortlich ist. Der Einfluß extensiver Nutzung konnte anhand der **Käscherfänge** in 1999 weniger klar herausgearbeitet werden, weit deutlicher dagegen anhand der **Saugproben** in 2000: danach gingen die Abundanzen bodennah lebender und ubiquitärer Arten bei einer Intensiv- gegenüber Extensivnutzung deutlich zurück. Es treten außerordentlich hohe Besiedlungsdichten auf, die in 7 Vegetationseinheiten > 1.000, im Extremfall > 4.000 Tiere/m² betragen. Eine Beprobung von Versuchsflächen der Landwirtschaftskammer Hannover an der Tauben Elbe zeigt tendenziell, daß Zikaden empfindlich auf Schnitthäufigkeit und Düngung reagieren.

Bei der **Bewertung**, der Ableitung von **Umweltqualitätszielen** und **Maßnahmen** wird auf der Ebene der **Landschaftsstruktur** die Vielfalt im Feldfruchtanbau, Nutzungsmosaik und der Reichtum an Kleinstrukturen begründet. **Späte Mahd** (ab Mitte Juni) zum Schutz des Stromtal-Grünlands ist mit ornithologischen Zielen gut vereinbar, nicht jedoch die Regeneration von Stromtalwiesen, da dann die Schnitt-Termine die erfolgreiche Reproduktion von Wiesenbrütern gefährden. Auf Wiesenbrüter abgestimmte Extensivnutzung sollte möglichst **flexibel gehandhabt** werden und sich an den witterungsbedingten Variationen orientieren. **Versetzte Mähtermine** bei nur **abschnittsweiser Mahd** fehlen bisher im UG und sollten die synchrone, großflächige Mahd ablösen. Da sporadisch genutzte **bracheartige Strukturen** reichstrukturiert, störungsarm und nahrungsreich sind, haben sie für die Fauna eine große Bedeutung und sollten randlich um die Schläge gezogen werden, in Weidesystemen sollten zumindest einige Prozent der Landwirtschaftsfläche brachfallen. Die höchste Strukturvielfalt bilden **Extensivweiden**, in denen z.B. zahlreiche Überstände als Jagd- und Singwarten für Kleinvögel entstehen, in denen aber auch der Nekromasse-Anteil hoch ist, was wiederum den Nahrungsreichtum, z.B. in Form von Schnecken, Spinnen und Laufkäfern erhöht.

Die Untersuchung der **Zikaden** ließ den ökologischen Wert **auch kleinflächiger Pflanzenbestände** erkennen, die floristisch wenig wertvoll sind, wie z.B. Landreitgras- (*Calamagrostis epigeios*) Bestände, floristisch artenarme Schlankseggenrieder und sandige Ackerbrachen. Besondere Bedeutung für eine hohe Biodiversität innerhalb der Phytophagen haben Sand- und Halbtrockenrasen, Silbergrasfluren sowie feuchte Senken, die sich vornehmlich in den untersuchten extensiven Weidesystemen finden. Dort treten auch zahlreiche vom Vieh gemiedene Pflanzenarten auf, wie das Drüsige Johanniskraut (*Hypericum perforatum*), die in den Wiesen fehlen und von Zikadenspezialisten besiedelt werden.

In Gebieten mit großem Potential für Wiesenbrüter sollte das **Heckensystem** nicht ausgedehnt werden, vielmehr sollten die Schwerpunkträume für eine ökologische Aufwertung der Hecken in den Binnendeichsbereichen liegen: hier kann durch Säume und höheren Anteil dorniger Sträucher eine entscheidende Qualitätsverbesserung erreicht werden.

Im Intensiv-Grünland können sporadisch genutzte **Weg- und Grabenränder** die landschaftsökologische Vielfalt erhöhen und eine Refugialfunktion für die Fauna übernehmen. Sie sollten so breit sein, daß sie mindestens Maschinenbreite betragen und nur in zweijährigem Abstand und dann auch nur in Abschnitten gemäht oder geschlegelt werden.

Um eine artenreiche Ackerbegleitflora und die entsprechenden Phytophagengarnituren zu erhalten oder zu entwickeln, sollten zumindest **Randbereiche von Äckern** nicht gedüngt und mit Pflanzenschutzmitteln behandelt werden.

Während im Prozeß der Leitbildentwicklung normative Prognosen erstellt werden, läßt sich das Datenmaterial zur Ökologie im Sinne von **explorativen Prognosen** verwenden. Die Einsicht in nicht-deterministisch

festgelegte Entwicklungsrichtungen macht allerdings auch derartige Prognosen "weicher". Neue Einsichten in den Charakter komplexer, historisch gewordener Systeme, wie sie Agrarlandschaften darstellen, lassen mechanistische Prognosemodelle inadäquat und veraltet erscheinen, und sie werden hier bewußt nicht entwickelt. Die **Indikationsleistung** der hier untersuchten Artengruppen bezieht sich auf **qualitative Merkmale** der Landschaft und von Kleinstrukturen sowie **Mitnahme-Effekte**: die vier Funktionsgruppen innerhalb der Brutvögel decken Habitatqualitäten ab, die insbesondere für einige Zielarten in der Säuger- und Herpetofauna bedeutsam sind. Zikaden werden in Funktionsgruppen unterteilt, die die komplexe Verschränkung von Nutzung, Hydrologie und Nährstoffen abbilden; sie üben Mitnahme-Effekt auf ein großes Spektrum von Arthropoden aus. Darüberhinaus liefern biozönotische Kriterien der Zikadenfauna Einsichten in Standort-Eigenschaften, die für Phytophage und Zoophage der Vegetationsschicht relevant sind.

Prognosemodelle können aus den Daten des Projekts nur fragmentarisch und sektoral erstellt werden: Ordnet man die Strukturanalysen in den Nutzflächen in das landschaftsökologische Konzept von Matrix, Korridor und patches nach FORMAN & GODRON (1986) ein, lassen sich **Prognoseparameter für Strukturen der Nutzungstypen** im UG ableiten. Eine **Transformation von Vegetationsaufnahmen** in ökologische Eigenschaften der dominanten Pflanzenarten liefert prognostische Aussagen z.B. über die Rolle von Bestäuber- und Samendispersionsagentien. Kenntnisse über die **Mahdtoleranz** von Pflanzenarten ermöglichen Prognosen zu Entwicklungstendenzen bei Nutzungsumwidmungen und lassen sich in tierökologische Daten einbinden. Mittels strukturierter Datenbankabfragen wurden Routinen entwickelt, um **Artenpotentiale** in der Fauna bei relativ drastischen Maßnahmen, wie einer Wasserstandsanhhebung, zu prognostizieren. Dazu wurden die systemisch miteinander verknüpften hydrologischen, vegetationskundlichen und faunistisch-ökologischen Schlüsselparameter selektiert. Eine Prognose schließlich ist auch hinsichtlich der von allen Teilprojekten konsensfähig gemachten **Maßnahmen** möglich, indem zu erwartende Bestandszu- und -abnahmen für die Avifauna dargelegt werden. Das **Szenario "ohne menschliche Steuerung"** als eine der drei im Vorhaben ausgearbeiteten Szenariotypen zieht die dramatischsten Artenumschichtungsprozesse mit sich und führt, großflächig umgesetzt, insgesamt zu einer weitreichenden Veränderung der Diversität und wird anhand der Vogel-, Säuger- und Zikadenfauna dargestellt.

Hinsichtlich der **Übertragbarkeit** der Ergebnisse zeigen die Strukturen der Nutzflächen eine extreme Variabilität angesichts der Nutzungsweisen und -zeiträume und der Standortbedingungen und lassen sich bisher kaum in andere Raumeinheiten übertragen. Weit besser ist die Übertragbarkeit bei den Erkenntnissen zu den Auswirkungen von Nutzung auf Brutvögel und Zikaden. So sind die Reaktionen auf Schnitt, Beweidung und Verbrachung durchaus in andere Regionen zu übertragen. Für ein Monitoringprogramm im naturschutzrelevanten Grünland werden relevante Indikatororganismen genannt, die sich aus der Flora, den Vögeln und verschiedenen Insektengruppen rekrutieren.

Insgesamt leisteten die Untersuchungen zur Fauna einen wichtigen und eigenständigen Beitrag für die Formulierung der Umweltqualitätsziele und Maßnahmen in diesem Vorhaben und bildeten eine wichtige Ergänzung zu den floristisch-vegetationskundlichen Schutzgütern. Hinsichtlich der Modellbildungen blieben die Erhebungen und Auswertungen jedoch auf einem sehr basalen Ansatz stehen und hätten einer Vertiefung und Weiterführung bedurft.

1.3 Anhangsband

Der Anhangsband wird hier unter dem Schwerpunkt **Leitbild** und **Maßnahmen** zusammengefaßt, da diese Aspekte für die Umsetzungsorientierung dieses Vorhabens von zentraler Bedeutung waren. Dort finden sich auch die Details zum Kenntnisstand, zur Habitatbindung, zur Gefährdung und zu den regionalen Leitarten.

Unter den **Säugetieren** sind regionale Leitarten höchster Priorität, die im UG eine wichtige Rolle spielen, der Biber (*Castor fiber*), Fischotter (*Lutra lutra*) und einige Fledermausarten.

Wichtigste Lebensräume der bedrohten **Fledermausarten** sind die Bereiche um naturnahe Gewässer und angrenzende Wälder sowie Siedlungen und kleinparzellierte Landwirtschaftsflächen. Für die Flächen der Auswahlbetriebe wird eine Ausweitung des Heckennetzes bzw. eine Vernetzung der bestehenden Heckenstrukturen vorgeschlagen, so daß Leitlinien für den Jagdflug entstehen. Diese Maßnahme sollte jedoch in potentiellen Wiesenbrüteregebieten auf wenige durchgehende Linien beschränkt werden, um die Grünlandflächen nicht für Wiesenlimikolen unattraktiv zu machen. Unter den **Kleinsäugern** treten als arealgeographische Besonderheiten die Brandmaus (*Apodemus agrarius*) und die Feldspitzmaus (*Crocidura leucodon*) auf. Für eine Erhöhung der Biodiversität der Kleinsäugerfauna wird eine Anreicherung der Landwirtschaftsflächen mit Kleinstrukturen (Randstreifen, Gebüschränder, Brachen, Gehölze) vorgeschlagen. Als hochgradig gefährdete Säuger sind die beiden semiaquatischen Arten **Biber** und **Fischotter** im UG flächendeckend erfaßt worden. Schwerpunktbereiche der beiden Arten sind die Seege, der Aland, die Jeetzel und die Elbe selbst. Um die Habitatbedingungen dieser Arten zu verbessern, ist in Teilbereichen der Anteil naturnaher Uferstrukturen zu erhöhen (z.B. 15-20 m breiter ungenutzter Streifen vom Elbestrom uferwärts), was teilweise die Verlegung von Viehweiden oder die Unterstützung des Gehölzaufwuchses nötig machen würde.

Das UG stellt ein **Rastgebiet** von internationaler Bedeutung insbesondere für Gänse und Schwäne, aber auch zahlreiche Enten-, Limikolen- und Singvogelarten dar. Neben den Äckern und dem Grünland als Äsungsflächen haben für Graugans (*Anser anser*) und Saatgans (*Anser fabalis*) der Elbestrom und Nebengewässer eine zentrale Bedeutung als Schlafplätze. Für den Schutz ist der Erhalt der Großräumigkeit der Agrarflächen ebenso notwendig wie die Störungsarmut der Äsungsflächen und der Elbuferbereiche, wo insbesondere der Nachtschiffahrtsverkehr, Sportboote, Angelbetrieb und Buhnsanierungen als Störquellen auftreten. Angesichts der teilweise erheblichen Schäden, die in der Landwirtschaft durch die weidenden Gänse und Schäne entstehen, wird der bisherige Diskussionsstand zu dieser Problematik kurz skizziert und Strategien zum Umgang mit Gastvögeln dargestellt. Dazu gehören z.B. veränderte Anbausysteme auf Äckern, Vernässung von Grünland oder das Anbieten von Ablenkflächen.

Brutvögel hoher regionaler Priorität treten besonders am Elbestrom und dessen Uferbereichen, an Nebenflüssen und deren Verlandungszonen, im Grünland, in Wald- und Gebüschstrukturen und den Offenbereichen der Talsande und Dünen auf. Die in vielen Bereichen noch extensive Landwirtschaft und die hohe Strukturdiversität der Kulturlandschaft sind für die überregional bedeutsame Brutvogelfauna maßgeblich verantwortlich. Für den Erhalt der regionalen Biodiversität müssen einerseits die naturnahen, ungenutzten Biotope, wie Röhrichtbereiche weiterhin ungenutzt bleiben, andererseits sind großflächige, möglichst heckenarme Grünlandgebiete für den Schutz sensibler **Wiesenlimikolen** notwendig. Dieses waren bis in die 90er Jahre die Lüneburger Elbmarsch, Außendeichsflächen der Dannenberger Marsch und Binnendeichsflächen der Gartower Marsch. Der rechtselbische Bereich (Amt Neuhaus) hat dagegen vor allem für Kiebitz und Schafstelze eine zentrale Bedeutung.

Hinsichtlich der späten Mahtermine und extensiven Beweidung kommt es zu Konflikten, wenn auf gleichen Flächen Stromtal-Grünland regeneriert werden soll, da dann eine frühe Mahd notwendig wäre. Deshalb sollten in den wenigen noch intakten Wiesenbrüteregebieten die Maßnahmen zum Vogelschutz Vorrang haben, auch wenn in den letzten Jahren hier die Bestände eklatant zurückgegangen sind. Für den Schutz weniger anspruchsvoller Acker- und Grünlandbesiedler kann die Situation durch stillgelegte oder sporadisch genutzte Einzelschläge oder Ränder der Schläge erheblich verbessert werden.

Unter den **Amphibien** sind die regionalen Leitarten höchster Priorität Rotbauchunke (*Bombina bombina*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*). Für sie sind die strömungsfreien Qualm- und Überschwemmungsgewässer im Hinterland von zentraler Bedeutung. Bei Populationen, deren Laichgewässer von Äckern umgeben sind, sollte ein extensiv genutzter Uferstreifen (ca. 10 m Breite) angelegt werden, auf dem kein Dünger- und Pestizideinsatz erfolgen darf. Laubfrosch und weitere Amphibienarten würden zudem durch Saumstrukturen entlang der Schläge bzw. vereinzelte Brachen gefördert werden.

Reptilien großer regionaler Bedeutung spielen vor allem in den Moorresten, Heiden und Dünen eine Rolle, sind jedoch für die landwirtschaftlichen Maßnahmen im UG nicht vorrangig einzubeziehen.

Von den zahlreichen **Wirbellosen** wurden im UG bisher Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und einige andere Käferfamilien, Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae), Heuschrecken (Orthoptera), Spinnen (Arachnida, Araneae) und Schmetterlinge (Lepidoptera) bearbeitet, unter den Gewässerbesiedlern Libellen (Odonata), Krebstiere (Crustacea).

Die **Laufkäferarten** großer regionaler Bedeutung sind in starkem Maße von der geomorphologischen Dynamik der Elbaue abhängig, insbesondere naturnahen Uferstrukturen, den frisch aufgeschwemmten Rohböden und Überflutungsflächen, aber auch den sandigen, offenen Uferwällen und Dünenbereichen. Die Reste von Hartholzauwäldern haben für spezialisierte Laufkäferarten eine große Bedeutung. Hinsichtlich der Grünlandnutzung wurden im UG keine signifikanten Unterschiede von Mahd und Beweidung in ihren Wirkungen auf Laufkäfer festgestellt, nach bisherigen Erkenntnissen ist eine extensive Beweidung im UG am besten geeignet, eine hohe Laufkäferdiversität zu fördern, da dann Röhrichtstrukturen, nasse Flächen und offene Pionierhabitate mosaikartig ausgeprägt sind. Unter den anderen **Käferfamilien** wurden im UG zahlreiche Erstnachweise für den norddeutschen Raum und sogar bisher nur hier festgestellte Arten beschrieben. Für sie sind Weich- und Hartholzauen, Uferländer bzw. feuchtes Grünland von zentraler Bedeutung. Bedeutsame Biotoptypen für **Schwebfliegen** sind im UG feuchtes Grünland und Uferlandbereiche, Heiden und Moore, Gebüsch- und Heckenstrukturen und Xerothermflächen. In den Agrarflächen kann die Situation durch Wasserstandsanhörungen und Förderung des Struktureichtums für Schwebfliegen verbessert werden. Regional bedeutsame **Heuschreckenarten** treten besonders in den Dünen und Sandmagerrasen des UG auf. Für den Schutz der Gestreiften Zartschrecke (*Leptophyes albiovittata*) sind Saumbereiche entlang von Gräben, Wegrändern oder in Nachbarschaft zu den Schlägen wichtig. Im Auen-Grünland ist das Besiedlungsmuster der Heuschrecken in Abhängigkeit von den Überflutungsflächen bzw. Wasserständen extrem dynamisch, so daß sich die Arten kaum bestimmten Biotoptypen zuordnen lassen. Für den Schutz spielen hier nasse bis feuchte Bereiche eine zentrale Rolle. Ähnlich wie die Laufkäfer zeigten auch die bisher im UG durchgeführten Arbeiten zu **Spinnen** kaum Unterschiede hinsichtlich der Grünlandbewirtschaftung. Die regionalen Leitarten hoher Priorität treten besonders in den breiten, flachen Uferzonen und den Auwaldresten auf sowie in den Xerothermbiotopen, die bisher allerdings kaum untersucht sind. Unter den **Schmetterlingen** lassen sich besonders große Artenzahlen

spezifisch eingrenzbar Biootypen bzw. Pflanzengesellschaften zuordnen. Eine zentrale Rolle spielen im UG Dünen und Magerrasen, feuchte sowie trockene Wald- bzw. Gehölzbereiche in der Aue. Das Vorkommen potentiell bedeutsamer Arten, z.B. unter den Tagfaltern, ist bisher unzureichend geklärt. Auf Flächen, wo z.B. Ameisenbläulinge auftreten, sollte die Grünlandnutzung auf späte Mahd umgestellt werden.

Die überflutungsabhängigen Gewässer im Außendeichsbereich sowie die Qualmwässer bindeichs sind für regionale Leitarten unter den **Libellen** wichtig. Ein Windschutz kann den fliegenden Imagines durch höherwüchsige, nicht oder nur sporadisch genutzte Strukturen

gewährleistet werden, für die Eier und Larven sollte eine Beweidung der Uferränder vermieden werden. Gebietsweise ist für einige Libellenarten eine Offenhaltung der Gewässerränder durch Mahd oder Beweidung nötig, andere Arten, wie die Gemeine Winterlibelle (*Sympecma fusca*), brauchen dagegen einen gehölzbestandenen Ufersaum.

Unter den drei Arten der **Kiemenußkrebse** (Crustacea), für die das UG in Norddeutschland aufgrund seiner Qualmgewässer eine zentrale Bedeutung hat, zeigt eine Art (*Siphonophanes grubei*) eine Präferenz für Wald, während die anderen beiden Arten an die Offenhaltung der Landschaft gebunden sind.

Danksagungen

Folgenden Personen danken wir herzlich für ihre Zuarbeit bei der Beschaffung von Daten: Dr. Henning Kaiser (Bezirksregierung Lüneburg) ermöglichte uns einen unkomplizierten Zugang zu Daten, die bei der Bezirksregierung Lüneburg in unveröffentlichter Form vorlagen und gab uns wertvolle Literaturhinweise. Mathias Scholz (Umweltforschungszentrum Leipzig) und Steffanie Müller danken wir für die Bereitstellung von grauer Literatur aus verschiedenen Bereichen der Mittelelbe-Region.

2 Vorbemerkungen, Zielsetzungen und Übersicht

Diesem Teilprojekt kam im Gesamtvorhaben die Funktion der **Zusammenführung, Bündelung und Integration ökologischer Daten** zu, wobei der Schwerpunkt auf der Sichtung und Verarbeitung vorliegender und zu erhebender Daten zur Fauna lag. Im Projektverlauf entwickelte sich dank der integrierenden Arbeit der verschiedenen Teilprojekte ein konsistentes Ablaufschema, nach dem die Leitbilder entwickelt wurden ("Quadrantenmodell", s. Synthesebericht); dabei sollten Aspekte von Ressourcen- und Arten-/Biotopschutz in allen Phasen, von der Status quo-Analyse bis zu den Entwicklungszielen, in die Leitbildentwicklung einfließen. Zentrales Anliegen ist es dabei ebenso, die **Leitbilder** in verschiedenen Raumeinheiten konsistent und umsetzbar zu machen. Sie sollen also sowohl **für die Gesamtfläche des UG** als auch **für ausgewählte Betriebe** gelten. Wesentliche Arbeitsschritte und Ergebnisse dieser Leitbildentwicklung behandelt der Synthesebericht, wo allerdings der Kürze und Prägnanz wegen auf viele Details verzichtet werden muß.

Im Projektverlauf kam es infolge einer erweiterten Aufgabenstellung hinsichtlich faunistischer Daten (nachträgliche Bewilligung von Untersuchungen zur Fauna in den Betriebsflächen) zu Schwerpunktverlagerungen, die hier kurz nachskizziert werden sollen: die erste Projektphase (Ende 1997- Ende 1998) fokussierte den Blick zunächst auf bereits **vorliegende Daten zum biotischen Inventar**, die gesichtet und gebündelt wurden und in ein vorläufiges Leitbild-Konzept einfließen. Während in den Teilprojekten "Boden/Wasser" und "Fauna" zunächst keine Geländeerhebungen vorgesehen waren, wurden in den Teilprojekten "Vegetation/Flora" und "Futterwertanalysen" umfangreiche Daten bereits in dieser ersten Projektphase in den Betriebsflächen erhoben. Es zeigte sich schnell, daß die vorliegenden Informationen zur Fauna und zur Abiotik (z.B. zum Nährstoffregime und zu Schadstoffen) für eine datenfundierte Leitbildentwicklung unzureichend waren; denn es waren schlagspezifische Daten aus den Auswahlbetrieben nötig, um konkrete Umweltqualitätsziele für einzelne Bewirtschaftungseinheiten zu formulieren. Im Rahmen einer finanziellen Aufstockung und der damit verbundenen "Nach- bzw. Neubearbeitung" von Schlägen hinsichtlich biotischer und abiotischer Indikatoren wurden deshalb die Zielsetzungen dieses Teilprojekts (ab Frühjahr 1999) um folgende Punkte erweitert:

- Erhebung **schlagbezogener Daten zum faunistischen Inventar** (mit den Indikatorgruppen Brutvögel und Zikaden) sowie zu Strukturen der Agrarflächen,
 - Ableitung von **Prognosemodellen und Szenarien** aus diesen in 1999-2000 durchgeführten Erhebungen.
- Daraus ergaben sich insgesamt für dieses Teilprojekt weitere Aufgaben: außer der Auswertung der zu Projektbeginn vorliegenden Daten mußten auch die im Projektzeitraum erhobenen Daten verarbeitet und in die Leitbild-Entwicklung eingespeist werden. Die Zielsetzungen dieses Teilprojekts sind im folgenden stichwortartig zusammengefasst, und greifen noch einmal die bei der Antragstellung formulierten Ziele auf:
- Erarbeitung der **biologischen Grundlagen** für die Erstellung verschiedener Leitbildvarianten,
 - **Typisierung der Flächen** aus ökologischer Sicht (unter Einbeziehung der vegetationskundlichen Daten), Rekonstruktion von "Referenzzuständen" für Landschaftstypen als Basis einer ökologischen Raumklassifizierung,
 - Formulierung von **Umweltqualitätszielen** für die Region und die Betriebe,
 - Erarbeitung von **Indikationsmodellen**, die Aussagen zu ökosystemaren Parametern, Nutzungsintensitäten, geoökologischen und hydrologischen Bedingungen liefern und die zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen tauglich sind,
 - Überprüfung der **Übertragbarkeit** der Ansätze und Modelle, um generalisierbare Ansätze für den Schutz und die Regeneration von Flußauen zu erarbeiten,
 - Aufzeigen von **Entwicklungsspielräumen** in Form von Sukzessionsszenarien.

Diese Zielsetzungen behandelt dieser Bericht in unterschiedlichen Kapiteln, wobei folgende Schwerpunktbereiche aufeinander aufbauen sollen:

1. die **Klassifizierung von Mustern und Prozessen** in Flußauen am Beispiel des Untersuchungsgebiets (=UG) als Grundlage zur Darstellung von "Referenzzuständen" und als abiotischer Bezugsrahmen für die Daten zur Fauna,
2. eine **landschaftsanalytische Betrachtung** unter biotischen Aspekten, um die regionale Eigenart des UG abzuleiten,
3. die Einbindung der Fauna in die Leitbild-Entwicklung, die Erstellung von **regionalisierten Leit- und Zielartensystemen** für Biotop- und Nutzungstypen im UG sowie eine synoptische Übersicht zur Fauna,
4. die Darstellung der Ergebnisse aus den **Feldarbeiten** 1999-2000,
5. die Ableitung von **Umweltqualitätszielen** und **Maßnahmen** unter Einbeziehung der Teilprojekte Vegetation/Flora sowie Boden/Wasser,
6. die daraus sich ergebenden **Szenarien** und **Prognosen**,

Die ausführliche Behandlung der einzelnen Tiergruppen, in denen die Leit- und Zielarten und ihre Habitatansprüche dargestellt sind, erfolgt in einem Anhangsband.

Die Fauna bildet in diesem Bericht den inhaltlichen Schwerpunkt, es werden aber, soweit möglich, weitere Ökosystemkomponenten eingebunden, wie vor allem Boden, Wasser, Vegetation und Nutzung. Die Klärung der gegenseitigen Wechselbeziehungen war erwartungsgemäß von hoher Komplexität und konnte auch nach der finanziellen Aufstockung oft nur ansatzweise geleistet werden (s. Kap. 10). Im Rahmen dieses Teil-Projektes waren die Feldarbeiten - resultierend aus der starken Praxisausrichtung dieses Vorhabens - im Wesentlichen daraufhin angelegt, den Status quo der Flächen hinreichend genau zu erfassen und eine fundierte Bewertung durchzuführen. Fragen der Prognostik, die in anderen Projekten der "Elbe-Ökologie" im Mittelpunkt stehen, wie z.B. dem RIVA-Projekt des Umweltforschungszentrums Leipzig, werden hier dagegen nur am Rande behandelt. Die Literatur zu diesem Band sowie dem Anhangsband ist zusammengeführt und findet sich am Ende dieses Berichts.

3 Überblick über die eingesetzten Methoden

3.1 Einleitung

Die Methoden dieses Teilprojekts beziehen sich auf zwei Bereiche:

- Aufbereitung und Weiterverarbeitung vorliegender Daten von November 1997 bis Oktober 2000,
- Datenerhebungen im Gelände und Auswertungen zur Fauna und zu Strukturen in den Auswahlbetrieben von April 1999 bis Oktober 2000.

Wegen der großen Datenmengen war für beide Schwerpunkte der Einsatz von **GIS und Datenbanken** unumgänglich, deren Strukturen und Inhalte nachfolgend kurz erläutert werden, auf die Geländeerhebungen in den Betriebsflächen wird erst in Kapitel 9 genauer eingegangen.

3.2 Datenbanken und GIS

3.2.1 Aufbau der Datenbank

In der ersten Projektphase (November 1997 bis Dezember 1998) stand die Aufbereitung und Auswertung des vorhandenen Datenbestands zur Fauna im Vordergrund. Die Daten zum biotischen Inventar des UG flossen in Tabellenform in eine Access-Datenbank ein. Für integrierende Auswertungen konnten bereits vorliegende Daten aus einem Projekt des Bundesamtes für Naturschutz (Bonn/Bad Godesberg) genutzt werden (s. ROSENTHAL et al. 1998), wie z.B. Habitatsprüche von Tier- und Pflanzenarten. Die Flächeninformationen zum biotischen Inventar wurden über eine ID (=Identifikationsnummer) teilweise an das GIS angebunden (s. Abb. 1Abb. 1) und konnten so kartografisch dargestellt werden.

Die verwendete Datenbank besteht aus Objekten, Attributen und Relationen. Die **Objekte** repräsentieren z.B. Arten, Pflanzengesellschaften oder Gebiete, denen bestimmte Eigenschaften (**Attribute**) zugeordnet sind, wie z.B. den Pflanzenarten Lebensdauer, morphologischer Typus oder Gefährdungsgrad. Diese Daten zum **biotischen Inventar** wurden in getrennten Tabellen gehalten und beziehen sich auf Flora, Pflanzengesellschaften, Wirbeltiere sowie terrestrische und limnische Wirbellose. Über **Zwischentabellen** (sog. Postentabellen) war eine 1:n bzw. n:1 Verknüpfung (**Relation**) der Objekte und Attribute zu der zentralen Tabelle "**Elbe_Gebiete**" möglich, die wesentliche Flächeninformationen enthält und räumlich hierarchisch unterteilt wurde, d.h. nach Verwaltungseinheiten, Landschaftstypen, den Zählgebieten der avifaunistischen Kartierungen, Biotoptypen, Betriebsflächen und Pflanzengesellschaften. Die Vegetationseinheiten bilden dabei die kleinste Raumeinheit und stellen eine wichtige ökologische Klassifizierungsgrundlage dar, da sie flächendeckend für alle Schläge ermittelt wurden (s. REDECKER 2001). Bei den verwendeten Raumeinheiten treten jedoch Überschneidungen auf, da z.B. die Verwaltungseinheit "Amt Neuhaus" mehrere Landschaftstypen umfasst oder z.B. Zählgebiete der Brutvogelkartierung aus verschiedenen Biotoptypen bestehen (s. Abb. 2). Dieses Problem der unterschiedlichen Grenzen ist für Fragen der Übertragbarkeit ökologischer Daten fundamental und wird in Kap. 4 aufgegriffen.

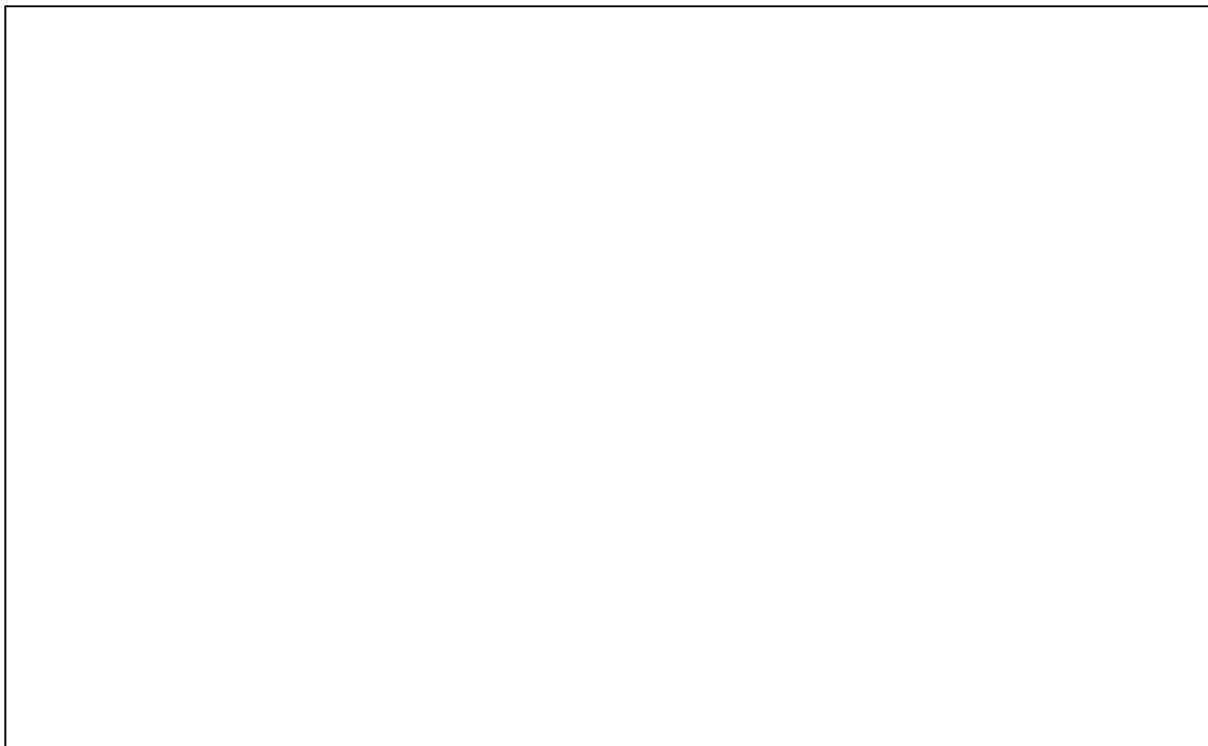


Abb. 1: Aufbau der relationalen Datenbank und Verbindung zum GIS

Die Verknüpfung von GIS und umfangreichen Datentabellen ermöglichte z.B. die kartographische Darstellung von Verbreitungskarten zu Tierartenbeständen, auf die hier jedoch aus Platzgründen verzichtet wird. Über Abfragen ließen sich z.B. die Vorkommen aller gefährdeten Brutvogelarten im UG für jede Art darstellen. Diese Auswertungen waren für spätere Arbeitsschritte, wie die Erstellung von "hot spot"-Karten und die Ableitung von Schwerpunkträumen für den Arten- und Biotopschutz wesentlich.

In die **Gebietstabelle** "Elbe-Gebiete" flossen zahlreiche Attributdaten ein, z.B. der Schutzstatus der Flächen, der Anteil geschützter Biotope oder die Datenlage zur Fauna. Diese Informationen waren für Fragen der Bewertung innerhalb der Leitbild-Entwicklung relevant. Als wichtigste Grundlagengeometrien dienten **Topographische Karten** im Maßstab 1:25.000 für das gesamte UG sowie im Maßstab 1:5.000 für die Auswahlbetriebe. Eine weitere digitale Arbeitsgrundlage war die **Biotopkartierung** nach DIERKING (1992), die von der Bezirksregierung Lüneburg zur Verfügung gestellt wurde. Sie mußte allerdings wegen der zahlreichen Nutzungsveränderungen im Amt Neuhaus seit Beginn der 90er Jahre aktualisiert werden.

Zur Verwaltung der umfangreichen publizierten und unpublizierten **Literatur**, die sich auf ganz verschiedene Raumeinheiten des UG bezieht (s. Tab. 9 und Tab. 10), wurde eine Literatur-Datenbank angelegt, in die sämtliche Arbeiten zu relevanten Themen des Projektes eingingen.

Für einige statistische Analysen von Tierartenbeständen wurde das Programmpaket MVSP (KOVACH 1999) verwendet, das verschiedene multivariate Verfahren der Datenanalyse ermöglicht.

Abb. 2: Klassifizierte Raumeinheiten im UG

3.2.2 Aufbau des GIS

Dank der Benutzerfreundlichkeit der verwendeten GIS-Software (ArcView) konnten viele projektrelevante Daten, wie Tierartenvorkommen, direkt am Bildschirm digitalisiert werden. Nur so war es möglich, die großen Datenmengen schnell in die Schritte der Leitbildentwicklung einfließen zu lassen (s. Kap. 7). Primärdaten, bei denen die enthaltene Information nicht verändert wurde, mußten für projektinterne Auswertungsschritte teilweise in Sekundärdaten überführt werden, die also aus abgeleiteten Datenmengen bestehen. Solche Sekundärdaten waren z.B. Flächenbilanzen zu drei Naturschutz-Szenarien (s. Synthesebericht).

Die **Primärdatenschichten** gliedern sich in folgende Teilbereiche:

- Grundlagendaten, wie z.B. die Topographie, die Biotoptypen des UG, Schutzstatus der Flächen.
- Faunistische, strukturelle, floristische und vegetationskundliche Daten aus bereits vorliegenden Erhebungen sowie den in 1999 und 2000 durchgeführten Untersuchungen.

Die wichtigsten **Sekundärdaten** sind:

- aus den Strukturuntersuchungen in 1999 und 2000 abgeleitete Strukturtypen der Pflanzengesellschaften (s. Kap. 9.2.4.4),
- "Hot spots" zu Naturnähe und Diversität für das gesamte UG,
- Regionalszenarios für verschiedene Ausprägungsgrade von Diversität,
- Szenarien für Betriebe und
- ein Überflutungsmodell, basierend auf einem digitalen Geländemodell des UG (s. hierzu Synthesebericht).

Neben dem unterschiedlichen Raumbezug der Daten - vom Gesamtgebiet (=UG) bis zu den Pflanzengesellschaften - sind auch die Datentypen unterschiedlich (s. Tab. 1): die Nachweise von Tier- und Pflanzenarten beruhen meist auf Punktdaten, die in die Polygone der Gebiete eingelagert sind. Weitergehende Datenauswertungen machten deshalb häufig Verschneidungen nötig, wozu zusätzliche Software - Erweiterungen unter ArcView eingesetzt wurden:

- x-tools: Programme zur Durchführung diverser Verschneidungsoperationen, z.B. zur kartographischen Umsetzung des Entscheidungsschlüssels (s. Synthesebericht),
- u-tools: ein von der Arbeitsgemeinschaft Raum- und Umweltplanung (ARUM, Hannover) erstelltes Programm zur Qualitätskontrolle von GIS-Daten,
- Spatial analyst: ein Zusatzprogramm zur Aufbereitung und Analyse räumlicher rasterbasierter Daten.

3.3 Geländearbeiten zu den Auswahlbetrieben

Um schlagbezogene Daten zu den Auswahlbetrieben zu erhalten, erfaßten drei MitarbeiterInnen von 1999 bis 2000 Fauna und Strukturen. Die dabei eingesetzten Methoden werden in Kap. 9 ausführlicher erläutert. Aus Gründen der Arbeitskapazität konnten jedoch nicht alle vom Projekt ausgewählten Betriebsflächen gleich intensiv beprobt werden. Deshalb versuchten wir, repräsentative Ausschnitte bzw. Transekte zu erfassen (Tab. 2):

Die **Strukturaufnahmen** sollten die Nutzflächen auf der Basis gesamter Schläge sowie von Pflanzengesellschaften typisieren. Anhand ornithologisch relevanter Strukturparameter wurde die Eignung der Betriebsflächen für ausgewählte Vogelarten ermittelt. Die Aufnahmen in 1999 erfolgten entlang von 20 m langen Transekten, die mit den Pflanzengesellschaften im GIS sowie den Brutvogeldata verschnitten und analysiert wurden. Bei den Strukturaufnahmen in 2000 wurde dagegen vom Transekt zum gesamten Schlag übergegangen, wobei die in 1999 erhobenen Parameter vereinfacht wurden.

Die Bestandszählungen zu ausgewählten **Brutvogelarten** sollten den großräumigen Landschaftszustand indizieren; sie wurden mit gleicher Methodik und auf gleichen Flächen in zwei Jahren (1999 und 2000) durchgeführt, um so Aufschluß über die Fluktuationen der Bestände in den Betriebsflächen zu erhalten. Es wurde soweit möglich für alle Arten nach Brutnachweis, -verdacht und Revieranzeige unterschieden.

Die Erfassung von **Zikaden** sollte eine Bewertung der kleinräumigen Qualität der Nutzflächen ermöglichen. Dazu beprobten wir alle in den Betriebsflächen relevanten Pflanzengesellschaften in 1999 halbquantitativ mittels Käscherfängen und ergänzender Handfänge. In 2000 erfolgte eine quantitative Beprobung kleinerer Raumeinheiten mittels Saugproben, wie z.B. in Mulden und Senken sowie an Dominanzbeständen von zikadenrelevanten Gräsern.

Tab. 1: Übersicht über die GIS-Daten

Tab. 2: Erhobene Daten zu den Auswahlbetrieben 1999 und 2000

Erhobene Daten	1999	2000
Strukturen	Transekte in Nutzflächen und an Grabenrändern, Hecken und Gehölze	Klassifikation des gesamten Landschaftsausschnitts der Auswahlbetriebe
Ausgewählte Brutvögel	Bestandszählung	Bestandszählung
Zikaden	Halbquantitative Bestands-erfassung auf der Basis von Pflanzengesellschaften	Quantitative Bestandserfassung; Berücksichtigung kleinräumiger Differenzierungen

4 Konzeptionelle Vorüberlegungen zum ökologischen Teil

4.1 Konzepte und Klassifikationen in der Ökologie

4.1.1 Einleitung und Zielsetzung

Zunächst werden ökologische Muster und Prozesse, die in diesem Projekt eine wichtige Rolle spielen, systematisch zusammengefasst und auf Flußauen bezogen. In diesem Projekt war es z.B. von großer Relevanz, wieweit Naturschutzziele für die Auswahlbetriebe auf das gesamte UG übertragen werden können und umgekehrt. Wenn Daten aus verschiedenen Raumeinheiten analysiert werden, ist dabei die Frage nach der Skalierung und der Grenzziehung von Bedeutung. Deshalb werden die ökologischen Ebenen, die im Projekt relevant waren, kurz beleuchtet. Anschließend wird auf die Spezifität des UG als "Kulturlandschaft in einer Flußaue" eingegangen. Dieses Kapitel hat folgende Zielsetzungen:

- die **Betrachtungsebenen** in der Ökologie - von der Population bis zur Landschaft - und deren Relevanz im Projekt aufzuzeigen,

- eine angemessene **Skalierung** der Objekte in Raum- und Zeiteinheiten vorzubereiten,
- Kriterien für die **regionale Eigenart** von Flußauen und deren inhaltliche Füllung zu liefern,
- konzeptionell zu **Szenarien und Prognosemodellen** hinzuzuführen.

Konzeptionelle Fragen sind bei drei zentralen Aspekten der Ökologie von entscheidender Bedeutung:

- bei der Ermittlung von **Mustern**, wie Vegetations-"Einheiten" oder Besiedlungsmustern von Tierarten im Raum,

- bei der Ziehung von **Grenzen**, z.B. zwischen Biotoptypen,
- bei der Klassifizierung von **Prozessen**, z.B. dem Störungsregime in Auen.

Diese drei Bereiche sind eng aufeinander bezogen: eine Musterermittlung geht immer auch mit einer Grenzziehung einher, und Prozesse lassen sich nur als Unterschiede von Mustern zu verschiedenen Zeitpunkten wahrnehmen (WIEGLEB 1989). Verschiedenste Prozesse, wie z.B. Überflutungen in der Aue erzeugen bestimmte Muster, wie die Zonierungen von Pflanzenbeständen. Einmal etablierte Muster wie ein Weichholzbestand können wiederum auf Prozesse zurückwirken, z.B. indem das Wurzelwerk von Weiden (*Salix* spp.) den Sedimentationsprozeß verstärkt. Muster und Prozesse sind in Auen von besonderer Dynamik geprägt (s. Kap. 5), und an ihrem Zustandekommen sind teilweise stochastische oder scheinbar chaotische Einflüsse beteiligt. Deshalb sind Klassifizierungsversuche in Flußauen vor ganz besondere Schwierigkeiten gestellt, die weit größer sein können als in Lebensräumen, in denen viele Prozesse konstanter sind, wie z.B. in vielen Waldgesellschaften außerhalb der Aue.

In der Flußaue des UG überlagern sich natürliche Prozesse mit denen, die mit der Landwirtschaft verbunden sind. Bei der Leitbildentwicklung ist es wichtig, natürliche Muster und Prozesse der intakten Aue (als "Referenzzustand") von denen klar zu trennen, die sich aus der Nutzung des Gebiets ergeben, da erst dann erkennbar ist, wo und wie durch die Landwirtschaft bestimmte Zielzustände erreicht werden können. Mahd und Beweidung z.B. wirken als Steuergrößen im Auenrelief, sind aber im UG zugleich noch von der Hydroperiode der Flußaue abhängig, z.B. in Form von Auftriebszeiten des Viehs oder Schnitterminen. Die Frage nach tragfähigen Konzepten der Landbewirtschaftung ist also auch die nach den "erwünschten" Mustern ("welche Pflanzen- und Tierarten in welcher Verteilung?") sowie Prozessen ("wie häufig soll/darf im Grünland gemäht werden?"), ebenso wie die nach den Belastungsobergrenzen und Schwellenwerten ("wieviel Dünger darf ausgebracht werden?"). Ein Zielzustand für den Naturschutz bedeutet deshalb, daß bestimmte Muster weitgehend stabil gehalten werden, wie z.B. die Artenzahl und die Dominanzverhältnisse einer Brenndoldenwiese. Auch wenn dabei im Sinne einer dynamischen Konzeption des Naturschutzes von einem statischen "Arten erhalten" abgerückt werden soll, stellt sich immer auch die Frage nach den Toleranzbereichen, innerhalb derer Ziele als realisiert gelten können oder nicht.

4.2 Die Bedeutung von Mustern und Prozessen für dieses Vorhaben

Muster entstehen z.B. durch die Struktur des Grünlandaufwuchses, Prozesse durch die Besiedlung dieser Strukturen z.B. durch Wiesenvögel oder Zikaden. Wieweit aber sind die Muster und Prozesse in einem Betrieb auf die eines benachbarten zu übertragen?

Die Frage nach der Übertragbarkeit regional erhobener Daten ist vielleicht einer der wichtigsten der angewandten Ökologie: sie steht im Spannungsfeld zwischen den "singulären" Befunden an einem Standort und der Gültigkeit für einen größeren Landschaftsausschnitt.

Ganz generell entstehen ökologische Muster i.d.R. dadurch, daß die Ressourcen für Organismen in Raum und Zeit nicht-uniform verteilt sind (ADDICOTT et al. 1987). Entlang der Spülsäume von Ufern entstehen z.B.

"eigenständige" Zersetzergemeinschaften, die räumlich scharf von den angrenzenden Flächen separiert sind: hier herrscht lokal ein großes Angebot an organischer Substanz und dementsprechend hohen Biomassen, z.B. von saprophagen Organismen. Die Ressource "zersetzbare organische Substanz" erzeugt hier also ein klar abgegrenztes Verteilungsmuster von Organismen, das sich in diesem einfachen Beispiel eindeutig auf das Überflutungsgeschehen zurückführen läßt.

Ökologische Muster lassen sich generell qualitativ oder quantitativ abgrenzen:

- **qualitativ**, z.B. als physiognomische Einheit "Wald" oder als die Bewirtschaftungsform "Grünland",

- **quantitativ**, z.B. als Ähnlichkeitsdiagramm der Artenzusammensetzung zwischen den Außen- und Binnendeichsbereichen.

Das entscheidende Problem bei der Erkennung von Mustern ist das Auftreten von zahlreichen Kontinua (Gradienten), z.B. beim "fließenden" Übergang von einem feuchten zu einem trockenen Standort über zahlreiche "Zwischenstadien". Vegetationskundlich war es z.B. nicht immer einfach festzulegen, wo eine Brenndoldenwiese beginnt und wo sie aufhört. Leichter ist die Mustererkennung dagegen bei \pm klar abgegrenzten Lebensräumen, wie z.B. Überflutungstümpeln im Außendeichsbereich, wo das Ufer eine klare Grenze schafft. Muster können also kontinuierlich oder diskret auftreten, und dabei spielt der Betrachtungsmaßstab eine entscheidende Rolle: während z.B. ein Satellitenbild bei großem Betrachtungsmaßstab ein deutlich abgrenzbares "grünes Band" beiderseits des Elbestroms als diskretes Muster darstellt, zerfällt dieses auf kleinmaßstäblicher Ebene in ein kontinuierliches Muster aus verschiedenen Grünlandtypen, vom Sandtrockenrasen über wechsellässiges Grünland bis zum feuchten. Ähnliche Wechsel zwischen diskreten und kontinuierlichen Mustern treten auf, wenn die Perspektive von einer einzelnen Region auf eine überregionale Ebene verlagert wird: z.B. kann eine hohe Konstanz der Artenzusammensetzung sich dann in fragmentarische Artenmuster auflösen.

Ist ein bestimmtes Muster ermittelt, muß im zweiten Schritt geklärt werden, wie es zustande gekommen ist: dazu dienen z.B. Korrelationsanalysen, die statistische Zusammenhänge zwischen Mustern und Umweltfaktoren herausarbeiten, z.B. zwischen dem Pflanzenartenbestand von Stromtalgrünland und der Hydrodynamik (LEYER, mdl. 2000). Die Art und Weise, in der die Umweltparameter wirken, bestimmt, ob Muster kontinuierlich oder diskontinuierlich auftreten: bei **diskontinuierlichen** Faktoren, wie z.B. stark und schwach beweideten Bereichen in einer Extensivweide, lassen sich häufig fleckenartige ("patchy") Muster abgrenzen. Sind die Faktoren dagegen **kontinuierlich** verteilt, ergeben sich Gradienten, wie z.B. bei gleichartiger Schnittnutzung auf einem stark reliefierten Auen-Standort, wo Geländehöhe, Bodenart und Bodenfeuchte als differenzierende Faktoren ein kontinuierliches Muster von Pflanzengesellschaften schaffen. Zur Erkennung von Mustern sind in der Ökologie jeweils eigene Analysemethoden entwickelt worden, wie z.B. Gradientenanalysen in der Vegetationskunde (s. JONGMAN et al. 1995), die zunehmend auch in der Tierökologie angewendet werden.

Ein erhebliches Problem bei der kausalanalytischen Behandlung von Mustern ist, daß diese durch ganz verschiedene Prozesse gleichzeitig erzeugt werden können (JAX et al. 1993): es ist z.B. vielfach noch ungeklärt, welches die "ausschlaggebenden" Faktoren für ein bestimmtes Besiedlungsmuster von Pflanzen oder Tieren sind: Hydrologie, Bodenart, Nutzung oder Konkurrenzfaktoren? Eine monokausale Betrachtung wird den komplexen Bedingungen in den seltensten Fällen gerecht.

4.3 Welche ökologischen Bezugsebenen spielen im Projekt eine Rolle?

Die wichtigsten Organisationsebenen der Ökologie, die im Projekt von Relevanz waren, sind Populationen, Biozöosen, Landschafts- und Biotoptypen sowie Ökosysteme. Diese Ebenen wurden in verschiedenen Auflösungsschärfen und Vollständigkeitsgraden beleuchtet. Dabei ergab sich immer wieder die Aufgabe, Beziehungen zwischen diesen Ebenen herzustellen: so wurde die Gesamtregion des UG bestimmten Landschaftstypen zugeordnet oder die Betriebsflächen hinsichtlich darauf lebender Populationen oder Biozöosen erfaßt. Im folgenden soll im Vorfeld geklärt werden, welche Ebenen bearbeitet wurden.

4.3.1 Populationen

Eine Population ist die Gesamtheit der Individuen *einer Art*, die einen zusammenhängenden Lebensraum bewohnen und im allgemeinen über mehrere Generationen eine genetische Kontinuität zeigen (SCHAEFER 1992). Eine scharfe Grenzziehung zwischen Populationen und Subpopulationen ist aus zwei Gründen oft schwierig: der gemeinsame Lebensraum weist i.d.R. räumlich unscharfe Grenzen auf und im Lebensraum selbst sind die Populationen meist unregelmäßig verteilt. Da es zwischen räumlich isolierten Populationen immer wieder zu einem genetischen Austausch, z.B. durch einige wanderfreudige Tiere kommt, wurde das Konzept der Metapopulation eingeführt (HANSKI 1994).

Im Projekt spielte die populationsökologische Ebene eine nur untergeordnete Rolle. Es wurden zwar **Anzahlen von Pflanzen- und Tierarten** erfaßt, doch wurden dabei weder Populationen klar voneinander abgegrenzt noch populationsbiologische Parameter erhoben, wie z.B. Überlebensraten oder Mortalitätsfaktoren für Arten. Nur für

wenige Tierarten lagen aus dem UG populationsökologische Daten vor (z.B. NEUSCHULZ 1988 zur Sperbergrasmücke).

4.3.2 Biozöosen

Eine Biozönose (= community) ist der Komplex aus Organismen, die verschiedenen Taxa angehören (ALLEN & HOEKSTRA 1992). Den Schlüssel zum Verständnis des biozönotischen Aufbaus eines Lebensraums bilden die ökologischen Eigenschaften der Organismen. Ihre durch Evolution entstandenen Adaptationen sind quasi der „Leim“, der die vergesellschafteten Arten zusammenhält. Innerhalb der Vegetationskunde sind Grenzziehungen zwischen Biozöosen etabliert und auch ökologisch plausibel, da die meist \pm statisch im Erdreich verankerten Pflanzenarten häufig abgrenzbare Komplexe von Umweltvariablen "anzeigen". Dies wurde von ELLENBERG et al. (1992) mittels Zeigerwerten quantifiziert und ergab ein Indikatorensystem, mit dem sich die Standortverhältnisse aus dem Auftreten von Pflanzenarten "ablesen" lassen. Ein solches Zeigersystem ist für die Fauna weit schwieriger zu konstruieren, was vor allem an der erheblichen Mobilität von Tieren liegt. Wegen des vergleichsweise statischen Verhaltens von Pflanzen am Standort im Vergleich zu Tieren können sich in einem Lebensraum ganz verschiedene „Texturen“ zwischen Pflanzen- und Tiergemeinschaften ausbilden: während eine Brenndoldenwiese - gleiche Nutzung vorausgesetzt - in ihrer Artenzusammensetzung in relativ engen Grenzen schwankt¹, kann z.B. die Wiesenbrüterfauna bei ungewöhnlichen Überflutungen im Frühsommer durch extrem geringe Bruterfolge gekennzeichnet sein (B. KÖNIGSTEDT, mdl. 1999), mit der Folge, daß hier die Artenzusammensetzung von Jahr zu Jahr extreme Unterschiede zeigen kann.

Im Projekt spielte die Biozönose-Ebene eine erhebliche Rolle: dabei wurden höhere taxonomische Gruppen, wie die Avizönose oder die Zikaden-Zönose, eines Standorts zusammengefaßt. Diese wurden jedoch nicht zu Typen zusammengefaßt², wie dies in der Vegetationskunde geschieht. Vielmehr wurden die Zoozöosen bestimmten Raumeinheiten zugeordnet, wie Schlägen, Gebieten oder Landschaftstypen. Der funktionelle Ansatz zur Abgrenzung von Einheiten innerhalb von Biozöosen über die Bildung von Gilden wird in Kap. 8.5 kurz aufgegriffen. Die Pflanzengesellschaften, die von der Universität Lüneburg erfaßt wurden (s. REDECKER 2001), dienten teilweise als Bezugsbasis für die Fauna, z.B. für Strukturauswertungen oder Korrelationsanalysen. In Kap. 10.4 werden einige biozönotische Kriterien, wie Diversität, herangezogen, um den Mitnahme-Effekt der untersuchten Indikatorgruppen auf andere Taxa zu beleuchten.

4.3.3 Landschaftstypen, Biotoptypen

Gegenüber Populationen und Biozöosen fällt eine Grenzziehung auf der Ebene von Landschaften augenscheinlich leichter, da sich hier häufig klar abgrenzbare visuelle Muster erkennen lassen. In den Geowissenschaften wird z.B. nach sog. **Physiotopen** abgegrenzt: dabei werden aus den geomorphologischen, edaphischen und hydrologischen Bedingungen eines Gebiets homogene Einheiten gebildet, die als zusammengesetzte Muster in der Landschaft ein sog. "Fliesengefüge" erzeugen. Im Rahmen der geographischen Naturraumgliederung Deutschlands wurden VON MEYNEN & SCHMIDTHÜSEN (1953-62) Landschaften mit einheitlichem Gesamtcharakter als "**Naturräume**" abgegrenzt. Dabei wurden die Physiotope als kleinste homogene Landschaftsteile integriert bzw. größere Landschaftsteile deduktiv untergliedert. Im UG wurden die Naturraumtypen nach MEIBEYER (1980) in Anlehnung an LESER (1991) von ARUM anders abgegrenzt (s. Synthesebericht), so daß sich insgesamt neun Typen ergaben, die hier als "**Landschaftstypen**" bezeichnet werden. Diese sind im Synthesebericht beschrieben³; sie sind die oberste räumliche Gliederungsebene für das UG und dienen dazu, Umweltqualitätsziele für die Region - nach diesen Landschaftstypen differenziert - zu formulieren. Eine weitere Typisierungsgrundlage waren die **Biotoptypen** nach DIERKING (1992), zu denen eine quantitative Bilanz in einzelnen Landschaftstypen vorgenommen wurde. Diese Biotoptypen sind überwiegend nach vegetationskundlichen Kriterien abgegrenzt. Viele aggregierte Auswertungen und Zielformulierungen für den Ressourcenschutz (s. Synthesebericht) stützen sich auf diese Typisierung. Ein Problem war für den Bereich Boden und Wasser die mangelnde Erfassungsgenauigkeit der NIBIS-Daten auf der Betriebsebene (Maßstab 1:5.000), so daß einige Zielaussagen nur unter Vorbehalten getroffen werden können. Für die Typisierung des

¹ Von Jahr zu Jahr traten allerdings auch in den Schlägen der Auswahlbetriebe teils erhebliche Dominanzschwankungen von Pflanzenarten auf. Diese hängen eng mit dem Witterungsverlauf bzw. dem Überflutungsgeschehen zusammen (REDECKER, mdl. 1999).

² Versuche von RABELER (1955), PASSARGE (1955), biozönotische Einheiten anhand von Tierarten zu bilden, haben sich als nicht tragfähig erwiesen.

³ Dies sind: 1. Stromland-Außendeichs- und 2. Binnendeichsflächen, 3. Talsandgebiete und 4. Dünen im Stromtal, 5. Geestränder und -inseln, 6. Niederungen der Nebenflüsse binnen- und 7. außendeichs, 8. Moore auf sandigen Ablagerungen, 9. Flußmarsch innerhalb des Binnenstromlandes

Stromtal-Grünlands erwiesen sich die Biotoptypen nach DIERKING (l.c.) als zu ungenau, so daß 1998 und 1999 eine Kartierung in den Auswahlbetrieben notwendig war (s. REDECKER 2001).

Ein übergreifendes Konzept, das Landschaften mit Flora und Fauna verkoppelt, formulierten FORMAN & GODRON (1986). Die Autoren untergliedern Landschaften in:

- die **Matrix** als das dominante Element in der Landschaft, das die größte Fläche einnimmt, mithin die "Grundstruktur" bildet und meist auch eine wichtige Kontrolle über die Dynamik von Populationen ausübt,
- **patches**, im Sinne von Flecken oder Inseln innerhalb dieser Matrix, die über ihre Anzahl, Konfiguration und Größe etc. die Heterogenität von Mustern bestimmen,
- **Korridore** als verbindende Elemente, die Interaktionen zwischen den patches ermöglichen und so auf Muster einwirken.

Nach diesem Konzept bildet z.B. eine Grünlandfläche die Matrix, in die verschiedene Tümpel als patches eingelagert sind; Grabenränder und Hecken stellen dabei in der Grünland-Matrix Korridore für wandernde Amphibien dar. Auf diesen Ansatz wird bei der Erörterung der Strukturdaten (s. Kap. 10.6.1) näher eingegangen. Es ist leicht einzusehen, daß die Komplexität von Mustern auf der Landschaftsebene von der **Skalierung** abhängig ist: ein Wald kann im Maßstab 1:20.000 als simpel strukturiert erscheinen, im Maßstab 1:2.000 dagegen als komplex, da dann z.B. verschiedene Gebüsch- und Waldsaumgesellschaften erkennbar sind. Derartige Maßstabswechsel waren auch im Projekt relevant: so ließen sich die Landschaftseinheiten des UG nicht nach ihren strukturellen Ausstattung differenzieren. Die verfügbaren Fernerkundungsdaten, wie z.B. D-Sat II erwiesen sich als zu ungenau, um für die Fauna relevante Strukturen hinreichend genau zu typisieren, wie z.B. Gebüschsäume oder Grabenränder.

4.3.4 Ökosysteme

Bei einer systemaren Analyse von Umwelt-Organismenbeziehungen ist das Problem der Grenzziehung besonders kompliziert: nicht nur kann der jeweilige Raumausschnitt "beliebig" abgegrenzt werden⁴, sondern es treten auch häufig miteinander verbundene, aber verschieden skalierte Prozesse auf, die räumlich diffus und über verschiedene Hierarchien gesteuert sein können (ALLEN & HOEKSTRA 1992). Die Sedimentation im Überflutungs-Grünland z.B. wird von überregionalen Ereignissen, wie den Niederschlägen im Oberlauf der Elbe ebenso beeinflußt wie von den lokalen Gegebenheiten, z.B. den Reliefformen am Standort. Zugleich übt die Biozönose, z.B. über das Wurzelwerk als Sedimentfänger, auf die Rohbodenablagerung einen starken Einfluß aus. Mehrere allogene (von außen gesteuerte) und autogene (selbstgesteuerte) Regulationen greifen also bei der Sedimentation ineinander.

Auch bei der Ökosystemanalyse müssen **räumliche Grenzen** festgelegt werden, z.B. die Lage und Ausdehnung des Oberflächenwassers in der Aue oder die Nährstoffretention entlang einer Wasserscheide. In Flußauen gleichen die Stoff- und Energieflüsse wegen des Vordringens und Zurückweichens des Oberflächen- und Grundwassers häufig „undulierenden Oberflächen“, was die Grenzziehung in Flußauen besonders schwierig macht (s. Kap. 5).

Die Ökosystem-Ebene spielte im Projekt vor allem für den Ressourcenschutz eine zentrale Rolle, weniger für die Biotik: Untersuchungen zu **physikalisch-chemischen Parametern** bzw. den entsprechenden In- und Outputs wurden von der FH Suderburg und Univ. Lüneburg durchgeführt (z.B. N, P- und K-Gehalte in den Agrarflächen). Aus den vorliegenden NIBIS-Daten zu Boden und Wasser wurden Verschneidungen mit weiteren Datenschichten, wie den Biotoptypen, vorgenommen, um Umweltqualitätsziele und Maßnahmen aus Sicht des Ressourcenschutzes zu formulieren.

4.3.5 Flächen der Auswahlbetriebe

Jeder Schlag der ausgewählten Betriebe stellt eine bestimmte Bewirtschaftungseinheit dar, ökologisch kann er jedoch stark differenziert sein, z.B. in tiefere, feuchte und höhere, trockene Bereiche. Entsprechend stellen die Schläge räumliche Abgrenzungen dar, die sich nicht mit den obigen Bezugsebenen decken:

1. Populationen können hier isolierte oder miteinander verbundene Bestände bilden, z.B. fliegen Wiesenvögel zwischen den Schlägen hin und her,
2. Biozönosen beschränken sich auf Teilbereiche eines Schlages oder erstrecken sich über eine Vielzahl von Schlägen, z.B. Flutrasen in Mulden oder Intensiv-Grünland, das sich über viele Schläge verteilt,
3. mehrere Biotoptypen, wie Einzelgehölze oder Hecken können auf einem Schlag vorkommen.

Ein besonderes Problem war die "Insellage" einiger Schläge innerhalb von Betrieben, die nicht vom Projekt bearbeitet wurden: bei Brutvogelarten, die meist größere und zusammenhängende Räume beanspruchen, bilden die Schläge der Auswahlbetriebe nur Teile eines größeren Besiedlungsraumes. Dies war z.B. beim

⁴ Dementsprechend werden von einigen Autoren auch kleinste Flächen als Ökosysteme definiert, wie z.B. Dunghaufen oder Totholz.

Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) oder Schafstelze (*Motacilla flava*) relevant, die häufig außerhalb der Schläge brüteten, diese aber als Nahrungshabitate nutzten. Diese Inkongruenzen führten dazu, daß auch die räumliche Festlegung von Maßnahmen teils auf Teilbereiche in einem Schlag - z.B. feuchte Randbereiche - teils über mehrere Schläge hinweg erfolgte.

4.4 Klassifikation von Prozessen

Verschiedenste Prozesse steuern die Raummuster von Tier- und Pflanzenarten, wie z.B. das auflaufende Hochwasser der Elbe oder die Mahdtermine. Ein Konzept, um Prozesse zu typisieren, wurde von JAX et al. (1993) erarbeitet. Sie unterscheiden vier Typen von Prozessen, in denen jeweils Abiotik und Biotik ineinandergreifen und die jeweils die ökologischen Sachverhalte aus einer organismenzentrierten oder systemaren Perspektive beleuchten: Transporte und Wanderungen, Habitatwahl und -besiedlung, Interaktionen und Störungen.

4.4.1 Transport- und Wanderungsprozesse

Der Transport von Energie, anorganischer und organischer Materie (Sedimente, Nährstoffe) und von Populationen geschieht über bestimmte Medien. In Flußauen übernimmt der Wasserkörper sowohl für Stoffe wie für Organismen eine besonders wichtige Rolle als Transportmedium, z.B. bei der Verbreitung von Diasporen. Aber auch über die Luft (resp. den Wind) bzw. den Boden werden Stoffe und Organismen transportiert. Die Landwirtschaft transportiert über das Weidevieh z.B. Diasporen, aber auch Eier, Juvenilstadien oder adulte Kleintiere (FISCHER et al. 1995). Neben dem passiven Transport spielt bei Tieren die aktive Bewegung in Form von Wanderungen eine große Rolle, im UG z.B. als Zugeschehen bei Rast- und Brutvögeln. Einige Beispiele für Transport- und Wanderungsprozesse zeigt Tab. 3, wobei zwischen der Regions- und Betriebsebene getrennt wird. Viele Parameter, die auf der Betriebsebene relevant sind, werden von der (über-) regionalen Ebene "gesteuert", wie z.B. der Stickstoff-Saldo in Schlägen außendeichs durch den Elbestrom, indem sich Nitrate im Wasser auf den Flächen ablagern.

Tab. 3: Beispiele für die Bedeutung von Transport- und Wanderungsprozessen für wichtige ökologische Parameter im UG

Parameter	auf der Regions bzw. über-regionalen Ebene wirksam	auf der Betriebsebene wirksam
N-Bilanzen	N-Einträge aus der Luft, Elbestrom	N-Saldo
Grundwasser, Oberflächenwasser, Schadstoffe, Erosion	Wasserscheiden, Fließgeschwindigkeit der Elbe	Lage der Flächen zur Elbe; Bodentypen, Relief
Pflanzen	Diasporentransport über die Elbe	Eintrag von Diasporen in Schläge, z.B. aus Elbwasser, durch Weidevieh
Gastvögel	Elbe als "Leitlinie" während des Zuges	Anbau von Feldfrüchten, Störung der Flächen
Amphibien	Hochwasserstände, Qualmwasserausprägung	Verteilungsmuster von Kleingewässern in den Schlägen, Ausstattung mit Korridorelementen

4.4.2 Habitatwahl und -besiedlung

Für eine erfolgreiche Reproduktion von Zielarten müssen die Habitatparameter in den Flächen sich in bestimmten Grenzbereichen bewegen, wie z.B. das Störungsregime durch Mahd für Stromtalpflanzen. Bei **Pflanzen** erfolgt die Habitatwahl \pm passiv über Wasser, Luft, Boden oder durch den Menschen (s. BONN & POSCHLOD 1998). In der Aue kommt den vegetationsfreien Offenflächen - als sog. "gaps" - für die Neuansiedlung von Pflanzen eine entscheidende Rolle zu, da hier z.B. die Samen von Auwaldgehölzen auskeimen können und gleichsam die Initialzündung für den Auwald bilden. Bei **Tieren** sind aufgrund der unterschiedlichen Komplexität von Sinnes- und Nervensystem die unterschiedlichsten Typen der Habitatwahl und -bindung ausgeprägt: Arten mit komplexen optischen Sinnesorganen, wie Vögel, orientieren sich häufig an Landschaftsmustern, die auch dem Menschen augenfällig sind, wie offene Grünlandflächen, Gehölzstrukturen oder freie Wasserflächen (BERNDT & WINKEL (1974). Einige Arten zeigen dabei eine gewisse Plastizität, wie z.B. die Schafstelze, die in den letzten Jahren mehr und mehr vom Grünland auf Rapsflächen übergeht (s.

Anhangsband). Dagegen ist die Habitatfindung und -bindung bei Tieren mit weniger komplex entwickeltem Gehirn häufig stärker fixiert ("hard wired")⁵. Phytophage Insekten z.B. orientieren sich häufig an Geruchsstoffen, die von Pflanzen verströmt werden und die von den Windrichtungen abhängig sind (BERNAYS & CHAPMAN 1994), epigäische Laufkäfer z.B. an Vertikalstrukturen (BATHON 1973). Für Prognosemodellen können die Kenntnisse über Habitatschemata verwendet werden, um die Wirkung neugeschaffener Strukturelemente, wie Randstreifen, abzuschätzen (s. Kap. 9.5). Dabei ist es wichtig, die für Arten bzw. -gruppen relevanten Habitatparameter zu sondieren: bei den Erhebungen zur Fauna in den Betriebsflächen wurden einige Parameter erfaßt, die als einzelne Dimensionen der ökologischen Nische von Arten aufgefaßt werden können. Dies waren bei der **Avifauna** z.B. **strukturelle Merkmale der Nutzflächen** (s. Kap. 9.2), bei der **Zikadenfauna** z.B. die **Pflanzenartenzusammensetzung** (s. Kap. 9.4).

4.4.3 Interaktionen

Transporte, Wanderungen und Habitatwahl werden meist unter einer "organismenzentrierten" Perspektive behandelt, sie können aber auch in eine systemare Analyse eingebunden werden. Systemtheoretisch stellen Interaktionen alle Ereignisse dar, bei denen die System-Komponenten aufeinander einwirken (s. z.B. CHECKLAND 1981). Insofern sind alle Transport- und Wanderprozesse und die Mechanismen der Habitatwahl und -bindung natürlich zugleich Interaktionen. Im UG ist es vor allem das Ineinandergreifen verschiedenster Systemkomponenten, das durch die Flußauendynamik wie durch die Landwirtschaft zustandekommt:

- **Zwischen abiotischen Komponenten**, z.B. Sedimenten und Wasserkörper: das Wasser transportiert Sedimente, die sich ablagern, im Laufe der Zeit das Gelände erhöhen und damit auch die Größe der Überflutungsfläche verändern.

- **Zwischen abiotischen und biotischen Komponenten**, z.B. zwischen den hydrophysikalischen Kräften in der Aue und den Organismen: Zonen verschiedener Überflutungsdauern stellen Toleranzbereiche z.B. für Gehölzarten des potentiellen Auwalds dar. Ein aufwachsender Wald kann hier zugleich die Strömungsverhältnisse des Wassers maßgeblich verändern.

- **Zwischen biotischen Komponenten**, wozu negative und positive Interaktionen zwischen der Tier- und Pflanzenwelt zählen, wie z.B. die Bestäubung von Blütenpflanzen durch Insekten, die Verbreitung von Diasporen durch Kleinsäuger oder Konkurrenz- und Räuber-Beuteverhältnisse.

Im Projekt wurden keine direkten Untersuchungen zu Interaktionen durchgeführt; eine Verknüpfung von Literatur- mit Geländedaten ließ aber die Rekonstruktion von Interaktionen zu, wie zwischen dem Pflanzenbestand im Grünland, den ökologischen Eigenschaften der Pflanzenarten und deren Bedeutung z.B. für Bestäuber oder Samen- und Fruchtverbreiter in der Fauna (s. Kap. 10.6.2).

4.4.4 Störungen

Offengehaltene Kulturlandschaft bedeutet Störung. Ohne sie würden die meisten Zielarten des Grünland und der Äcker im UG verschwinden (s. REDECKER 2001). Der Begriff der Störung ist in der Ökologie jedoch uneinheitlich definiert. WHITE & PICKETT (1985) definieren eine Störung als „(...) jedes diskrete Ereignis in der Zeit, welches die (momentane) Struktur von Ökosystemen, Organismengemeinschaften oder Populationen zerreißt und Ressourcen, Substratverfügbarkeit oder die physikalische Umgebung verändert.“

Störung betrifft immer einen Organismus, der durch den auslösenden Faktor in irgendeiner Weise beeinflusst wird. Die Störung ist **diskret**, wenn der Störeffekt nicht zur Dauerumgebung eines Organismus gehört (JAX et al. 1993) oder **kontinuierlich**, wenn ein \pm permanenter Störeffekt wirkt. Bei Flora und Fauna des UG habe wir es natürlich mit beiden Typen zu tun: diskrete Störungen treten z.B. als zweimalige Mahd auf, kontinuierliche z.B. als Standweide, die sich auf Brutvögel in der Reproduktionsphase auswirkt. In Flußauen können ganz unterschiedliche Störungsregimes auftreten:

- **Überflutungen** können Pflanzen mechanisch schädigen, Tiere stören oder dezimieren.

- **Extreme Witterungsverhältnisse**, wie niedrige oder hohe Temperaturen und Niederschläge können die Toleranzgrenzen von Organismen am Standort überschreiten. So kann z.B. Eisschur das Aufkommen von Gehölzen im ufernahen Bereich verhindern.

- **Chemische Einflüsse** können von Überflutung und Witterung zugleich gesteuert werden: an nassen Standorten können z.B. O₂-Defizite entstehen, die zu einer scharfen Auslese in der Pflanzenwelt führen und Pflanzen begünstigen, die zeitweise anaerobe Verhältnisse tolerieren können, wie z.B. Schilf (*Phragmites australis*) an Ufern von Stillgewässern. Von der Agrarnutzung gehen chemische Einflüsse auf die Organismenbestände z.B. durch die Düngergaben aus, die zu einer Verarmung des Stromtal-Grünlands führen (REDECKER 2001).

⁵ Dies liegt vor allem daran, daß eine Integration der Umweltreize bei den meisten Arthropoden an der Peripherie, d.h. den Sinnesorganen stattfindet, während sie bei den meisten Wirbeltieren erst im Gehirn stattfindet (s. BERNAYS & CHAPMAN 1994).

- **Mechanische Einwirkungen** können Organismen bzw. deren Organe beschädigen: durch Tritt und Verbiß von Weidevieh sowie Mahd im Grünland kommt es z.B. zu Störungen der Pflanzendecke und zur Förderung mahd- und weidetoleranter, lichtliebender und schnellwüchsiger Arten. Zu den mechanischen Störungen zählt z.B. auch das Zertreten von Gelegen bei Wiesenlimikolen durch Weidevieh.

- Von **Störungen durch den Menschen** sind im UG vor allem scheue Tiere betroffen, wie Gänse, Schwäne, Kranich (*Grus grus*) oder Biber (*Castor fiber*). Im UG spielt für den ökologischen Wert von Rastflächen deren Verschonung durch Jagd eine große Rolle (s. Anhangsband).

- z.B. das Angebot an störungsfreien Äsungsflächen, die Tourismusnutzung oder die Angel- und Badenutzung von Gewässern eine Rolle.

Störungen im UG setzen sich häufig aus den natürlich-flußauenbedingten und den nutzungsbedingten Störungen zusammen, die zudem von überregionalen Einflüssen überlagert werden. Da Störungen für ökologische Prognosen von entscheidender Bedeutung sind, zeigt Tab. 4 einige Variablen von Störungen und klassifiziert nach ihrer Wirkung. JAX et al. (1993) unterscheiden zwischen **Beschreibungsvariablen**, mit denen Störungen zunächst deskriptiv erfaßt werden und **Wirkungsvariablen**, die sich auf ökologische Muster auswirken. Der Einfluß von Störungen läßt sich auf organismischer Ebene häufig an bestimmten Merkmalen von Arten oder Populationen ablesen, wie z.B. der Ausprägung von Langflügeligkeit oder der Zahl der Generationen/Jahr bei Insekten. Das Arten- und Dominanzspektrum eines Standortes läßt so Rückschlüsse auf den Grad der Störungen im Gebiet zu (s. Kap. 9.4).

Tab. 4: Störungsvariablen und ihre Relevanz für das UG

Beschreibungsvariable	Beispiele für ihre Relevanz im UG
Häufigkeit	Überflutungen, Mahd und Beweidung
Vorhersagbarkeit	witterungsbedingte unregelmäßige Fluthöhen
Intensität	Beweidungsdichte und Mahdfrequenz
Ausdehnung und Verteilung	Größe von Überflutungsflächen, von Mahd- und Beweidungsflächen
Dauer	Dauer der Überflutungen, Beweidungszeiträume
Wirkungsbezogene Variable	Beispiele für Relevanz im UG
Intensität der Wirkungen	Gelegeverluste bei Wiesenbrütern infolge Beweidungsintensität
Räumliche Ausdehnung der Wirkungen	Dezimierung der Fauna der Krautschicht infolge synchroner Mahd im Grünland
Größe, Form und Lage der betroffenen Areale	Angebot an freien Wasserflächen für Gastvögel während der Überflutungsphasen
Relativer Zeitpunkt der Störung (bezogen auf Lebenszyklus der Arten)	Überdeckung mit Wasser während der Ei- und Larvalentwicklung von Laufkäfern
Sensibilität der Objekte	Mahd- und Beweidungsempfindlichkeit von Pflanzenarten, Störanfälligkeit von Vögeln durch Menschen
Kombinationswirkung verschiedener Ursachen	Synergistische Effekte von Überflutung und Grünlandnutzung auf die Überlebensraten von Wiesenbrütern

5 Muster und Prozesse in Flußauen

5.1 Einleitung und Zielsetzung

Im UG wirken Steuergrößen, die für Flußauen generell gelten und die durch die regionalen Besonderheiten differenziert werden. Es wird deshalb zunächst der allgemeine Hintergrund von Mustern und Prozessen in Flußauen beleuchtet, vor dem sich die Eigenart des UG abhebt.

Die letzten noch naturnahen Flußauen in Europa sind heute wichtige Zentren der Biodiversität, und diese kommt letztlich durch das Ineinandergreifen abiotischer und biotischer Prozesse zustande, das im Folgenden dargestellt wird:

- die **Biogeomorphologie** als Grundlage für biotische Muster und Prozesse,
- **Hydroperiode, Sedimentation, Böden** und ihr Einfluß auf biotische Elemente,
- das daraus entstehende **Raum-Zeitgerüst** für wichtige Muster und Prozesse in Flußauen,
- die **regionale Eigenart** des UG als Folge historisch einmaliger Prozesse.

5.2 Definitionen und Charakteristika von Fließgewässern und Auen

Ein Fließgewässer bildet einen \pm permanenten Wasserkörper, der der Gravitationskraft folgt und sich somit entlang eines topographischen und energetischen Gefälles bewegt. Als **Aue** ist das Gebiet definiert, in dem sich Sedimente des Fließgewässers ablagern und in denen es zu periodischen Überflutungen kommt. Auen unterliegen dem Wechsel von Überflutung und anschließendem Trockenfallen (LAZOWSKI 1997). Häufig sind im Überflutungsbereich der Aue zahlreiche **Stillgewässer** eingelagert, die durch das hydrologische Wirken des Flusses entstehen: Flußaltarme, Altbetten und Lahnen sowie künstlich abgetrennte Flußbetten. Sie entstehen meist aus dem Zusammenwirken von Grund- und Niederschlagswasser (GEPP et al. 1986). Neben diesen Stillgewässern treten in der Aue häufig auch **fließende Gewässer** z.B. in Form von Hochwassernebenflüssen auf. Diese sind meist parallel zum Hauptfluß angeordnet und treten überwiegend in den Unterläufen auf, typisch für sie sind der lange Verlauf und die Mäanderform.

Die folgenden **Charakteristika** unterscheiden Flußauen von anderen Ökosystem-Typen und sind für ihre Eigenart wesentlich:

- ihre lineare Form,
- die extreme Dynamik ihrer Geomorphologie,
- der Transport großer Mengen Energie und Material aus den Oberläufen.

Für die **Differenzierung der Auertypen** sind weiterhin folgende Eigenschaften besonders wichtig (HUGHES 1997):

- die Oberlauf- Unterlauf-Verbindung entlang des Flußkorridors,
- der Einfluß der Flußbettform,
- die Verbindung zwischen Strom und Aue,
- das Überflutungsgeschehen an den Flußbänken,
- die Niederschlags- und Grundwasserverhältnisse.

Anhand der Ausprägung dieser Eigenschaften lassen sich verschiedenste Flußauentypen bilden, wie z.B. hinsichtlich der Flußbettform (steil, canyonartig, mäandrierend-flach etc.), ihrer Stabilität und den sich daraus ergebenden Prozessen (wie lateraler Erosion) und Mustern (wie der Breite von Uferzonen) (s. PETTS 1990).

In Mitteleuropa ist jedoch bis heute kein Fluß mit seinem Auenbereich in natürlichem Zustand geblieben (BREN 1993), so daß es schwer ist, den jeweils natürlichen Referenzzustand zu rekonstruieren. Trotz der zahlreichen Eingriffe kommt den Fließgewässern aber auch heute noch eine wichtige **Gerüstfunktion** zu, die sich aus ihrer Linearstruktur, ihrer großen Dynamik und ihres Materialtransports in der Landschaft ergibt; denn durch Flüsse werden groß-, mittel- und kleinflächige Biotopkomplexe miteinander verknüpft, wie es in kaum einem anderen Ökosystem der Fall ist. Flußauen mit ihren Talzügen und Niederungen durchziehen als lineare Verbundstrukturen die Landschaft (BORCHERT 1992) und übernehmen damit, großräumig betrachtet, eine Korridorfunktion. Eine weitere ökologische Eigenart ist ihr **Ökotoncharakter**, indem terrestrischen Ökosysteme stark von den aquatischen beeinflusst werden und beide in komplexer Weise ineinander übergehen können. Die bestimmende Kraft für diese gegenseitige Durchdringung ist dabei der **laterale Wasserfluß**, der die Funktion und den Aufbau der angrenzenden Feuchtgebiete reguliert und organisiert. Da Flußauen in ihrer Wasserführung stark von den überregionalen Witterungsverläufen bestimmt sind - vor allem den Niederschlägen - kommt es immer wieder zu tiefgreifenden Unregelmäßigkeiten im Ausmaß der Überflutungen, der Ausbildung von Sand- und Schlammflächen und des Nährstoffeintrags. Dies macht die Klassifikation und die Prognose von Mustern schwierig: es fehlen z.B. noch geometrische Maße, um den raschen räumlichen Wechsel, die Ähnlichkeitsgrade zwischen Strukturen oder den Einmaligkeitscharakter von Mustern und Prozessen zu definieren, was vor allem daran liegt, daß der Fluß viele nicht-homogene Eigenschaften besitzt, vergleichbar Wolken oder dem Verlauf von Küstenlinien (BREN 1993: 283ff). Hydrologische Modellierungen, die den Strömungskanal als \pm fixierter Container behandeln, vereinfachen dabei zu stark die Realität und werden der Komplexität in Flußauen nicht gerecht (l.c.). Modelle, mit deren Hilfe Interaktionen zwischen abiotischen und biotischen Komponenten simuliert werden sollen, stoßen angesichts vieler nicht prognostizierbarer Vorgänge auf Grenzen. So kann der außendeichs wachsende Auwald in komplizierter Weise auf die Hydrologie einwirken: die am Ufer stehenden Bäume erzeugen physikalische Effekte auf den Wasserkörper, indem Wirbel und Turbulenzen entstehen. Durch den Laubfall kommt es zu erheblichem Stoffinput ins Wasser, das Laub stellt zugleich Nahrungssubstrate für Detritivoren bereit, die wiederum die Wasserqualität beeinflussen. Das Wurzelwerk der Bäume wirkt als Falle für Sedimente und beeinflusst damit, neben dem Stammbereich die Stabilität des Stromverlaufs (BREN 1993).

5.3 Biogeomorphologie von Auen

5.3.1 Biogeomorphologie und Hydroperiode

Da die abiotischen und biotischen Komponenten in Auen in vielfältiger Weise aufeinander einwirken, ist es sinnvoll, von **Biogeomorphologie** zu sprechen. Entscheidend für die Ausprägung biogeomorphologischer Muster der Aue ist die sog. **Hydroperiode**, die sich aus der Dauer, Frequenz, Tiefe und Jahreszeit der Überflutung zusammensetzt (HUGHES 1997: 503). Die hydrologischen Inputs sind die entscheidenden Parameter, die abiotische und biotische Kompartimente in der Aue miteinander verknüpfen. Der Einfluß der Überflutung wurde von JUNK et al. (1989) im sog. "**Flood-pulse-Konzept**" zusammengefaßt: danach kommt es im Jahresverlauf zu einem Vordringen und Abfließen des Wasserkörpers als pulsierendes Ereignis ("pulse"), das die Dynamik der Nährstoffverhältnisse und die Phänologie von Tier- und Pflanzenarten entscheidend bestimmt. Während der Überflutung werden die im Wasser oder im Sediment gelösten Stoffe in das überflutete Gebiet eingetragen, in Trockenphasen dagegen können die inzwischen weitgehend mineralisierten Substanzen wieder an das Wasser abgegeben und gelöst werden.

Die **vielfältige Topographie** einer natürlichen Aue kommt durch die Überflutungsmuster zustande, indem ständig neue Flächen aus Erosion und Sedimentation entstehen oder verlagert werden. Zwischen Vegetation, Topographie und den geomorphologischen Landformen besteht dabei eine enge Korrespondenz, ihr Verbindungselement ist die Hydroperiode. Relativ selten hat die Aue einen simplen Querschnitt mit einem graduellen Anstieg vom Flußbett aus und einer entsprechenden graduellen Anordnung der Vegetation. In den meisten Fällen, wie in vielen Abschnitten des Elbetals, ist vielmehr ein **komplexes Relief** entstanden, da das gesamte Auenprofil durch alte Uferwälle und Altarme immer wieder durchschnitten oder unterbrochen wurde.

An den weiter vom Flußufer entfernten Wällen wurde durch die bremsende Wirkung der Uferkante verstärkt Material abgelagert. So fallen diese Formen zum Flußgerinne hin meist steil ab. Die **trockenen Uferwälle** und die **nassen, häufig überfluteten Standorte** bilden die **geomorphologischen Eckpunkte** des Auenreliefs. Dazwischen prägten sich dementsprechend verschiedene Übergangsstadien der Vegetationsentwicklung aus. In diesem engen räumlich-zeitlichen Nebeneinander ist die Ursache für die hohe Biodiversität von Auen zu suchen.

5.3.2 Organisation der Auenkomponenten

Störungen als steuernde Prozesse (s. Kap. 4.4.4) sind für die Land-Wasser-Ökotope der Auen vor allem der Wechsel von Überflutung und Austrocknung sowie von Sedimentation und Erosion (PETTS 1990). Die Interaktion dieser Prozesse erzeugt die spezifische Habitatvielfalt in Auen, wobei das **Ausmaß** und die **Frequenz** der fluviatilen Prozesse entscheidend sind. Das hydrologische Regime und die geomorphologische Dynamik des Flusses werden weiterhin durch Klima, Geologie, Größe des Entwässerungssystems und Hangneigungen bestimmt. Dabei kommt es zu zahlreichen positiven und negativen Rückkoppelungen zwischen den Komponenten, da die Entwicklung *einer* Komponente die Richtung, Geschwindigkeit und den Maßstab einer anderen Komponente beeinflussen kann: Flächen, auf denen sich eine üppige Vegetation etabliert hat, können z.B. die Sedimentationsvorgänge während der Überflutungsphase verstärken und damit die Geländeoberfläche soweit erhöhen, daß auch weniger überflutungstolerante Arten diese Flächen besiedeln können. Tab. 5 bündelt die räumlich-zeitliche Hierarchie der Organisationskräfte in Auen. In großen Raumeinheiten ist die **zeitliche Stabilität** der Ökosysteme - im Sinne von turn over-Raten - weit größer als in kleineren, da der Flächenanteil der Biotoptypen relativ konstant bleibt. Kleinräumig betrachtet laufen dagegen ständig Sukzessionen ab - z.B. von der Pionierflur bis zur Weichholzaue -. Zeitlich gesehen können **seltene Ereignisse**, wie ungewöhnlich starke Überflutungen, entscheidend **großräumige geomorphologische Muster** erzeugen, die über Hunderte oder Tausende von Jahren persistieren, wie z.B. Uferwälle oder Altarme. Was als "Normalfall" in der Aue angesehen wird, also Überflutungen im Rahmen der langjährigen Mittelwerte, bestimmt die **Struktur vieler Biotoptypen**, wie z.B. die Zusammensetzung eines Auwalds aus Gehölzarten, deren Lebensdauer einige hundert Jahre beträgt und die physiologisch an den Wechsel von Überflutung und Trockenfallen angepaßt sind. Die physikalischen Grundlagen für entscheidende biotisch wirksame Prozesse und Muster stellt Tab. 5 in vier Zeitdimensionen dar:

-Weit zurückliegende Prozesse (> **10.000 Jahre**), wie Hebungen und Senkungen der Erdoberfläche und klimatische Oszillationen im Tertiär und Pleistozän haben in Flora und Fauna zu Artbildungsprozessen geführt, das Aussterben von Arten bewirkt und ein regionales Pulsieren von Artarealen verursacht. Geomorphologisch bildeten sich die Hauptentwässerungsgebiete, großflächige Ablagerungsstrukturen und das Grundgerüst des Reliefs. Infolge von Meeresspiegelschwankungen kam es zu vertikalen bzw. zu lateralen Zonierungen von Lebensräumen in den Auen.

-Der Zeitraum der vergangenen **10.000-100 Jahre** ist entscheidend für die Etablierung von Arten in der Aue, die durch ihre Lebensgemeinschaften und Populationsdynamik den Auenverhältnissen angepaßt sind. Hier liefen die entscheidenden Langzeitsukzessionen ab, wie die zu Hartholzauwäldern und Laubmischwäldern der Talsande und Dünen. Die wesentlichen postglazialen Verbreitungsmuster von Tieren und Pflanzen etablierten sich in dieser Zeitspanne. Viele aktuell noch vorhandene Muster bildeten sich heraus, wie z.B. ein Wechsel aus trockenen und nassen Bereichen oder aus mäandrierenden und verzweigten Formen als Neben- und Altarme. In dieser Zeitspanne fand auch die entscheidende Umgestaltung des Elbetals durch Nutzung statt: Auwälder wurden gerodet und in Äcker und Grünland umgewandelt, wobei keine Artbildungsprozesse in diesen evolutionsbiologisch kurzen Zeiträumen stattfanden.

-Im Zeitraum, der von **1 -100 Jahre** zurückliegt, kommt es zu Sukzessionsprozessen, die das Erscheinungsbild der weniger langlebigen Vegetation prägen, wie z.B. die Pflanzenartenzusammensetzung von Auwaldlichtungen, die Wasservegetation in Altarmen, die Besiedlung von unterspülten Ufern durch Tiere oder die Vegetationsentwicklung auf abgelagerten Sedimenten. Diese Prozesse sind jedoch nur teilweise wissenschaftlich dokumentiert.

-Kurzfristige Prozesse von < **1 Jahr** werden im Wesentlichen durch die Aktivitätsänderungen des Fließgewässers bestimmt, die hier kurzfristige Muster erzeugen, wie z.B. kleinflächige Sandablagerungen oder Flutmarken.

Insgesamt ist also die Aue ein **Miteinander zeitlich unterschiedlich skaliertes Prozesse**: Formen und Gestalten aus präglazialen- und glazialen Vorgängen, die weitgehend stabil sind, bestehen noch heute neben solchen, die jährlich oder innerhalb eines einzigen Jahres entstehen und wieder vergehen können. Weit zurückliegende Ereignisse während und kurz nach den Eiszeiten haben die großräumigen Verteilungsmuster in Flora und Fauna geschaffen, Änderungen des Flußbetts und der Auensedimentationsräume sorgten für die Vielfalt und Durchdringung terrestrischer und aquatischer Biotope und kurzfristige Prozesse - wie Erosion und Sedimentation im Jahresverlauf - schaffen Habitatangebote für Pionierarten in Tier- und Pflanzenwelt.

5.3.3 Wasser- und Nährstofftransporte in Flußauen

Der Wassertransport in Flüssen verläuft in drei Richtungen:

- **horizontal**, d.h. längs des Fließgewässers,
- **vertikal** zwischen Flußbett und den porösen Sedimenten des Grundwassers,
- **lateral** durch Überflutung und auf- und absteigendes Grundwasser.

Der laterale Prozeß des Materialtransports verläuft dabei **spiralförmig** (s. Abb. 3) innerhalb der Auenflächen (NAIMAN & DECAMPS 1990). Dies hat erhebliche Konsequenzen für die Heterogenität von Nährstoffgehalten im Überflutungsbereich und damit auch für die Ansiedlung von Pflanzenarten. Wieweit dieser laterale Transport auf das UG zutrifft, bleibt allerdings nachzuprüfen. Es bildet sich kein simpler Gradient vom nährstoffreichen Flußwasser zum nährstoffärmeren Grundwasser aus, und das Kontinuumkonzept für Fließgewässer, das einen kontinuierlichen Gradienten zwischen Fließgewässer und Aue annimmt, ist nur begrenzt geeignet, die Auen-Fluß-Interaktionen zu verstehen (BROWN et al. 1997: 171). Da es bei den hydrologischen Prozessen vom Fluß in Richtung Aue - über das Jahr betrachtet - zu einem "Pulsieren" des Wasserkörpers kommt (s. "flood pulse - Konzept", Kap. 5.3), treten immer wieder Erosion und lokale Zerstörung von Vegetation auf. Bei diesem "reset" wird ein erreichter Sukzessionslevel wieder auf einen früheren Zustand zurückgeworfen. Für den Landschaftsraum bedeutet dies, daß ein Fleckenmuster aus verschiedenen räumlich benachbarten Sukzessionssequenzen ausprägt ist und sich somit eine hohe räumliche Heterogenität einstellt. Wir finden also in enger Nachbarschaft Vegetationskomplexe der frisch sedimentierten Rohböden bis zu den weit entwickelten Auwaldtypen.

Tab. 5: Landschaftsprozesse und geomorphologische Strukturen in naturnahen Auen
(nach SALO 1990, verändert und ergänzt)

Physikalische Grundlage	Prozesse	Muster
Megaform - Prozeß (> 10 ⁴ Jahre)	Biotisch: biologische Differenzierung, regionales Pulsieren von Artenarealen, Aussterbeprozesse	(Prä-)glaziale Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten
Orogenese aufgrund der Plattentektonik	Bildung der Basis des Wassereinzugsgebiets	Netzwerk von Entwässerungsgebieten
Klimatische Oszillationen im Pleistozän	Oszillationen der polaren Eiskappen	Glaziale und interglaziale Ablagerungsstrukturen
	Regionale Änderung der Abtragungsprozesse nach Niederschlagsänderungen	Reliefmorphologie
Niedriger Meeresspiegel	verstärkte Flußbetteinschnitte	Vertikal ausgerichtete Ökotope entlang eingetiefter Flußbetten
Höherer Meeresspiegel	Erweiterung des Auenbereichs	Lateral ausgerichtete Ökotope entlang der Auen, Seen, Bildung von Vermoorungen bei Abflußblockaden
Makroform - Prozesse (10 ² - 10 ⁴ Jahre)	Populationsdynamik und life history Strategien; Langzeitsukzession	Postglaziale Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten
geomorphologische Änderungen im Auenbereich	Änderungen in der Breite, Hangneigung, Relief etc.	Patch-Mosaik der Aue
Bildung des Flußbettes	Änderungen des Flußbettmusters, Mäander u.a. Formveränderungen	Gerade, mäandrierende und verzweigte Formen
Mesoform - Prozesse (1-10 ² Jahre)	Primärsukzession von Bäumen, Sekundärsukzession an Altarmen, Besiedlung von Auwald	Wissenschaftlich teils dokumentierte Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten der letzten hundert Jahre
Scherungsstreß	Unterspülen von Ufern	unterspülte Uferstrukturen
Sedimentablagerungen	Deposition von Sediment, Suspensionen	verschiedene Formen von Sedimentbänken
Flußbettveränderungen	Änderungen in Flußbettweite, -tiefe, Stillgewässerbildungen, Altarme	Teiche, Altarme, Sümpfe
Mikroform - Prozesse (< 1 Jahr)	Primärsukzession einjähriger Kräuter	Saisonale Verbreitungsmuster von Tier- und Pflanzenarten
Aktivitätsänderungen des Fließgewässers	Wasserfluß, Überflutungsregime	Rippelmuster, Dünen, Flutmarken, Tonablagerungen etc.

Einige wichtige Kenngrößen für das hydrologische und ökologische System wurden im Projekt für das Szenario "Eigenentwicklung" (s. Synthesebericht) verwendet. Für Fließgewässer-Umlandbeziehungen gelten die

a) **Wassermengenverhältnisse**, die unterschieden werden nach

- MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluß,
- MQ = Mittelwasserabfluß,
- MHQ = Mittlerer Hochwasserabfluß,

b) **Zeitpunkt und Dauer der Abflußphasen.**

Wichtige ökologische Kenngrößen des hydrologischen Systems sind:

- die **mittleren Wasserstände** während der Vegetationsperiode (Sommer-MW), die ökologisch wichtiger sind als die Niederwasser (NW),
- die **Hochwasser** (HW), die während der Vegetationsperiode besonders in den Trockenzeiten bedeutsam sind, während die winterlichen Hochwasser stark die Bodenfeuchte beeinflussen,
- **Höhe, Dauer und Zeitpunkt der Überflutung**, die ökologisch bedeutsamer sind als die Abflußmengen,
- **Periodizität der Überflutungen**, die stark die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften steuern: je regelmäßiger der Standort überflutet wird, desto besser sind die Biozönosen darauf eingestellt, wogegen unregelmäßig auftretende Hochwässer den Charakter von ökologischen Katastrophen haben können.

Bei Niedrigwasser kann es zu einem Auslaufen des Grundwasserkörpers in die Vorfluter, d.h. Hauptfluß oder Begleitgerinne, kommen. Bei einem Ansteigen der Wasserstände verändert sich dagegen die Fließrichtung des Grundwasser in Richtung Aue (Infiltration). Die Grundwasserschwankungen sind insgesamt im Bereich der Weichen Aue am größten und nehmen in der Harten Aue ab. Durch den Wechsel zwischen Hoch- und Mittelwasserstand kommt es zu einem "Durchpulsen" der sandig-schluffigen Ablagerungen über den grobkörnigen mit Wasser. Diese sind aufgrund ihrer Korngrößenzusammensetzung gute Grundwasserleiter und werden bei absinkendem Wasserstand gut durchlüftet (LAZOWSKI 1997), eine wichtige Voraussetzung für die hier stockende Vegetation. Die kiesig-sandigen Ablagerungen im Flußbett, die nacheiszeitlich im Urstromtal abgelagert wurden, bilden heute den Aquifer in der Aue.

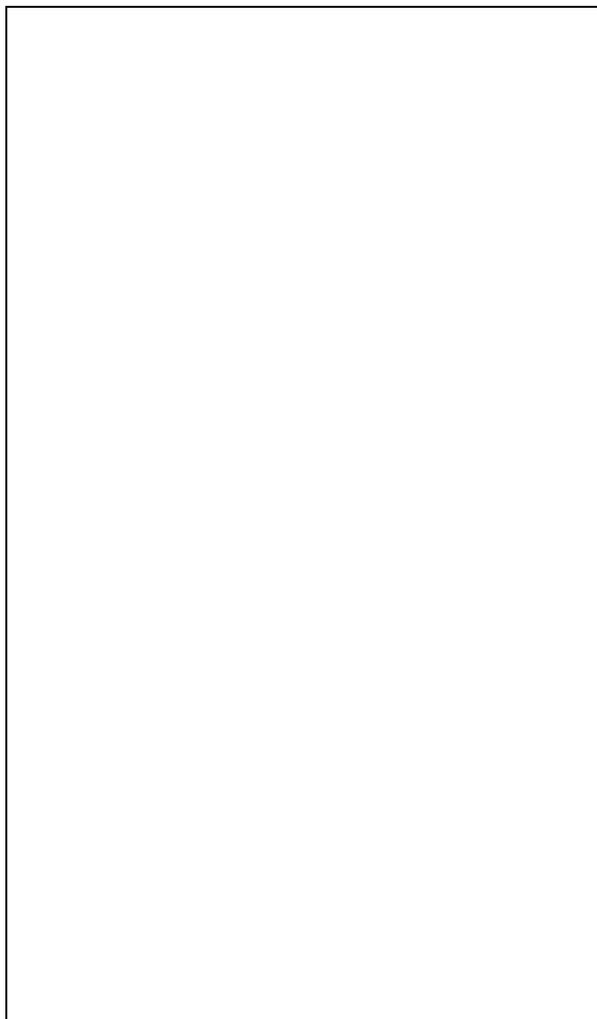


Abb. 3: Konzept der Nährstoffspirale in Flußsystemen (aus NAIMAN & DECAMPS 1990)

Die Berechnung des **Gesamtwassergehaltes des Feuchtgebietes** der Flußaue setzt die Kenntnis einer Vielzahl von Eingangs- und Ausgangsgrößen voraus (BRADLEY 1997):

- einströmendes Flußwasser (q_i),
- Überflutungswasser (q_{ov}),
- das unterirdisch von den Talhängen einströmende Wasser (q_{sub}),
- Niederschlag (p),
- Infiltration (f),
- Evapotranspiration (e , differenziert nach Bäumen [e_r] und Röhrichten [e_t]),
- ausfließendes Grundwasser (q_{GW}),
- Sickerwasser (q_e),
- in Richtung Fluß fließendes Oberflächenwasser.

Aus der Bilanz dieser Größen ergibt sich der **Gesamtwassergehalt**. Zu verschiedenen Zeiten kann das Gebiet entweder Wasser-Input aus dem Fluß erhalten oder Wasser an den Fluß abgeben. Um die Größe des Wasserflusses zu ermitteln, sind Kenntnisse über die Permeabilität der alluvialen und organischen Sedimente notwendig. Mittels verschiedener Gleichungen lassen sich numerische Modellierungen des Wasserflusses anstellen, was allerdings sehr datenintensiv ist und repräsentative Daten aus dem Gebiet erfordert.

5.3.4 Hydrologie und Biotik

Quantifizierbare Beziehungen zwischen der Hydrologie in Auen und der Vegetation und Fauna sind bisher nur unzureichend herstellbar. Es ist z.B. derzeit noch schwierig, Änderungen in den hydrologischen Bedingungen mit ökologischen Mustern zu korrelieren. Die hydrologischen Eigenschaften, die für die Vegetation entscheidend sind, beeinflussen z.B. auch Bodenparameter, wie die Basensättigung, den pH-Wert, die Nährstoffanreicherung und den Wasserstand und werden zudem von Bewirtschaftungseffekten, wie Beweidung und Mahd, überlagert. So ist es bisher kaum möglich, bestimmte Pflanzenarten mit quantifizierbaren Feuchte- oder chemischen Bedingungen zu assoziieren, um so den Einfluß veränderter hydrologischer Bedingungen auf die Vegetationsverteilung vorherzusagen (BRADLEY 1997). Dies gilt in noch weit größerem Maße für die Fauna (s. Kap. 10 + Anhangsband).

Vor allem Wassermengen und deren Zeitpunkt und Dauer bestimmen sicherlich die Lebensgemeinschaften entscheidend, auch wenn dies bisher unzureichend quantifizierbar ist:

- der **Vernässungsgrad der Böden** bzw. die **mittleren Wasserstände** verursachen Zonierungsmuster von Pflanzen- und Tierarten nach deren Feuchteansprüchen,
- das jährlich schwankende **Angebot an Offenwasserflächen** schafft zeitweise Nahrungshabitate, z.B. für Brut- und Gastvögel oder Reproduktionsflächen für zeitweise gewässergebundene Arten, wie Amphibien oder Libellen,
- die **sensiblen Phasen der Reproduktionszeiten von Tieren** werden von der Hydrologie beeinflusst. Dabei kann es zu letalen Effekten kommen, wenn z.B. Außendeichsflächen im Frühjahr großräumig und anhaltend überschwemmt werden: in den Brandenburgischen Elbtalauen wurde z.B. ein massives Absterben von Maulwürfen (*Talpa europaea*) beobachtet, dem eine Wiederbesiedlung aus Binnendeichsbereichen folgte (S. MÜLLER, mdl. 1999), bei bodenbrütenden Vögeln können Gelege infolge von Hochwasser zerstört werden,
- innerhalb der Überschwemmungsflächen können **herausragende Kuppen** wichtige Refugien für Tiere während der Überflutung sein,
- binnendeichs werden vor allem die Größe, Anordnung und Konstanz der **Qualmwasserflächen** vom Hydroregime der Aue bestimmt,
- das einströmende Oberflächenwasser ist ein wichtiges Medium für **Verdriftungs- und Neueinwanderungsprozesse** von Flora und Fauna.

5.3.5 Sedimentation und Böden

Die Urstromtäler bildeten nach den großflächigen Waldrodungen in Mitteleuropa wichtige Sedimentationsräume für die abgeschwemmten nährstoffreichen Böden. So sind heute viele Böden im Flußauenbereich mit basenreichen, eutrophen Schlick-, Schluff- und Tonböden bedeckt, eine wichtige Voraussetzung für die Etablierung artenreichen Grünlands (BROWN et al. 1997: 171). Bei den heute noch ablaufenden Sedimentationen spielen Gerölle aufgrund des vorwiegend sandigen bzw. schlackigen Charakters der Elbe im UG keine Rolle. Neben Sand und Schlick als **Schwebstoffen** im Wasser lagern sich bei der Sedimentation auch **Schwimmstoffe** ab, wie losgerissene Pflanzenteile, Unrat und andere schwimmfähige Materialien. Diese Stellen sind nach der Mineralisation gut mit Nährstoffen versorgt und bilden die Standorte nitrophiler Pflanzen. Drei **Sedimenttypen** sind im UG dominant: Sande, Schlicke und Auelehme. Die **Sande** werden besonders in der Litoralzone abgelagert, **Schlicke** verteilen sich dagegen vor allem auf die Rinnen, Mulden und Bracks, wo die Vegetation als Schlickfänger wirkt. Die Schlickmengen können dabei teilweise so mächtig sein, daß die Vegetation abstirbt. Die **Auelehme** nehmen die größte Fläche ein und sind kein einheitliches Sediment, sondern Schichten verschiedener Bodenarten und gehen vor allem auf Rodungen zurück, die besonders bei der deutschen Ostkolonisation ab der 2. Hälfte des 12. Jahrhunderts stattfanden (MEYER & MIEHLICH 1983). Diese Sedimentationsprozesse sind also - neben der Hydrologie - entscheidende Einflußgrößen für die Zonierung der Pflanzengesellschaften im UG (s. Kap. 6.3).

In Tab. 6 werden die wichtigsten **Bodentypen** im UG aufgeführt. Ihre Lage im Auenprofil ist eine wichtige Basis für die Musterbildung in der Vegetation.

5.3.6 Das Wechselspiel von Klima, Hydrologie, Böden und Vegetation

Die Grenzen zwischen biotischen Mustern werden weiterhin von den überregionalen Klimabedingungen gesteuert: im Gegensatz zu den **semiariden** Gebieten, in denen die Ufervegetation einen meist *klar definierten Rand* bildet, kommt es in humideren Regionen häufig zu einer **gradueller Änderung der Vegetation** mit wachsender Entfernung vom Fließgewässer (HUGHES 1997). Scharfe Gradienten bzw. klar abgrenzbare Vegetationseinheiten bilden sich meist nur an Altarmen und Uferwällen. Aus dieser graduellen Anordnung der Vegetation ergeben sich häufig Schwierigkeiten, zwischen den Vegetations-"Einheiten" klare Grenzen zu ziehen. Die Verbreitung der Vegetationstypen kommt aus dem Zusammenwirken von Geländehöhe, Böden, Sedimenttypen, geomorphologischen Landformen und Exposition hinsichtlich der Überflutungen zustande. Am Ufer sind die Biozönosen am direktesten dem Störungsregime des Flusses ausgesetzt, das hier gleichsam den "bottleneck" darstellt, der die floristische Zusammensetzung von Uferhabitaten beeinflusst (KALLIOLA & PUHAKKA 1988: 704). Je nachdem, wie stark in der Flußbaue entweder Flußbettverlagerungen oder Überflutungen wirken, ändern sich die einzelnen Parameter der Vegetation unterschiedlich schnell (s. Tab. 7).

Tab. 6: Bodentypen im UG (nach MEYER & MIEHLICH 1983)

Bodentyp	Merkmale	Entstehung	Lage/Relief im UG
Rambla	Rohboden; wellenförmige Schichten aus Sanden und Schlickern	bei kurzfristigem Wechsel von Erosion und Sedimentation, so daß Bodenbildung unterbleibt	Buhnenbereiche, Uferdämme flußseitige
Paternaria	dunkler A _h -Horizont, ge- schlossene Vegetationsdecke schützt vor Erosion	bei längeren Ruhephasen (mehrere Jahre, Jahrzehnte)	erster Uferdamm
Autochthone Vega	mächtiger Verbraunungs- horizont	bei Ablagerung vorverwitterter Sande oder Sand- Schluffgemische in großen Zeitabstän- den	nur in den höchsten Lagen, selten überschwemmt; Zweiter Uferdamm, Deiche, Höhbeck
Allochthone Vega	Auelehm, Verbraunung	Eintrag aus Waldrodungsgebiete n	höhere Bereiche der Auelehmdecke
Auen-Naß-Gleye	Wechselagerung aus Schlickern und wenig zer- setzten Pflanzenmaterialien im A-Horizont	Grundwasser - Spiegel im Mittel oberhalb 80 cm	tiefliegende Bereiche der Aue, schmale Säume entlang der Bracks
Auenanmoor- Gleye		Wechsel von Schlicksedimenta- tion und langen terrestrischen Phasen	nur kleinflächig in Vermoorungszonen

Tab. 7: Einfluß von Flußbettverlagerungen und Überflutung auf Vegetationsmuster
(nach KALLIOLA & PUHAKKA 1988)

Einfluß auf	schnelle Flußbettverlagerungen	starker Überflutungseinfluß
räumliches Mosaik	hoch	variabel
Zonierung der Ufervegetation	hoch	hoch
Alterszonierung der Ufervegetation	hoch	keiner
Stabilität der Biozönosen	instabil	variabel
Stabilität der Vegetationsmuster	instabil	kein Einfluß
Rate des Standort - Turnovers	hoch	kein Einfluß

Im UG spielen die schnellen **Flußbettverlagerungen** unter den derzeitigen "festgelegten" Bedingungen in Form von Buhnen - im Gegensatz zu den **Überflutungen** - so gut wie keine Rolle. Überflutungen üben besonders auf die Zonierung der Ufervegetation eine stark kontrollierende Wirkung aus und erzeugen eine hohe Variabilität der Vegetationsmosaik und der Stabilität der Bestände. Mit dem Ausbau der Elbe wurden zugleich wichtige Steuerparameter für die Vegetation verändert: während unter natürlichen Bedingungen noch Flußbettverlagerungen einen starken Einfluß ausübten, so haben unter den jetzigen Bedingungen die Überflutungen die Hauptrolle in der Organisation der Vegetationsmuster in der rezenten Aue übernommen.

Boden und Sedimente kontrollieren zwar die Verfügbarkeit von Bodenfeuchte durch ihre **hydraulische Konduktivität**, sie beeinflussen aber offenbar nicht direkt die Vegetationsverbreitung, vielmehr scheint hier die Hydroperiode eine wichtigere Rolle zu spielen (HUGHES 1997). Die Pflanzendecke ordnet sich entlang eines Gradienten aus verfügbarer Feuchte und Sauerstoff an, Faktoren, die wiederum durch die Höhe, Entfernung vom Flußbett und das Substrat beeinflusst werden. Der Feuchte-Sauerstoff-Gradient bildet sich infolge von zwei Prozessen aus:

- **Überflutungsfrequenz:** höhere Stellen werden seltener, über geringere Zeiträume und in geringerer Tiefe als niedrige Bereiche überflutet; sind die Flächen wassergesättigt oder mit Wasser bedeckt, ist der Sauerstoff den Pflanzen nur schwer verfügbar.
- **Bodenfeuchte:** sie hängt von der Höhe und den Feuchte-Retentionsfähigkeiten der Böden ab, die wiederum von ihrer hydraulischen Konduktivität bestimmt werden. Hohe Bodenfeuchte kann durch einen hohen Wasserspiegel bedingt sein, sie kann aber auch - z.B. nach Regenfällen - saisonal hoch sein, auch wenn der Wasserspiegel niedrig ist.

Die **Toleranz gegenüber den Wasserstandsschwankungen** ist der entscheidende selektierende Faktor für viele Pflanzenarten und besonders in der Wachstumsperiode bedeutsam. Diese physiologischen Eigenschaften bestimmen z.B. das Verbreitungsmuster der Stromtalpflanzen maßgeblich.

Nur wenige Vegetationseinheiten sind an bestimmte **Bodeneinheiten** gebunden, allerdings sind viele Pflanzengesellschaften stark von der Bodenbewirtschaftung abhängig. Ein Bodentyp kann bei verschiedenen Bewirtschaftungstypen vorliegen sowie unter verschiedensten Standortbedingungen, während das Vegetationsmuster diese Unterschiede integriert. Insgesamt erweisen sich die Böden als weit beständiger als die Vegetation, die sich in einzelnen Jahren sehr unterschiedlich ausbilden kann („Harmonika-Assoziation“ nach TÜXEN 1950). In der Aue kann somit von den Pflanzengesellschaften viel spezifischer auf Bodeneinheiten geschlossen werden als umgekehrt.

Sedimentation und Bodenbildung haben auf die **Fauna** meist nur **indirekte Effekte**, da andere Parameter, wie vor allem die Vegetation - als Strukturbildner bzw. Wirte - weit stärker wirken. So ist z.B. das Angebot an offenen Wasserflächen während der Überflutung auch auf das Wirken der Sedimentation und Erosion zurückzuführen, der fehlende Baumbestand bei Grünlandnutzung bestimmt aber die Offenwirkung maßgeblich.

Direkte Wirkungen entstehen z.B. bei der Ablagerung von offenen sandigen oder schlickigen Flächen, die für epigäische Uferarten (z.B. unter Laufkäfern, Spinnen, Springwanzen oder Langbeinfliegen) Siedlungsflächen darstellen. Als indirekte Effekte von Sedimentation und Boden auf die Fauna lassen sich für das UG folgende Beispiele nennen:

- Die Ablagerung nährstoffreicher Sedimente an Land begünstigt eine **nitrophile Vegetation**, an die zahlreiche Phytophage gebunden sind; dieser Vegetationstyp ist häufig hochwüchsig und bildet damit zugleich Deckungsstrukturen für Wirbeltiere.
- Im Wasserkörper geht der Eintrag nährstoffreicher Partikel mit einer arten- und individuenreichen **aquatischen Zoozönose** einher (wenn nicht eine zu starke Eutrophierung stattfindet), diese gewährleistet ein hohes Beuteangebot für Tiere, die im Wasser nach Nahrung suchen, wie z.B. gründelnde Enten oder im Boden stochernde Limikolenarten.
- Die Filterwirkung der im UG vorherrschenden Sandschichten ist entscheidend für die relativ **nährstoffarmen Verhältnisse in den Qualmgewässern** und die entsprechend spezialisierte Fauna (Libellen, Qualmwasserkrebse etc., s. Anhangsband).

- Die graduelle Anordnung der Auenvegetation geht mit einem entsprechenden **Feuchte-Boden-Gradienten** einher, in den sich epigäische Wirbellose verschiedenster Hygrophiliegrade einmischen können; dieser Gradient im subkontinentalen Klima des UG ist deutlich breiter als in semiariden Gebieten, in denen ein \pm scharfer, engbegrenzter Rand vorherrscht.

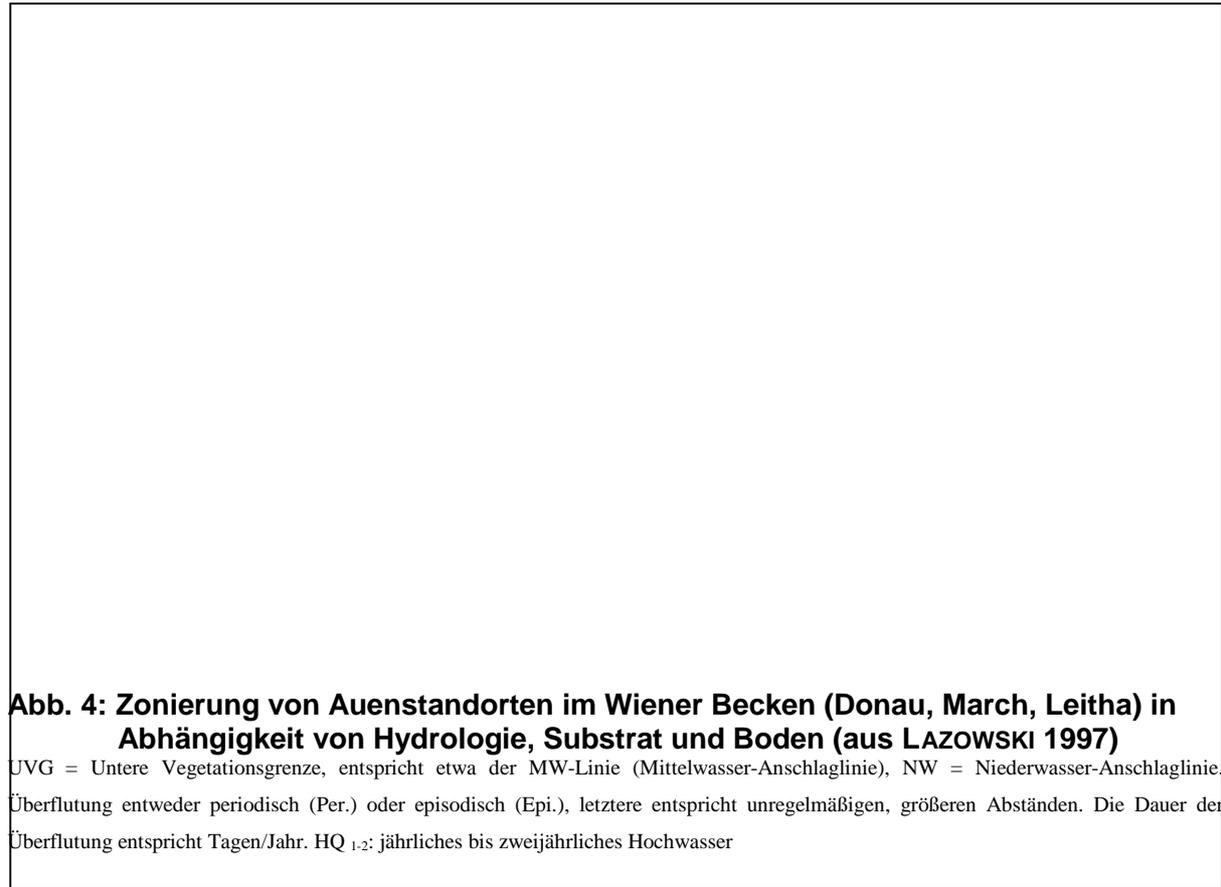
5.3.7 Sukzession in naturnahen Flußauen

- Die durch den Fluß transportierten **Sedimente** bewegen sich von der Quelle bis zur Mündung gleichsam pulsierend, gesteuert durch die Wechsel von Hoch- und Niedrigwasserständen und werden zu einem Großteil langfristig im Flußbett bzw. in der Aue abgelagert. In dieser räumlich dynamischen Umwelt koexistieren Arten aus verschiedenen Sukzessionsstadien. An jungen und kleinflächigen Standorten dominieren **stochastische Prozesse** der Dispersion sowie Gründereffekte, da hier extrem hohe Störungsrate auftreten (ROSENTHAL, im Druck), an weniger gestörten Stellen - wie in der hochgelegenen Aue - überwiegen dagegen **biotische Steuergrößen**, da die Konkurrenz von Gehölzen untereinander und der Einfluß von Insektenkalamitäten auf den Baumbestand eine große Rolle spielen. **Ufernah** entstehen durch die Erosion an Ufern oder durch Deposition von Sedimenten an Flußbänken ständig neu besiedelbare Oberflächen für Pflanzen. In den flußbettnahen Flächen kommt es zu einer **hohen Frequenz der Sedimentumlagerungsrate**. Auen mit einem starkem Störungsregime zeigen dabei schnelle turnover-Raten ihrer biotischen und abiotischen Komponenten, was sich an einem größeren Prozentsatz an Pionierarten ablesen läßt. In wachsender Entfernung zum Ufer - und damit bei geringerer Störung - besteht ein höherer Prozentsatz aus reiferer und älterer Vegetation. Die weitere Sukzession der Pioniervegetation wird durch die Aufhöhung von Sediment beeinflusst: dabei sind z.B. Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Straußgras (*Agrostis* spp.) echte Sandfänger, die das in ihrem Wuchsbereich abgelagerte Material mittels zahlreicher in die Fläche wachsender Ausläufer stabilisieren. Im Strömungsschatten der Pioniervegetation bauen sich Sandwäucher auf, unter geschlossenen Weidengehölzen wird das Sediment auf der gesamten bestockten Fläche ausgefällt und so der Standort aufgehöhht. Bei sehr hohen Aufschüttungen bzw. Materialeinträgen kann dabei die Vegetationsentwicklung auch unterbrochen werden, so daß es zu Standortsüberlagerungen kommt. Die Ablagerungen beeinflussen wiederum den Stromstrich, d.h. die Hauptabflußlinie (LAZOWSKI 1997).

Abb. 4 stellt das Zusammenwirken von Substraten, Bodentypen und Überflutung dar, aus dem verschiedene Waldtypen hervorgehen. Für das UG ließ sich anhand eines Geländemodells und der Wasserspiegellagen annähernd die Verteilung von Auwald und Röhrichten für das Szenario "ohne menschliche Steuerung" kartographisch darstellen (s. Synthesebericht).

5.4 Zusammenfassung der Prozeßgrößen

Für die Artengemeinschaften der naturnahen Aue sind die hydrologisch induzierten Störungen die wichtigsten Steuergrößen mit den Parametern Höhe, Dauer und Zeitpunkt der jeweiligen Hoch-, Mittel- und Niedrigwasser; diese wirken wiederum eng mit den edaphischen Komponenten aus Sedimentation und Erosion zusammen. Die sich im Zuge dieser Prozesse entfaltende Vegetation wirkt wiederum auf Hydrologie und Boden zurück. In diese Zusammenhänge ist die landwirtschaftliche Nutzbarkeit der Böden eingelagert; denn die Überschwemmung, Nässe und Fruchtbarkeit der Böden beeinflusst entscheidend nicht nur den Anteil von Grünland und Acker, sondern auch die Intensität der Bewirtschaftung im UG.



6 Beiträge zur Bestimmung der regionalen Eigenart der Unteren Mittelelbe

6.1 Regionale Eigenart des UG nach abiotischen Kriterien

Nach dieser kurzen Charakterisierung naturnaher Auen werden die Spezifika des UG dargestellt. An der Unteren Mittelelbe treten einige flüßautentypische Muster und Prozesse auf, die sich aber auch zumindest abschnittsweise an anderen norddeutschen Flüssen, wie Weser und Ems finden (nach WALTHER 1977):

- der Außendeichsraum wird lang andauernd überflutet und überstaut,
- der Aueboden wird häufig abgeschwemmt und Auskolkungen treten auf,
- die Uferflächen werden häufig übersandet und überschlickt,
- in den Nebenflüssen wird Wasser rückgestaut,
- Grundwasser kann auf tieferliegende Stellen des Hinterlandes hinausgedrängt werden, insbesondere binnendeichs.

Demgegenüber zeigt die Untere Mittelelbe einige regionale Besonderheiten, die das Gebiet von anderen norddeutschen Flüssen unterscheidet:

- hier hat sich ein vergleichsweise **breites Tal** gebildet: das durch das geringe Gefälle entstand, so daß der Fluß im Gelände stark ausschlagen konnte,
- **flache Bereiche und Steilhänge** wechseln sich häufig ab,
- **Sand als Geschiebe** im Mittellauf: die Elbe überwiegt; damit fließt hier der einzige ausgesprochene "Sandstrom" Deutschlands (LANA 1994); damit verbunden sind breite Strände, sandige Uferreihen und reliefreiche Vorländer,
- **das Strombett** ist noch vielgestaltig,
- es werden vergleichsweise **große Wassermengen** transportiert,
- **Frühjahrs- und Frühsommer-Hochwasser** sind häufig.

Das häufige und langanhaltende Hochwasser beeinflusst entscheidend die Nutzbarkeit der Flächen für die Landwirtschaft und damit auch Qualität und Quantität des Grünlandaufwuchses. Dieser Faktor ist - gemeinsam mit dem relativ hohen Anteil an landwirtschaftlich wenig ertragreichen Sandflächen - für die vergleichsweise **extensive Nutzung** im UG verantwortlich und damit auch für den hohen Wert des UG für den Arten- und Biotopschutz. Flußauendynamik und Agrarnutzung bilden also einen miteinander verschränkten Komplex, der auf die Biozönosen wirkt.

Tab. 8 die wichtigsten Wirkungen der oben genannten regionalen Eigenarten auf die Flora und Fauna zusammen und bildet damit zugleich eine erste Basis für prognostische Zwecke (s. Kap. 10.6)

Tab. 8: Eigenart-Parameter im UG und Auswirkungen auf Musterbildung in Flora und Fauna

Nr.	Eigenart - Parameter	Auswirkungen auf Musterbildung in Flora und Fauna
1	Breites Tal der Elbe	große überschwemmte Grünlandflächen: hohes Flächenpotential für Stromtal-Grünland, Habitatangebot für Gastvögel; hohe Populationsgrößen hygrophiler Wirbelloser
2	Wechsel zwischen flachen und steilen Bereichen	hohe Biotopdiversität (z.B. Habitate für Steilwandbrüter [Eisvogel] und Besiedler flacher Uferbänke [Flußuferläufer])
3	hoher Sandanteil, Uferreihen, teilweise große Reliefvielfalt	hohe Biotoptypenvielfalt und Biodiversität; mikroklimatische Extremstandorte (leichte Erwärmbarkeit) und damit hoher Anteil von Xerothermflächen innerhalb der Aue
4	vielgestaltiges Strombett, hoher Anteil von Altarmen und Altwassern	Habitatvielfalt für aquatische Organismen; gutes Nahrungsangebot für Predatoren (Fischotter, zoophage Vögel); enge räumliche Durchdringung aquatischer und terrestrischer Arten
5	Transport vergleichsweise großer Wassermengen	weitreichende und hohe Bedeckung des Außendeichslandes mit offenen Wasserflächen und damit Habitate für Rastvögel, wasserbewohnende Brutvögel
6	häufige Frühjahrs- und Frühsommerhochwasser	gute Durchfeuchtung der Böden und damit Förderung hygrophiler Vegetation; im Zusammenhang mit hohen

		Sandanteilen große Bereiche mit Wechsell Trockenheit (Stromtalvegetation); negative Effekte auf Wiesenbrüter durch letale Effekte des Wassers in der Brutperiode möglich
7	Trockenfallen und Überflutung wechseln in unterschiedlicher Häufigkeit und Dauer ab	große Vielfalt an Arten, die insgesamt ein breites Spektrum von Toleranzspannen gegenüber Überflutung bzw. Austrocknung besitzen
8	häufige Entstehung von offenen Bodenstellen infolge Erosion und Sedimentation	Habitatangebote für Pionierbesiedler auf Sand und Schlick
9	Qualmwasserzonen	"eigenständige" Zoozönose mit Krebsen, Amphibien, Libellen

Für Biozönosen und Landschafts- bzw. Biotoptypen lassen sich aus den obigen Tatbeständen erste Hypothesen zur Musterbildung und Prognostizierbarkeit aufstellen, die vorerst noch nicht durch empirische Befunde belegt sein müssen:

- Aufgrund der **Großflächigkeit der Überschwemmungsflächen** entstehen Offenwasserbereiche für längere Perioden im Jahr, auf denen sich vor allem Vogelarten ansiedeln können, die auf derartige offene Wasserflächen angewiesen sind (Enten, Limikolen, Schwäne etc.). Dieses Flächenangebot ist über viele Jahrzehnte - großräumig gesehen - relativ konstant geblieben, was zu regelmäßig hohen Beständen von Gastvögeln im UG führte und damit die große internationale Bedeutung des UG als Rastgebiet ausmacht. Aufgrund der Unregelmäßigkeit und der unterschiedlichen Ausdehnung dieser Flächen von Jahr zu Jahr treten allerdings starke Schwankungen in den Populationsgrößen auf. Gleichzeitig wirken andere Steuergrößen, wie das Ausmaß der Vereisung von Gewässern in der Region, auf die Wanderbewegungen zwischen den Rastgebieten.
- Innerhalb des Auenreliefs bildet sich eine **Potentialfläche für Stromtal-Grünland** im Bereich einer mittleren jährlichen Überflutung von 42 bis 100 Tagen. Dies entspricht etwa der Zone der Weichholzauen und der unteren Hartholzauwälder (REDECKER 2001). Dieser Bereich der Aue ist also potentiell in Richtung dieser Pflanzengesellschaften entwickelbar und stellt somit den standortbedingten Maximalbereich dar, in dem wichtige Ziele des floristischen Artenschutzes umgesetzt werden könnten.
- In dem breiten Tal der Elbe ist eine Vielzahl an kleinräumigen Höhenunterschieden ausgeprägt, die für eine große Diversität **hygrophiler und xerophiler Arten** unter den Wirbellosen sorgen. Wegen der großen Breite des Außendeichlandes, in dem sich zahlreiche Flutmulden und Senken finden, treten große Populationen von Arten hoher Feuchtebedürftigkeit auf. Die teilweise hohe **Relieffvielfalt** wirkt sich zugleich auf die **landwirtschaftliche Nutzbarkeit** aus: in den Flächen mit unruhigem Relief ist eine reine Mahdnutzung praktisch ausgeschlossen und eine Beweidung der Flächen wird den Standorteigenheiten am ehesten gerecht. Die **Beweidung** findet hier also auf Standorten großer topographischer Vielfalt statt und kann, wenn sie extensiv ist, für ein diverses Muster von Pflanzengesellschaften und Strukturtypen sorgen (s. Kap. 9.6
- Der **Wechsel zwischen flachen und steilen Uferbereichen** entlang der Elbe erhöht die Biotoptypenvielfalt und damit das Angebot für Besiedler von Flach- und Steilufern, wie unter den Vögeln Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*) und Eisvogel (*Alcedo atthis*) Aufgrund der linearen Anordnung der Ufer entlang des Elbestroms sind diese Uferspezialisten auf den Bereich entlang des Flußschlauches beschränkt.
- Die dominierenden **Sandböden** bilden innerhalb der Aue ein komplexes Mosaik mit anderen Bodentypen, wie Lehmen und Gleyen und sind teilweise flecken- oder linienartig im Gelände verteilt. Xerothermbesiedler leben deshalb häufig auf relativ kleinen Habitatsinseln, z.B. Heuschreckenarten wie die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda coerulea*), die z.B. auf herausragenden Sandrücken relativ kleine Populationen aufbauen kann. Ihr Verbreitungsmuster ist also dementsprechend fleckenartig in der Landschaft verteilt.
- Der **hohe Anteil an Altwässern und -armen** schafft lineare Gewässerstrukturen für aquatische Organismen. Tierarten, die zwischen den aquatischen, den Uferhabitaten und den terrestrischen Flächen wechseln, bewirken ökologisch einen hohen Grad an funktionaler Verknüpfung zwischen Teilelementen der Aue. Arten, die derartige Biotopwechsel vollführen, wie z.B. viele Schwebfliegenarten, vernetzen somit verschiedene Lebensräume, z.B. über den Pollentransport zwischen verschiedenen Raumeinheiten. Spezialisierte Schmetterlingsarten, deren Raupen an Röhrichte an den Gewässerrändern gebunden sind, fliegen z.B. als Falter ins Offenland und nutzen hier den häufig größeren Blütenreichtum gegenüber den gräserdominierten Röhrichten.
- Die **große Unregelmäßigkeit und unterschiedlich lange Dauer der Überflutungen** schaffen wenig konstante und unregelmäßige Besiedlungsmuster. Populationen, die in enge Bereiche der hydrologischen Amplitude eingemischt sind, reagieren auf die großen Schwankungen der hydrologischen Bedingungen mit

teils großflächigen Dezimierungen und nachfolgenden Neueinwanderungen. Gleichzeitig werden Artengruppen begünstigt, die starke Feuchteschwankungen zu tolerieren vermögen. Es ist also in vielen Organismengruppen sowohl von einem hohen Anteil hygrophiler Arten als auch ubiquitärer Arten auszugehen.

- Infolge von Erosion und Sedimentation entstehen immer wieder kurzfristig **offene Bodenstellen**, auf denen Pionierarten leben. Auch ihre Verbreitungsmuster sind aufgrund der ständigen räumlichen Verlagerungen solcher Offenstellen extrem unregelmäßig.
- Gleiches trifft für die Ausbildung von **Qualmgewässern** zu, deren Größe und Ausdehnung von den Wassermengen der Elbe bestimmt wird: auch hier kommt es von Jahr zu Jahr zu starken Schwankungen im Habitatangebot der entsprechenden Qualmwasserbesiedler.

Damit werden einige ökologische Besonderheiten zunächst recht grob skizziert. Entscheidend für die hohe Biodiversität des UG ist also insgesamt das vielfältige Mosaik aus Mulden, Senken und Flutrinnen - als den nassen Extremstandorten - sowie den Uferrehnen und Dünen - als trockenen Extremstandorte - , ein Mosaik, das in dieser Großflächigkeit an keiner anderen Stromaue Deutschlands mehr vorhanden ist (LANA 1994). Auf kleinen Raum- und Zeiteinheiten bedeutet hohe Dynamik aber zugleich auch eine schlechte Prognostizierbarkeit ökologischer Muster, da z.B. die Artenzusammensetzung von Laufkäfern einer Weide im Außendeichsbereich in einer Vegetationsperiode stark schwanken kann: je nach Eintrag von Sand, Größe erodierter Bodenbereiche und Nässe des Bodens können sich von Jahr zu Jahr unterschiedliche Anteile von Ufer- und hygrophilen Arten etablieren. Die hohe Variabilität von Besiedlungsmustern wird also von vier Einflußfaktoren des Wasserregimes beeinflusst:

- die **Frühjahrs- und Sommer-Hochwässer** können auch **über mehrere Jahre ausbleiben**;
- die **Winterhochwässer** können in einigen Jahren sehr **niedrig** ausfallen: auf den Sandböden mit geringer Wasserhaltekapazität kommt es dann zu extrem trockenen Bedingungen,
- bei **extremen Hochwässern** können auch trockene Kuppen und Uferrehnen überflutet werden, wodurch es zu lokalem Aussterben xerothermophiler Arten, z.B. unter den Heuschrecken, kommen kann,
- durch die **Eisschur** kann lokal die Vegetation zerstört werden und an Gehölzen der Aue können erhebliche mechanische Schäden entstehen.

Die hohe Dynamik in den Hochwässern wirkt sich auch auf die Nährstoffverhältnisse aus, da der Gradient zwischen dem relativ nährstoffreichen Flußwasser und dem eher nährstoffarmen Grundwasser des Auenrandes immer wieder verschoben wird. Dies hat Konsequenzen für die Verteilungsmuster in der Vegetation, so daß sich - im Zusammenspiel mit den schwankenden Wasserständen und Witterungsverläufen - häufig "Ziehharmonikagesellschaften" bilden.

Diese zunächst natürlichen Prozesse im UG wurden in der Vergangenheit allerdings durch zahlreiche **gewässer- und deichbauliche Maßnahmen** zerstört bzw. reduziert, bei denen es zu gravierenden Auswirkungen auf den Boden- und Wasserhaushalt kam (LANA 1994):

- die **Hochwasserzeiten** wurden kürzer,
- die **Niedrigwässer** reichten tiefer und hielten länger an,
- die natürliche Geschiebeführung wurde gestört durch **Staustufen** im Oberlauf und Einengung des Fahrwassers durch **Leitwerke** und **Buhnen**,
- durch die **Deiche**, die aus überwiegend sandigem Material errichtet wurde, entstanden "Ersatzhabitate" für Xerothermbesiedler und die alten Deiche übernehmen ökologisch teilweise die Funktion der strombegleitenden Dünen.

6.2 Biotoptypen, die für die Eigenart des UG maßgeblich sind

Kurz zusammengefaßt lassen sich folgende Biotoptypen nennen (in Anlehnung an LANA 1994), die das Ergebnis der in Tab. 8 genannten Steuergrößen sowie der landwirtschaftlichen Nutzung sind:

- Elbestrom und Unterläufe der Nebenflüsse,
- Sandbänke, Strände, sandige Bühnenfelder,
- Schlammböden, Zweizahn-Schlammufergesellschaften,
- Spülsäume,
- Uferstaudenfluren und -schleiergesellschaften,
- Auengebüsche, Weichholzauen,
- Hartholzauen,
- Erlenbrüche,
- Altarme, Altwässer, Bracks, Flutrinnen, Temporärgewässer, Sümpfe in Flutmulden,
- Große Überschwemmungsflächen,
- Feuchtes Stromtalgrünland und darin gelegene Mulden und Grabenböschungen,
- Röhrichte und Seggenrieder,
- Gebüsch im Feuchtgrünland,
- Magerweiden und Sandmagerrasen, Sanddeiche, offensandige Dünen,

- Wärmeliebende Gebüsche und Säume der Geesthänge und Talränder,
- Qualmwasserbereiche und sandig-schlammige Pionierstandorte incl. Temporärgewässer,
- Steile Uferabbrüche und Erdabbrüche an Geesthängen und Talrändern.

Auf die Bedeutung dieser Biotoptypen für die Fauna wird in Kap. 8 eingegangen.

6.3 Zonierung der Vegetation im UG

Die heutige Zonierung der Vegetation im UG ist zum einen das Resultat der oben dargestellten naturnahen Prozesse, zum anderen forst- und landwirtschaftlichen Nutzung. Die agrarische Situation im UG wird teils im Synthesebericht, teils im Abschlußbericht des Teilprojekts "Ökonomie" dargestellt, auf die hier verwiesen wird. Ein schematisierter Querschnitt durch das UG (Abb. 5) verdeutlicht das Geländere relief und die Zonierung der Pflanzengesellschaften in den Teilbereichen der Aue. Dieses Schema ist - der Übersichtlichkeit halber - stark vereinfacht, da viele der zugeordneten Pflanzengesellschaften nicht streng auf die dargestellten Zonen beschränkt sind. **Pionier- und Uferfluren** sind auf den unmittelbaren Bereich des Elbestroms konzentriert, ihnen folgen binnennwärts die **flußbegleitenden Fluren**, wie Ehrenpreis-Helmkrautgesellschaften und verschiedene Typen von **Weidengebüschen**, die bis in die höhergelegenen Uferwälle hinauf wachsen können. In den tiefergelegenen, meist dauerhaft nassen bis feuchten Flutrinnen und Bracks kommen die i.d.R. ungenutzten **Röhrichte** und **Rieder** vor und treten sowohl außen- wie binnendeichs auf. Auf den Wasserkörper bzw. dessen Randbereiche ist eine größere Zahl von **Wasserpflanzen-Gesellschaften** beschränkt, wie z.B. die Teichlinsen-Gesellschaft. Auf den Talsandböden liegt der Schwerpunkt der **Kraut- und Gebüsch-Gesellschaften der Trockenstandorte**, die sich kleinräumig allerdings auch im Außendeich auf Dünen oder Uferwällen finden. Auch **Ackerfluren** und **Trockenwälder** haben den größten Flächenanteil in den Talsandgebieten.

Die große Zahl von **Grünland-Gesellschaften** tritt außen- wie binnendeichs auf, deren frische bis trockene Varianten ihren Schwerpunkt in den höher gelegenen Talsandbereichen haben. REDECKER (2001) nennt als differenzierende Faktoren für die Vegetationsausprägung im Elbtal-Grünland den Nutzungstyp, die Überflutungsdauer in Verbindung mit einer großen Grundwasserschwankungsamplitude und die Versorgung mit Phosphat und Kalium.

Da die Grünlandnutzung im Projekt eine zentrale Rolle spielt, wird auf eine weitergehende Differenzierung der Grünlandtypen in Kap. 9 eingegangen.

Abb. 5: Schematisierter Querschnitt durch die Elbtalaue (höhenverzerrte Darstellung, verändert nach BÖTTCHER et al. 1994)

7 Einbindung der Fauna in die Leitbildentwicklung

7.1 Einleitung

Aus Hydrologie, Biogeomorphologie und Nutzung entstehen die basalen Habitatbedingungen für die Fauna. Bevor näher auf die Fauna des UG eingegangen wird, soll zunächst das grundsätzliche Verfahren geklärt werden, auf welche Weise die Fauna in den Prozeß der Leitbild-Entwicklung eingebunden werden kann.

Bei der Fauna kommt es, ebenso wie bei Flora und Vegetation, zu einer funktionellen Einbindung in den Leitbildprozeß: bestimmte Tierarten fungieren als Zeiger der ökologischen Qualität von Landschaften, sind aber auch per se Schutzziel, als die eigentlichen Träger von Biodiversität. Gegenüber der Vegetation kommen bei der Fauna deren spezifische Eigenschaften zum Tragen, die ihnen als Indikatoren eine besondere Rolle verleihen, wie z.B. die großräumige Bindung an Biotopkomplexe. Ebenso wie mittels Pflanzen läßt sich anhand der Fauna die **Naturnähe bzw. die anthropogene Überformung von Auen und die Landnutzung** anhand von Arten indizieren, da sie den in Kap. 5 genannten Einflußgrößen in mannigfaltiger Weise ausgesetzt sind. Die extrem große Vielfalt von Tierarten hinsichtlich der Bindung an abiotische, strukturelle und vegetationsbedingte Faktoren macht es prinzipiell möglich, nahezu alle relevanten Parameter im UG bezüglich natürlicher und durch Agrarnutzung bedingter Prozesse abzulesen. Schließlich soll sich auch die **regionale Eigenart** durch das Auftreten bestimmter Arten bzw. -kombinationen herausstellen lassen. Diese zahlreichen Funktionen der Fauna lassen sich allerdings nur dann herausarbeiten, wenn gute Kenntnisse über den Einfluß der Faktoren auf die Artenbestände vorhanden sind (s. hierzu Kap. 10.3). Zudem muß aus der großen Tierartenfülle aus pragmatischen Gründen eine Auswahl getroffen werden, da nicht alle Tiergruppen bearbeitet und gleich gewichtet werden können und der autökologische Kenntnisstand zu vielen Taxa bisher nicht ausreicht. Welche Tiergruppen sich für welche Lebensräume als Indikatoren eignen, wurde z.B. von RIEKEN (1991) und BRINKMANN (1998) herausgearbeitet, diese Ansätze müssen aber immer wieder regionalspezifisch modifiziert oder konkretisiert werden. Für das UG bedeutet dies, eine Auswahl nach Kriterien zu treffen, die in Kap. 5 als wesentlich für Flußauen im Allgemeinen und die Untere Mittelelbe im Besonderen herausgestellt wurden. Dabei sollte auch möglichst klar erkennbar sein, wieweit durch die Landwirtschaft im UG maßgebliche Einflüsse auf die Artenbestände ausgehen. Deshalb sind innerhalb der gesamten Fauna folgende Arten besonders geeignet, um in die Leitbild-Entwicklung eingebunden zu werden:

- Arten, die auf **Flußauen** bzw. das **UG** beschränkt sind bzw. hier ihren Schwerpunkt haben,
- Arten, die an die **extensive Landnutzung** im UG gebunden,
- Arten, die auf die spezifische **Kombination und Verteilung naturnaher und anthropogener Elemente** angewiesen sind.

7.2 Kriterien für Leitarten

Für die Auswahl von Tierarten sind vor allem die **ökologischen Eigenschaften der Arten** und ihre Bedeutung für die **Erhaltung der regionalen Biodiversität** wesentlich. Leitarten werden in der Ökologie häufig im Sinne von **Charakterarten** definiert und sind " (...) Arten mit der höchsten Stetigkeit des Auftretens in den verschiedenen Beständen desselben Biotoptyps." (SCHAEFER 1992: 182). Sie werden also zunächst wertfrei ermittelt und erst in einem weiteren Schritt zur **Gebietsbewertung** herangezogen, wenn die Schutzwürdigkeit der Tiergemeinschaften festgelegt wurde (PLACHTER 1991). Bei der "Funktionalisierung" der Arten für eine Bewertung sind die Leitarten jedoch meist nicht mehr die *stetigen* Arten, da es sich bei den stetigen Arten häufig auch um besonders häufige und für den Naturschutz belanglose Arten handelt! Dieser zweite Schritt, die Festlegung der Schutzwürdigkeit der Arten, wird auch hier vollzogen, obwohl dabei die obige Definition nach SCHÄFER (l.c.) ungültig wird; denn es handelt sich dann weniger um die Arten hoher Stetigkeit, sondern häufig um seltene Arten.

Bestimmte Tierarten können in zweifacher Weise Aussagen zum **Zustand von Lebensräumen** liefern:

- Sie dienen als **Indikatoren für abiotische Parameter** im Gebiet; aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber chemischen oder physikalischen Faktoren, wie z.B. Schwermetallen oder Sauerstoffgehalten des Wassers können diese Arten prinzipiell Belastungsgrenzen von Ökosystemen anzeigen (s. Kap. 10.3). Für terrestrische Tiergruppen reicht allerdings der Kenntnisstand zu den Abhängigkeiten von stofflichen Belastungen meist nicht aus, um eindeutige und quantifizierbare Kausalbeziehungen herzustellen. Durch diese "Bioindikatorfunktion" im Sinne des Anzeigens von Stoffbelastungen können Leitarten also bestimmte Ökosystem-Zustände anzeigen.
- Die Präsenz/Absenz bzw. die Bestandsgrößen von Tierarten können die **ökologische Qualität** von Gebieten aufzeigen, ohne daß quantifizierbare Beziehungen zu abiotischen Parametern bekannt sind. Diese Funktion kommt ihnen zu, wenn sie eine bestimmte "Stellvertreterfunktion" für andere Organismengruppen übernehmen. Als Zeiger von ökologischen Qualitäten indizieren sie Parameterausprägungen, die sich nicht

auf die Abiotik reduzieren lassen, wie z.B. die Strukturvielfalt oder das Alter von Gebieten. Meistens kommt es bei Tierarten zu einer komplexen Bindung an mehrere Parameter zugleich.

Die **Auswahl der Leitarten** erfolgt nach mehreren Kriterien (s. PLACHTER 1989, RECK et al. 1994, PRIMACK 1995), die einzeln oder kombiniert für eine Leitart zutreffen können. Leitarten

- beschränken sich auf **kleine Areale** bzw. nur **eine oder wenige Populationen**,
- treten in **kleinen Populationen** bzw. **geringen Populationsdichten** auf,
- zeigen ein **langsames Populationswachstum** (meist K-Strategen),
- weisen **geringe genetische Variabilität** auf (z.B. geringe Anpassungsfähigkeit gegenüber Krankheiten),
- verfügen nicht über effektive **Ausbreitungsmechanismen**,
- haben **große Aktionsräume** bzw. es handelt sich um **große Arten**,
- führen ± ausgedehnte **Wanderungen** durch, ohne dabei das Areal auszuweiten,
- leben ständig oder zeitweise in **Gruppen** (und sind deshalb leicht in großer Zahl auszurotten, wie z.B. Fledermäuse in großen Höhlen),
- besiedeln **stabile Lebensräume**,
- sind **Schlüsselarten**, d.h. sie übernehmen eine zentrale Rolle für das ökologische Gefüge,
- sind Arten mit **komplexen oder hohen Lebensraumsansprüchen**.

Es fließen also populationsbiologische, sozioethologische und biozönotische Merkmale in diese Kriterien ein. Damit sind bestimmte Gefährdungsdiskpositionen verbunden, aus denen sich meist der hohe Schutzbedarf der Arten ergibt. In der Regel ist eine Art um so stärker gefährdet, je mehr der obigen Eigenschaften sie aufweist.

Als Beispiel für eine Leitart nennen RECK et al. (1994) die Heuschrecke *Chorthippus apricarius*: diese benötigt zum Überleben eine Agrarwirtschaft bzw. eine Landschaftsstruktur, wie sie seitens des biologischen und integrierten Pflanzenschutzes gefordert wird, d.h. nährstoffarme (also nicht gedüngte) trockene Sandböden bei höchstens geringem Pestizideinsatz.

Sind die Leitarten eines höheren Taxons im Gebiet ermittelt, lassen sich aus dieser Liste **Bewertungskriterien**, wie z.B. Vollständigkeit und Intaktheit der Biozönose anwenden. Über diese biozönotischen Kriterien ist es möglich, die tierökologischen Defizite im Gebiet zu bestimmen (KARBIENER et al. 1994). Leitarten, die sich als besonders schutzbedürftig bzw. prioritär erweisen, werden im nächsten Schritt als **Zielarten** festgelegt. Dabei können die Aktivitäten des Landwirts ausdrücklich mit den Habitatbedürfnissen dieser Arten in Einklang gebracht werden. Zwischen verschiedenen Tiergruppen wie auch beim Abgleich mit den Habitatansprüchen von Pflanzenarten und Zielen des Wasser- und Bodenschutzes kann es allerdings zu Konflikten kommen, die sich häufig nicht auf einer begrenzten Fläche lösen lassen (s. Kap. 9.5).

7.3 Regionalisierung der Leitarten

Da die Habitatansprüche von Tierarten regional unterschiedlich sein können und sich Regionen in ihrer Biotopausstattung erheblich voneinander unterscheiden, müssen im Prinzip für jedes Gebiet die **Leitarten regionalspezifisch festgelegt** werden. Dazu ist ein Abgleich mit den überregionalen Verhältnissen notwendig. Für dieses Projekt hieß dies, den Bezugsraum Untere Mittelbe mit der Situation im Bundesland, der Bundesrepublik oder ganz Europa zu vergleichen. Es zeigte sich in einigen Fällen, daß die Biotoptypenbindung im UG durchaus regionale Eigenheiten aufweisen kann: so besiedelt z.B. die Turteltaube (*Streptopelia turtur*) z.B. in Flußauen Mitteleuropas die lückigen, mit Lichtungen durchsetzten Wälder und Waldränder; an der Unteren Mittelbe ist sie dagegen auf die eher trockenen, überflutungssicheren Hudewälder mit lockerem Eichenbestand beschränkt (KARBIENER et al. 1994). Die Habitatbindung dieser Art ist also im Bezugsraum Untere Mittelbe anders als in ihrem Gesamtareal als Folge der regionalspezifischen Biotopausstattung. Damit zeigt diese Art hier auch andere Qualitätsmerkmale von Lebensräumen an als etwa auf der Länderebene. Ähnliches gilt für Vogelarten, die in der Kulturlandschaft Mitteleuropas den Waldrand besiedeln, im UG aber

häufig in den noch vorhandenen Hudestrukturen auftreten, wo sie auf die inselartig verteilten Einzelbäume mit vorgelagerten Säumen angewiesen sind.

Neben der Präsenz von Arten in einem Gebiet müssen für die Festlegung der Leitarten auch deren **erfolgreiche Reproduktion** bzw. die **Bestandsgrößen** ermittelt werden. In Flußauen erschwert allerdings die besondere Dynamik dieser Lebensräume die **Festlegung von Mindestgrößen** als quantifiziertes Umweltqualitätsziel (s. Kap.5). Dazu zwei Beispiele: 1. Die Qualmgewässer im UG sind in ihrer Ausdehnung, Größe, Tiefe und Vernetztheit von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausgeprägt, da sie stark von den Wasserständen der Elbe abhängen. Folglich sind auch die wichtigen Schlüsselfaktoren für Leitarten dieser Dynamik unterworfen. Dies gilt z.B. für die Rotbauchunke (*Bombina bombina*) oder die Qualmwasserkrebse (z.B. der Gattung *Lepidurus*). 2. Die Überlebensraten von Pflanzen und Tieren im Außendeichsvorland werden von der Dynamik der Hochwässer stark beeinflusst; dies gilt z.B. für die Seekanne (*Nymphoides peltatus*) oder Libellen der Vorland-Kleingewässer.

Neben dieser besonders ausgeprägten Habitatdynamik in Auenbereichen kommen weitere stochastische Faktoren hinzu, wie die Witterungsbedingungen, die zu starken Populationsschwankungen führen können, wie z.B. bei Fledermäusen, die ihre Quartiere bei Extremwitterungen verlassen. Hohe Variabilität der Habitate und die unzureichenden Kenntnisse zur Populationsdynamik und -genetik ließen im Projekt Versuche zur Festlegung von Mindestgrößen für Leitartenpopulationen scheitern, hier sind weitere Daten auf der Populationsebene erforderlich (s. hierzu AMLER et al. 1999). Die in diesem Vorhaben verwendeten Daten zu Bestandsgrößen von Leitarten im UG gehen i.d.R. nur aus kurzfristigen Bestandserfassungen hervor und können sich nicht auf längerfristige Populationsstudien stützen.

7.4 Prioritätensetzung für Leitarten im UG

Kap. 7.2 zeigte, daß diejenigen Arten stark gefährdet sind, auf die viele der Auswahlkriterien für Leitarten zutreffen. Diese Arten haben bei der Formulierung von Umweltqualitätszielen Vorrang vor den häufigen und weit verbreiteten Arten. Deshalb wurden die Tierartenbestände im UG in eine Rangfolge hinsichtlich ihrer regionalen Schutzwürdigkeit gebracht. Eine solche Prioritätensetzung impliziert zugleich zahlreiche naturschutzinterne Konflikte, vor allem mit dem floristischen Artenschutz. Das UG ist wegen seiner Kombination aus naturnah-ungenutzten und nutzungsbedingten Biotoptypen für Zielkonflikte geradezu prädestiniert: z.B. kann im Grünland in einer potentiell entwickelbaren Brenndoldenwiese (die etwa im Bereich von 43-100 Überflutungen/Jahr liegt, REDECKER 2001) auch eine Vielzahl anderer Entwicklungsrichtungen eingeleitet werden, wie z.B. zu "optimalen" Wiesenbrütergebieten oder hecken- und saumreichem Grünland zum Schutz der Tagfalterfauna.

Die Kriterien für die Prioritätenzuordnung waren im Wesentlichen

- die **Populationsstärken** der Art im Gebiet,
- die **Zahl besiedelter Flächen** und
- die **Gefährdungssituation** (Rote Listen für Deutschland sowie Bundesländer, hier mit Schwerpunkt Niedersachsen).

Bei verschiedensten Tiergruppen sind die Daten zu diesen Kriterien allerdings unterschiedlich gut: so liegen häufig keinerlei Informationen zu den Populationsstärken oder der Verbreitung im UG vor (ausführliche Darstellung im Anhangsband).

Ansätze zur regionalisierten Prioritätenfestlegung wurden von HEIDT & FLADE (1999) entwickelt, die hier verkürzt dargestellt werden. Nach der Überprüfung der in Kap. 7.2 genannten Kriterien wurden **vier Prioritätsstufen** für alle festgestellten Arten verwendet, die hier am Beispiel von Amphibien erläutert werden (Details s. Anhangsband):

- **Prioritätsstufe 1:** die Art hat für das UG "Untere Mittelbe" eine **herausragende Bedeutung**, da sie ausschließlich in der Region oder mit deutlichem Schwerpunkt vorkommt, Bsp.: Rotbauchunke (*Bombina bombina*): in strömungsfreien Überschwemmungsflächen und Qualmgewässern binnendeichs
- **Prioritätsstufe 2:** sie hat eine **hohe Bedeutung**, da sie hier besonders häufig in der Region vorkommt, Bsp.: Moorfrosch (*Rana arvalis*): in flachen und z.T. temporären Kleingewässern
- **Prioritätsstufe 3:** sie hat eine **mittlere Bedeutung** und weist keinerlei Schwerpunktbildung in der Region auf, Bsp.: Seefrosch (*Rana ridibunda*): in eutrophen, größeren und tieferen Gewässern der Elbtalau
- **Prioritätsstufe 4:** sie hat eine **geringe Bedeutung**, da es sich i.d.R. um eurytope oder biotoptypische (dann aber meist weitverbreitete) Arten handelt, auf die keine der oben genannten Auswahlkriterien zutreffen, Bsp.: Erdkröte (*Bufo bufo*): in zahlreichen Gewässertypen

Diese Einteilung wurde für alle Tiergruppen im UG konsequent durchgehalten und ist im Detail im Anhangsband nachzulesen. Beispielhaft soll gezeigt werden, daß die Prüfparameter für die einzelnen Taxa ganz unterschiedlich verwendet werden müssen.

7.5 Parameter für die Ermittlung der regionalen Leitarten

Für eine möglichst objektive Einordnung der Leitarten in die Prioritätenskala ist eine große Zahl aussagekräftiger Daten erforderlich, wie z.B. populationsbiologische Parameter, Verbreitungsmuster und Habitatanforderungen (s. FLADE 1994). Abb. 6 zeigt dies am Beispiel des **Wachtelkönigs** (*Crex crex*): die Gesamtpopulationsgröße dieser Art, ihr Reproduktionserfolg und der Gefährdungsgrad in verschiedenen Raumeinheiten werden schrittweise geprüft (von Europa bis auf das UG bezogen) und die naturräumlichen Verbreitungsschwerpunkte innerhalb Niedersachsens und nach der ökologischen Ausstattung der Landschaft ermittelt. Diese Daten werden mit der konkreten Situation des Wachtelkönigs im UG abgeglichen, indem hier die Bestandssituation, der Anteil am Gesamtbestand, die Lage im Areal und die Gefährdungssituation geprüft werden. Daraus ergibt sich für diese Art die Einschätzung als **Art höchster Priorität**:

- das UG ist hinsichtlich der **naturräumlichen Ausstattung** für die Art besonders typisch bzw. repräsentativ,
- es stellt nach der **ökologischen Ausstattung** einen Vorkommensschwerpunkt für die Art dar,
- die Art ist auf verschiedenen Raumebenen **stark gefährdet** bzw. **vom Aussterben bedroht**.

Für den Wachtelkönig liegen vergleichsweise gute Daten aus verschiedenen Staaten Europas vor (s. DDA 1991) und der Kenntnisstand zur Autökologie ist besonders gut, so daß die Prioritätenfestlegung hier nicht besonders schwierig war. Generell ist die Datenlage für die Brutvogelfauna weit besser als für viele Wirbellosengruppen, zu denen z.B. überregionale Bestandstrends bisher fehlen bzw. Populationsentwicklungen kaum eingeschätzt werden können.

7.6 Zielarten

Nach der Ermittlung der Leitarten und ihrer Prioritätenzuweisung werden Zielartensysteme formuliert, die möglichst in die **Entwicklungsziele** eingebunden werden. Tierarten als Zielarten werden wiederum mehrfach funktionalisiert (RECK et al. 1994):

- Sie begründen nachvollziehbar den **Umfang von Maßnahmen**.
- Sie ermöglichen eine eindeutige **Maßnahmenkontrolle**.
- Bei einer Abwägung von konträren Entwicklungszielen können **Entscheidungen erleichtert** werden, indem zu erwartende Auswirkungen auf die Zielarten einander gegenübergestellt werden können.
- Es können **prioritäre Räume** für die Belange des Arten- und Biotopschutzes festgelegt werden.

Die Leitarten der oberen Prioritätsstufen sind in der Regel auch in der Region selten und als Zielarten einzustufen. Treten also in einer Fläche Arten der Stufe 1 auf, wie z.B. im UG die Rotbauchunke (*Bombina bombina*), so sollten Maßnahmen nicht auf Arten der Prioritätsstufen 3 oder gar 4, wie im UG Erdkröte (*Bufo bufo*) oder Grasfrosch (*Rana temporaria*) ausgerichtet sein. Nur so kann langfristig die regionale Biodiversität gesichert werden. Das Leit- und Zielartensystem ist, wie sich im Projektverlauf herausstellte, insgesamt gut geeignet, die **Bedeutung einzelner Regionen** für den Schutz der Biodiversität klar und nachvollziehbar herauszuarbeiten, bleibt aber zunächst eine rein **fachlich-ökologische Vorgehensweise**. In den weiteren Schritten der Leitbild-Entwicklung muß die Akzeptanz in der Landwirtschaft bzw. in der ansässigen Bevölkerung geprüft und ggf. durch Aufklärung verändert werden. Erst dann sind die Zielarten auch Bestandteil des vom Projekt formulierten "abgestimmten Leitbilds" (s. Synthesebericht).

Abb. 6: Parameterliste für die Ermittlung der regionalen Leitarten (Bsp. Wachtelkönig)

7.7 Ablaufverfahren der Leitbildentwicklung und Einbindung der Fauna

7.7.1 Einleitung und Erläuterung der Vorgehensweise

Bis heute ist eine ungenügende Einbindung von tierökologischen Daten in die Landschaftsplanung bzw. die Leitbildentwicklung zu bemängeln (s. BRINKMANN 1998). Zudem stehen auf den Ressourcenschutz bezogene Qualitätsziele und biotische Kriterien häufig unverbunden nebeneinander, da es an einem ausreichend transparenten und konsensfähigem Vorgehen mangelt, den klassischen Arten- und Biotopschutz mit dem Ressourcenschutz zu vereinbaren (s. PLACHTER 1991). An dieser Stelle kann nur die prinzipielle Einbindung der Fauna in ein integratives Vorgehen bei der Leitbild-Entwicklung dargestellt werden, das konkrete Zusammengehen mit floristischem Artenschutz und Ressourcenschutz wird im Syntheseband behandelt und erst in späteren Kapiteln dieses Berichts wieder aufgegriffen (s. Kap. 9.5).

Die Filterung der für den Arten- und Biotopschutz relevanten Arten wurde bisher isoliert dargestellt und wird nun in den Gesamtprozeß der Leitbildentwicklung einfließen. Dabei kommt das im Gesamtvorhabens erarbeitete Modell zum Tragen (s. Abb. 7), in das die spezifischen Habitatansprüche von Tierarten so weit wie möglich eingespeist werden; eine Reduktion der Leitbild-Entwicklung auf die bloße Verwendung von Biotoptypen sollte vermieden werden, da das räumliche Gefüge, die Vernetzung und Größe der Biotoptypen für die Fauna entscheidend sind. Ohne die Einbeziehung von Tierarten würde die Umsetzung z.B. rein floristisch-vegetationskundlicher Umweltqualitätsziele in einigen Fällen das lokale Aussterben von Tierpopulationen bedeuten (s. Kap. 9.5).

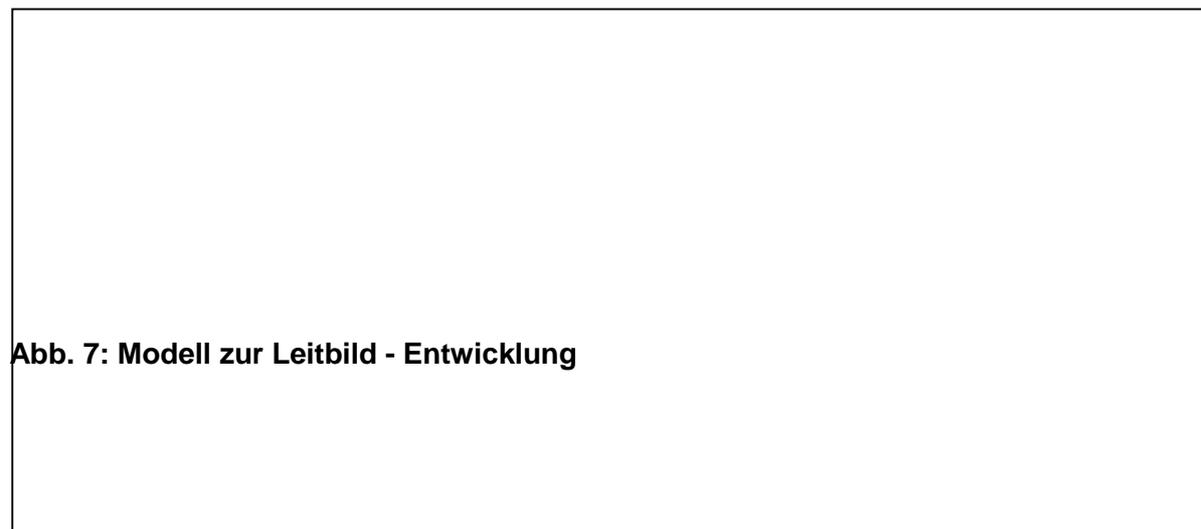


Abb. 7: Modell zur Leitbild - Entwicklung

7.7.2 Leit- und Zielart "Eisenfarbiger Samtfalter"

Die Einbindung der Fauna läßt sich am anschaulichsten anhand eines konkreten Beispiels erläutern. Als eine unter mehreren Tiergruppen wurden von KARBIENER et al. (1994) im **Elbaußendeichswerder Neugarge** (Amt Neuhaus) Tagfalter erfaßt. Nach der Status Quo-Analyse wurden die regionalen Leitarten herausgearbeitet (s. Kap. 7.3). Als eine Leitart höchster Priorität trat dabei der Eisenfarbige Samtfalter (*Hipparchia statilinus*) auf (s. Abb. 8). Bei der Festlegung von Leitarten zeigte es sich, daß bei Schmetterlingen - im Unterschied zu Vögeln (s. Kap. 7.5) - andere Kriterien für die Prioritätenzuordnung verwendet werden müssen:

- die **Raupenfraßpflanze** Silbergras (*Corynephorus canescens*), nach SETTELE et al. (1999) auch Schafschwingel (*Festuca ovina*).
- **Verbreitungsmuster der Falterart**: Schwerpunkt in Südeuropa, in Deutschland nur noch im Osten.
- **Status quo der Raupenfraßpflanzen**: im Werder Neugarge sind nur noch Restbestände des Silbergrases vorhanden, Schafschwingel tritt hier nicht auf. Die Gründe für den Rückgang des Silbergrases liegen in der zunehmenden Eutrophierung des Gebiets infolge von Intensivbeweidung, da durch hohe Trittbelastung die Bestände weiter reduziert werden, in anderen Teilbereichen ist die Verbuschungstendenz ein Problem für den Erhalt der Wirtspflanze (KARBIENER et al. 1994).
- **Verbreitungsmuster und Habitate der Raupenfraßpflanzen**: Silbergrasfluren haben im Binnenland Niedersachsens zwei Schwerpunkte: Emsland und Untere Mittelbe (GARVE 1987). Optimal prägen sich diese Bestände in extensiv beweideten Binnendünen aus.



Abb. 8: Raupe, Imago und wichtige Raupenfraßpflanze von *Hipparchia statilinus*

Mittels dieser Daten sowie der einfließenden Bewertungskriterien aus dem linken Teil des Blocks von Abb. 7 wird eine Bewertung dieser Tagfalterart und seines Habitats im Gebiet vorgenommen. Dazu fließen mehrere Bewertungsparameter ein, um eine hinreichende "Robustheit" der Bewertung zu gewährleisten:

- Über die Raupenfraßpflanze ist die Art an einen **geschützten Biototyp** gebunden (unbewaldete Binnendüne, nach § 28a Niedersächsisches Naturschutzgesetz gesetzlich geschützt).
- Der **Biototyp** ist von hoher **Repräsentanz**, da er für große Flußtäler mit natürlichem Relief (höhere Geländeerhebungen innerhalb der Aue) typisch ist.
- Der Biototyp zeigt geringe **Hemerobiegrade** an und ist als Xerotherm-Element auch in den von Menschen unbeeinflussten Stromtallandschaften vertreten.
- Aufgrund der Bindung zahlreicher Tierarten an Silbergrasfluren (s. z.B. BLAB 1986) kommt ihnen funktionell eine große Bedeutung als ökologisches **Schlüsselement** zu.
- Die inselartige Verbreitung der Silbergrasfluren in den Landschaftstypen der Unteren Mittelbe verleiht ihnen eine **Trittsteinfunktion**.
- Die **Falterart** war für Niedersachsen bis 1989 als ausgestorben gemeldet (LOBENSTEIN 1988).

In die Bewertungskriterien fließen populationsbiologische Parameter der Art (Gefährdung), Anforderungen an das Habitat (Ausstattung mit geeigneten Fraßpflanzen) sowie funktionelle Beziehungen (Vernetzungsfunktion über Trittsteine) mit ein.

In der **Prioritätenskala** wird die Art in Stufe 1 (höchste Priorität) für das Gebiet eingeordnet. Diese Leitart für Silbergrasfluren wird also aufgrund der ökologischen Situation zur Zielart für den Arten- und Biotopschutz. Das Gebiet hat für die Erhaltung dieser Art eine herausragende Bedeutung. **Umweltqualitätsziele** lassen sich nun sowohl für die gesamte Untere Mittelbe als auch für die lokale Ebene formulieren: für den **Landschaftstyp** "Außendeichsstromland" (A, s. Synthesebericht) ist ein Umweltqualitätsziel, einen Verbund von Silbergrasfluren zu sichern bzw. ggf. zu entwickeln. Auf der **lokalen Ebene** ist die Erhaltung nährstoffarmer Flugsandbereiche in

der Nähe des Elbufers im Werder Neugarge ein Umweltqualitätsziel. Selbstverständlich müssen diese Ziele mit denen für andere Schutzgüter integriert werden, was hier angesichts der Komplexität des Themas aber nicht erfolgen kann (s. Synthesebericht). Eine wichtige Frage ist in diesem Zusammenhang auch, wieweit die Zielart *Hipparchia statilinus* die Habitatansprüche anderer Zielarten abdeckt und welche weiteren Tiergruppen erfaßt werden müssen, um die Bewertung aller wesentlichen Landschaftselemente zu ermöglichen (s. hierzu Kap. 10.4).

Die potentiellen Habitate der Tagfalterart sind relativ leicht im Gebiet zu lokalisieren: sie sind auf die wenige Standorte der Silbergrasfluren beschränkt, die auf nährstoffarmen Sandböden wachsen und auf den höher gelegenen Bereichen des Werders aspektbildend sind; diese bleiben bei Überschwemmungen trocken und ragen als Geländekuppen aus der Wasserfläche teilweise heraus (s. Abb. 9).

Bei der Szenarienentwicklung können - als Projektion in die Zukunft - verschiedene Zielvorstellungen für den Werder Neugarge geprüft werden, die sich aus den generellen Leitbildvorstellungen (linker Teil des Modells in Abb. 7 ableiten lassen:

- **Beibehaltung des Status quo:** aufgrund der intensiven Beweidung wird die Eutrophierung der Flächen zukünftig weiter zunehmen und hohe Trittbelastung bestehen bleiben und damit die Habitate der obigen Art akut bedrohen,
- **Leitbild "Eigenentwicklung":** sukzessionsbedingt würden relativ schnell höherwüchsige Gräser und nachfolgend Gehölze die Silbergrasfluren ersetzen (s. Kap.10.7). Diese Leitbild-Variante ist also ebenfalls ungeeignet, um die Bestände der Tagfalterart zu erhalten.
- **"Biodiversität":** bei dieser Variante werden die Flächen extensiv genutzt und damit offengehalten. Dabei muß geprüft werden, welche Maßnahmen optimal sind, z.B. welcher Maximalbesatz und welche Beweidungszeiten von Weidevieh im Gebiet tolerabel sind. Erst im nächsten Schritt der Leitbild-Entwicklung, der Ableitung eines Entwicklungskonzepts, wird geprüft, wieweit diese Maßnahmen in die betrieblichen Abläufe der Landwirtschaft integriert werden können. Dieses "abgestimmte Leitbild" setzt dann allerdings Kenntnisse zur betriebsökonomischen Situation voraus sowie die Bereitschaft zur Mitarbeit der entsprechenden Landwirte und ist Gegenstand des Syntheseberichts.

Um das Überleben der Leit- und Zielart *Hipparchia statilinus* zu sichern, wird also die Leitbild-Variante "Biodiversität" bevorzugt, die sich allerdings in zahlreiche "Untertypen" bzw. Varianten aufsplitten läßt; denn allein unter den Schmetterlingen kommen im Gebiet zahlreiche Leit- und Zielarten vor, die einen gewissen Verbuschungsgrad der Landschaft bevorzugen, also auf das typische Hudemosaik angewiesen sind (s. KARBIENER et al. 1994). Noch komplexer wird der Entscheidungsprozeß, wenn weitere Tiergruppen, wie Heuschrecken oder Vögel in die Leitbild-Entwicklung einbezogen werden, aus deren Habitatansprüche sich z.B. auch Argumente für eine teilweise freie Sukzession des Werders ableiten lassen. Insgesamt darf also der Prozeß der Leitbild-Entwicklung nicht isoliert an einzelnen, willkürlich gewählten Arten erfolgen, sondern es muß ein für das Gebiet repräsentatives Spektrum von Zeigerarten ausgewählt werden. Für das UG ist es sinnvoll, die in Kap. 6 genannten Parameter der regionalen Eigenart einzubeziehen und zu prüfen, welche Taxa besonders aussagekräftige Indikatoren hinsichtlich der regional bedeutsamen Faktorengänge sind.

Abb. 9: Potentiell geeignete Habitate von *Hipparchia statilinus* im Gebiet

8 Synoptische Übersicht zur Fauna des UG

8.1 Einleitung

Die Recherchen zur Datenlage für die Fauna im UG sollten vor allem folgenden Fragestellungen dienen:

1. Welche Daten sind für die Leitbild-Entwicklung in der Region und für die Betriebe verwendbar?
2. Sind die Raum-Zeit-Einheiten, die erfaßt wurden, adäquat, um Übertragungen von einem Gebiet in ein anderes bzw. Maßstabswechsel vorzunehmen?
3. Ergeben die Daten ausreichend genaue Aussagen zu den in Kap. 6 genannten Mustern und Prozessen im UG?
4. Reichen die Kenntnisse aus, um Flächenansprüche des Naturschutzes zu formulieren?

Die wichtigsten Ergebnisse zur Datenrecherche werden im folgenden kurz zusammengefaßt und bilanziert. Sie beziehen sich auf den Zeitraum bis 1999, also bevor die Feldarbeiten in den Betriebsflächen beginnen konnten. Dabei wird die **Datenlage** für das gesamte UG (als Untersuchungsgebiet wird hier die gesamte Untere Mittelelbe von Boizenburg bis Schnackenburg bezeichnet) und die Auswahlbetriebe dargestellt, die wesentlichen **Habitatfaktoren** der Leitarten werden gebündelt und **Funktionsgruppen** in der Fauna gebildet, um daraus eine Basis für darauf aufbauende Szenarien und Prognosemodelle zu schaffen. Aus diesen vorliegenden Daten lassen sich für **Landschaftstypen** vorläufige Umweltqualitätsziele für die Fauna erstellen.

8.2 Sichtung der Daten und Datenlage

Das UG steht aufgrund seiner hohen Biodiversität und Vielzahl seltener Arten seit langem im Brennpunkt regionaler und landesweiter Naturschutzbemühungen und hat eine lange Bearbeitungstradition durch Zoologen, Botaniker und Vegetationskundler. Zahlreiche gesetzlich geschützte Biotoptypen (§ 28 und 28a des NNatG) kommen im UG vor, die flächendeckend kartiert wurden (DIERKING 1992). Die zentrale Verwaltungsstelle für landesweit erhobene Daten ist die Fachbehörde für Naturschutz mit dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ) in Hildesheim bzw. - als Zweigstelle - die Staatliche Vogelschutzwarte in Hannover. Zu Beginn des Projekts waren dies die zentralen Anlaufstellen zur Beschaffung und Sichtung von Daten zur Fauna des UG. Das UG erstreckt sich über insgesamt fünf TK 50 Blätter; in diese Karten sind die Gebiete eingetragen sind, zu denen Informationen zur Fauna beim NLÖ vorliegen. Die entsprechenden Artenlisten inklusive näheren Fundortangaben und Individuenzahlen zu diesen Gebieten waren über eine Gebietsnummer in einschlägigen Ordnern des NLÖ einzusehen. Für die gesamte Fauna wurden diese Ordner gesichtet und der vorliegende Datenbestand bilanziert.

Tab. 9 Tab. 9 stellt die Daten in zwei Zeiträumen dar (bis 1986 bzw. 1987-94), da ab 1987 die Daten zur Avifauna getrennt verwaltet wurden. Tab. 9 zeigt, daß aus einer großen Zahl von Teilgebieten des UG Erhebungen vorliegen, so daß die Untere Mittelelbe also als ein vergleichsweise gut untersuchtes Gebiet in Niedersachsen gelten kann. Die Gesamtauswertung dieser überwiegend nur analog vorliegenden Daten erwies sich als für dieses Projekt als zu aufwendig und wenig sinnvoll: der Zeitaufwand für die Digitalisierung wäre zu groß gewesen (schätzungsweise eine Arbeit von mehreren Monaten) und als Ergebnis dieser Auswertungen wären "nur" Verbreitungskarten zu einzelnen Arten zu erwarten, die aufgrund der zumeist unsystematischen Erhebungen höchst lückenhaft wären. Eine vollständige Auswertung wurde dagegen für die gefährdeten Arten in der Avifauna vorgenommen (s. Kap. 9.3.2 + Anhangsband), die ausgewerteten Daten zu anderen Taxa flossen in die entsprechenden Kapitel des Anhangsbandes ein und werden dort erörtert.

Im zweiten Schritt wurde geprüft, welche der NLO-Daten faunistische Informationen zu den ausgewählten **Betrieben** liefern. Das Ergebnis dieser Recherche war recht ernüchternd:; denn es lagen nur zu den **Amphibien** und den **Libellen** umfangreichere Datensätze vor (s. Tab. 9), Artengruppen, die für das Projekt nur wenig aussagekräftig sind wegen ihrer Gewässerbindung und ihres geringen indikatorischen Werts hinsichtlich der terrestrischen Agrarbereiche. Wenige Daten zum Grünland lagen für die Auswahlbetriebe nur zu **Heuschrecken** vor, über Ackerflächen gab es keinerlei Daten. Insgesamt war somit das beim NLO vorliegende Datenmaterial zwar für das gesamte UG teilweise zu verwenden, für schlagbezogene Aussagen zu den Auswahlbetrieben jedoch unbrauchbar.

8.3 Weitere Daten zur Fauna

Die bis zu Projektbeginn vorliegenden Daten zur Fauna sollten im Wesentlichen der Typisierung und ökologischen Qualitätsermittlung von Raumeinheiten innerhalb des Gesamtgebiets (Maßstab 1:50.000) und der ausgewählten Betriebe (Maßstab 1:5.000) dienen und in die Schritte der Leitbild-Entwicklung (s. Kap. 7.7) eingespeist werden. Tab. 10 trennt die vorliegenden Daten in zwei Blöcke:

- Daten, die für die **Typisierung des gesamten UG** und von **Flächen außerhalb der Auswahlbetriebe** geeignet sind,

- Daten, die sich zumindest teilweise auf Raumeinheiten beziehen, **innerhalb derer Auswahlbetriebe liegen**.
- Tab. 10 gibt eine Übersicht über die einzelnen Tiergruppen, die bisher bearbeitet wurden. Dabei faßt MARTENS (1983) den Kenntnisstand zur Fauna im Landkreis Lüchow-Dannenberg kompakt in Form von Artenlisten und vertiefenden Einzelarbeiten zusammen. Eine Gesamtbearbeitung, die sich über das ganze UG erstreckt, fehlt aber bisher ganz. Ebenso sind die bisherigen Erfassungen sehr sektoral auf eine Tierartengruppe oder sogar nur wenige oder eine einzige Tierart bezogen (z.B. GILLANDT et al. [1983] mit Quallwasserkrebsen oder BERLO et al. [1998] mit dem Biber).

Der **Raumbezug** der Daten ist außerordentlich unterschiedlich und reicht von ganzen Landkreisen bis zu sehr kleinflächigen Gebieten wie NSGs. Der Grund für diese unterschiedlichen Raumbezüge liegt in der jeweils unterschiedlichen Fragestellung der Untersuchungen, die sich z.B. im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen auf die kurzfristige Erfassung ausgewählter, sog. "planungsrelevanter" Tiergruppen eines Plangebiets richtet oder bei stärker grundlagenorientierten Forschungsarbeiten auf die Habitate bestimmter Arten. Insgesamt wurden weit mehr links- als rechtselbische Gebiete erfaßt, was auf die Teilung Deutschlands bis 1990 zurückzuführen ist: z.B. war der gesamte rechtselbische Außendeichsbereich DDR-Grenzstreifen und durfte nur ausnahmsweise betreten werden mit der Folge, daß bis ca. 1990 kaum Erhebungen zur Fauna vorlagen.

Auch der **zeitliche Bezugsrahmen** der Daten ist sehr heterogen und umfaßt eine breite Spanne von Anfang der 50er Jahre bis in die 90er Jahre des 20. Jahrhunderts, wobei insgesamt überwiegend kurzfristige, d.h. einjährigen Untersuchungen durchgeführt wurden. In den rechten Spalten der Tab. 10 wird die Eignung der Daten für die Leitbild-Entwicklung im Projekt beurteilt: einige Arbeiten erwiesen sich dabei als ungeeignet, weil z.B. nur Artenlisten ohne engeren Raumbezug vorliegen (wie in MARTENS 1983) oder keine Angaben zur Ökologie der Arten verfügbar sind. Andere Untersuchungen hingegen ermöglichen zumindest die Typisierung bestimmter Raumeinheiten anhand der Fauna, wie z.B. der Lüneburger Elbmarsch anhand der Wiesenlimikolen (KIRSCH 1991), bzw. lassen die Ermittlung von Leit- und Zielarten und eine Bewertung der Flächen zu, wie z.B. das Außendeichsland bei Schnackenburg (WESTPHALEN 1995). Tab. 10 stellt auch die Einschränkungen hinsichtlich der Verwendbarkeit der Daten für dieses Projekt dar: diese ergeben sich im Wesentlichen aus der sehr begrenzten Auswahl der Tiergruppen bzw. -arten sowie der Biotoptypen und dem für das Projekt inadäquaten Raumbezug. Es fehlt insgesamt vor allem eine konsistente, den Gesamttraum annähernd zeitgleich abdeckende Erfassung geeigneter Indikatoren. Die einzige Ausnahme sind hier die Brutvogelerfassungen des NLO, die nahezu flächendeckend (außer Lüneburger Elbmarsch) das UG von 1993-95 in Zählgebieten erfassen.

Es ließen sich somit nach Sichtung sowohl der NLO-Daten wie auch der weiteren genannten Quellen nur mit Vorbehalten für das gesamte UG hinreichend konkrete Qualitätsziele für die Fauna ableiten (s. Kap. 8.7). Für die Auswahlbetriebe waren die Daten des NLO viel zu lückenhaft, bei den weiteren Daten blieb der Flächenbezug zu den Betriebsflächen zu unscharf, da sich einzelne Schläge nicht hinsichtlich ihres Arteninventars abgrenzen

ließen. Nach Darlegung dieser Datendefizite im Rahmen der Zwischenbegutachtung dieses Vorhabens wurden ab Mitte der Projektlaufzeit (1999 bis 2000) zusätzliche schlagbezogene Untersuchungen zur Fauna durchgeführt, deren Ergebnisse in Kap. 9 dargestellt werden.

Tab. 9: Vorliegende Daten zur Fauna beim Artenkataster des NLÖ

Tab. 10: Übersicht der tierökologischen und faunistischen Daten zum UG und deren Verwendbarkeit für die Leitbildentwicklung

8.4 Bilanz der regionalen Leitarten innerhalb der höheren Taxa

Trotz der erheblichen Datenmängel ist die Gesamt-Tierartenliste für das UG umfangreich und umfaßt > 2.000 Arten. Angesichts der großen Vielfalt an naturnahen Auen-Elementen und der vergleichsweise extensiven Nutzung vieler Flächen ist dies nicht verwunderlich, eine Abschätzung, wieviele Tierarten im UG insgesamt vorkommen, kann derzeit jedoch nicht geleistet werden, da viele artenreiche Taxa, wie viele Dipteren- oder Hymenopterenfamilien noch gar nicht erfaßt wurden.

Mit Hilfe der in Kap. 3.2 genannten ökologischen Informationen zu diesen Arten und den Daten, die in Kap. 8 bilanziert wurden, konnte dieser Artenbestand nach regionalen Leitarten und den relevanten Habitatfaktoren gesichtet werden. In diesem Kapitel stehen folgende Fragen im Vordergrund:

1. Wie viele regionale Leitarten sind in den höheren Taxa vertreten und was sind die Ursachen dafür?
2. In welchen Biotoptypen treten besonders viele regionale Leitarten auf?

Besonders die letzte Frage ist unmittelbar für die Leitbild-Entwicklung wesentlich, da durch sie die Naturschutzrelevanz von Lebensraumtypen in Region und Betrieb erkennbar wird.

Für **neun Tiergruppen** (s. Abb. 10) ließen sich anhand der vorliegenden Daten **regionale Leitarten** herausarbeiten, wenn auch bei teils unzureichender Datengrundlage. Die Bilanz zeigt, daß im UG - unter den bisher erfaßten Taxa - **Großschmetterlinge** die mit Abstand artenreichste Tiergruppe sind. Der unterschiedliche Erfassungs-Fokus führt allerdings auch zu Verzerrungen: so wurden in der vorliegenden Liste der Käfer für das UG nur die bemerkenswerten Arten genannt, nicht aber eurytope bzw. weit verbreitete Arten. Dies führt dazu, daß die als "**sonstige Käfer**" (alle bearbeiteten Käferfamilien außer Laufkäfern) zusammengefaßte Gruppe den größten Anteil an Leitarten der obersten Prioritätsstufe aufweist (s. Abb. 10).

Die **Artenzahlen** innerhalb der Tiergruppen, die Abb. 10 zeigt, sind sehr unterschiedlich: Großschmetterlinge sind in Mitteleuropa eine generell artenreiche Gruppe, im Gegensatz z.B. zu den artenarmen Heuschrecken; da zahlreiche Schmetterlings-Spezialisten sowohl in den Xerotherm-Biotopen wie den feuchten und nassen Biotopen auftreten, ist diese Tiergruppe im UG besonders artenreich vertreten. Eine Abschätzung, wieviel Prozent des real im UG vorhandenen Artenspektrums in den jeweiligen Tiergruppen tatsächlich nachgewiesen wurde, läßt sich für die meisten Wirbellosengruppen bisher nicht vornehmen, weil viele Biotoptypen bisher nicht erfaßt worden sind. Es fehlen z.B. ökofaunistische Analysen der Trockenbiotope hinsichtlich der Laufkäfer oder zahlreicher artenreicher Taxa mit xerophilen Arten, wie z.B. Wildbienen (Hymenoptera: Apoidea). Nur bei den "Standardgruppen", die in der Landschaftsplanung erfaßt werden, sowie vergleichsweise artenarmen Taxa ist der Erfassungsgrad wohl annähernd vollständig, dies sind Vögel, Säuger, Herpetofauna, Libellen, Heuschrecken und Qualmwasserkrebse.

Prozentual ist der Anteil von **Leitarten hoher Priorität** besonders innerhalb der **Säuger, Schmetterlinge** und **Heuschrecken** hoch (die "sonstigen Käfer" stellen hier einen nicht zu wertenden Sonderfall dar, s.o.), was im Wesentlichen zwei Gründe hat:

1. Der Gefährdungsgrad bzw. die ökologische Spezialisierung ist bei diesen Gruppen besonders hoch: unter den Säugerarten sind z.B. insgesamt viele Arten gefährdet, was eine Folge der in Kap. 7.2 genannten ökologischen Eigenschaften der Arten ist, wie große Aktionsräume, ausgedehnte Wanderungen usw., die sie für eine Gefährdung besonders anfällig macht; dies gilt besonders für die gegenüber anthropogenen Eingriffen sensiblen Fledermäuse. Bei den Laufkäfern und Spinnen ist der Anteil von Leitarten hoher Priorität dagegen relativ gering, da sich bei ihnen ein Großteil der Arten aus Euryöken rekrutiert, die in der Prioritätenskala auf Rang 3 oder 4 stehen.
2. Im UG sind viele Biotoptypen häufig und flächenmäßig bedeutsam vorhanden, in denen regional bedeutsame und zugleich gefährdete Arten in großer Zahl auftreten, wie Xerotherm- und Naßbiotope, die z.B. von vielen spezialisierten Schmetterlings- und Heuschreckenarten besiedelt werden.

Das Gesamtartenspektrum wurde anhand der Informationen in den Datenbanken (s. Kap. 3.2) Lebensräumen zugeordnet, soweit dies möglich war. Für viele Arten ist eine derartige Zuordnung jedoch unmöglich, da viele Schmetterlinge z.B. über ihre Wirtspflanzen an Standorte gebunden sind, die wiederum in einer Vielzahl von Biotoptypen wachsen können. Diese Arten wurden in Abb. 11 als "ohne Biotopbindung" klassifiziert, wozu überwiegend die Großschmetterlinge gehören. Für viele Arten im UG ist bis heute der Kenntnisstand zur Autökologie zu gering, diese werden ebenfalls in Abb. 11 in eine eigene Rubrik ausgesondert. Da der Bearbeitungsstand vielfach unzureichend ist (bei den Schmetterlingen wurden bisher z.B. keine Kleinschmetterlinge erfaßt), vermittelt Abb. 11 noch kein objektives Bild, sondern wird durch den derzeit höchst lückenhaften Kenntnisstand verzerrt.

Für Spinnentiere, Käfer, Zweiflügler, Schmetterlinge und Heuschrecken stellt Abb. 11 die Artenzahl in Biotoptypen des UG dar. Die Wirbeltiere, besonders die artenreich auftretenden Vögel, die für eine derartige Bilanz ebenfalls von großer Bedeutung sind, werden aus Platzgründen im Anhangsband dargestellt und hinsichtlich ihrer Bindung an Biotop- bzw. Landschaftstypen wieder in Kap. 8.8 aufgegriffen.

Die meisten Arten treten unter den Schmetterlingen auf, die an **Laubwald** gebunden sind, wobei häufig unklar ist, ob auf wirklich an geschlossene Waldbestände angewiesen sind, oder auch lückige Säume oder Waldränder mit Laubgehölzen besiedeln können (LÖBF 1997). So treten viele Arten dieser Gruppe in Auwäldern, teils aber auch in Feldgehölzen innerhalb der Agrarlandschaft, an Waldrändern und in Hecken auf. Besonders viele der zahlreichen **totholz- und ufergebundenen** Arten finden sich unter den Käfern. Bei den Großschmetterlingen liegt häufig **keine enge Biotoptypenbindung** vor, sondern sie sind über Raupenfraßpflanze oder bevorzugte Blüten der Falter an einzelne Pflanzenarten oder an bestimmte Vegetationskomplexe gebunden. Besonders hoch ist in vielen Taxa der Anteil von Arten, die in **Feucht- bzw. Xerothermbiotopen** leben.

Im Gutachten von DIERKING (1992) wird für das UG ebenfalls eine Synthese der vorliegenden Daten zur Fauna in Kurzform vorgenommen; dort werden folgende Elemente als besonders bedeutsam herausgestellt: der **Elbestrom** (Fischarten, Wasservögel, insbesondere Rastvögel, Biber, Fischotter), die \pm vegetationslosen **Sandfelder und Strände** (insbesondere für rastende Limikolen, Regenpfeifer unter den Brutvögeln, zahlreiche Uferspezialisten unter den Insekten), **Erlenbrüche** (Brutvögel wie Kranich, Waldschnepfe, Kleinspecht, Schlagschwirl), große **Überschwemmungsflächen** (rastende Schwäne, Gänse, Enten, Limikolen), **Röhrichte und Seggenrieder** (Brut- und Rastvögel, zahlreiche phytophage Insektengruppen, die mono- und oligophag an die Pflanzenarten gebunden sind), **Gebüsche** im Feuchtgrünland (bes. Sperbergrasmücke, Neuntöter) sowie steile **Ufer- und Erdabbrüche** an Geesthängen und Talrändern (Uferschwalbe und Eisvogel, zahlreiche Hautflüglerarten). Nach den Recherchen in diesem Vorhabens treten aber einige weitere Biotoptypen hinzu, die in dieser Auflistung fehlen: **feuchte Wälder**, wie Auwälder, Waldränder und Hecken und die darin vorkommenden **Totholzelemente** sowie die im UG kleinflächig vertretenen **Heide- und Moorstandorte**.

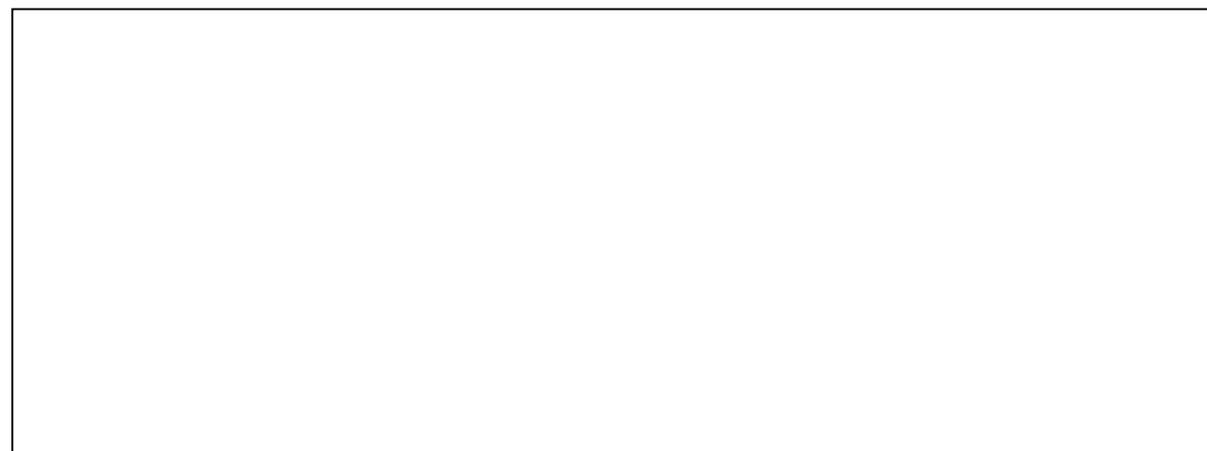


Abb. 10: Artenzahl innerhalb der Tiergruppen nach Prioritätsstufen (absoluter Wert)

* = es lagen nur Listen seltener Arten vor

Sowohl die naturnahen Elemente der Flußauenlandschaft wie die extensiv genutzten der Kulturlandschaft weisen also eine große Zahl von regionalen Leitarten auf. Daraus ergeben sich zunächst rein prinzipiell erhebliche **Konfliktpotentiale** für die Entwicklung von Leitbildern: während aus Sicht des floristischen Artenschutzes z.B. eine extensive Mähwiesen-Nutzung auf großer Fläche sinnvoll sein kann, würden viele Leitarten in der Fauna von einem Mindestanteil von Brachestrukturen oder Auwaldelementen profitieren, ja, sogar eine vollständige

ge Verbrachung von Flächen wünschenswert erscheinen lassen. Bevor auf dieses Thema in Kap. 8.8 näher eingegangen wird, sind zwei weitere wichtige Fragen zu behandeln:

1. Wieweit können die in Kap. 5 genannten Schlüsselparameter hinsichtlich natürlicher und nutzungsbedingter Einflüsse mit der Fauna verkoppelt werden?
2. Welche Flächenansprüche stellen die regionalen Leitarten in der Fauna?

Beide Fragen sind wichtig, um die steuernde Rolle der Landwirtschaft im UG herauszuarbeiten und eine Quantifizierung von Maßnahmen innerhalb der Leitbild-Entwicklung zu ermöglichen.

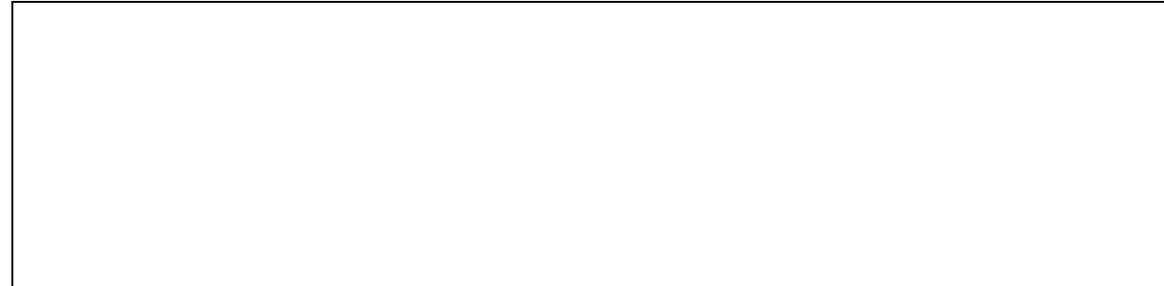


Abb. 11: Einnischung von Wirbellosenarten in Lebensraumtypen im UG

3.5 Funktionsgruppen (Gilden)

Gruppen von Arten, die Ressourcen in ähnlicher Weise nutzen, können zu Funktionsgruppen oder Gilden zusammengefaßt werden; dieser Ansatz ermöglicht es, komplexe Zönosen in Untereinheiten zu zerlegen (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Solche Funktionseinheiten lassen sich z.B. nach der Ernährungsweise, Fortbewegungsart oder dem Neststandort bilden (l.c.). Da eine solche Gruppierung nach Gilden innerhalb einer Tiergruppe mehrfach, z.B. nach obigen Funktionseinheiten, möglich ist, würde sie hier zu viel Platz erfordern, Ansätze finden sich detaillierter im Anhangsband dargestellt. In der Leitbild-Entwicklung lassen sich Gilden z.B. auch unter dem Aspekt des Raumbedarfs von Arten bilden: so beanspruchen z.B. Biber und Fischotter sowie Gänse und Schwäne relativ große Flächen, die meisten Arthropoden dagegen weit kleinere. Besonders die in kleinen Raumeinheiten eingemischten Arten sind prinzipiell als Funktionsgruppen hinsichtlich der Biogeomorphologie und Hydrologie in der Aue klassifizierbar, wie z.B. Laufkäfer und Spinnen, die aquatischen Gruppen in Bezug auf die Still- und Fließgewässertypen, phytophage Insekten besonders hinsichtlich ihrer Bindung an Pflanzenartenbestände und Vegetationsstrukturen. Bis heute ist dieser funktionelle Ansatz allerdings noch nicht eingehend erforscht und kann hier nur im Sinne eines noch künftig zu erarbeitenden Klassifizierungssystems formuliert werden. In Tab. 11 werden deshalb cursorisch mögliche Ansätze für eine Gildenbildung innerhalb der Tiergruppen genannt. Eine Einbindung dieser Taxa in die 1999 durchgeführten Strukturerfassungen ergibt sich durch deren Habitatansprüche: so stellen die in den Betrieben kartierten Hecken zugleich Habitatpotentiale für Kleinsäuger, Überwinterungsräume für Arthropoden etc. dar.

Tab. 11: Tiergruppen, funktionelle Gruppen und Schnittstellen zur Strukturerfassung

8.6 Flächenansprüche von Leitarten und ihr Mitnahmeeffekt

Außer den qualitativen Ansprüchen an die Ausstattung von Habitaten, wie z.B. Strukturen, Feuchte oder Pflanzenbestände, ist die Frage nach der Quantität, d.h. der Raumgröße für Arten, für die Leitbild-Entwicklung von Bedeutung. Dieser Aspekt ist für die Quantifizierung von Maßnahmen entscheidend, da z.B. festgelegt werden muß, wieviel Hektar Grünland nicht vor Mitte Juni gemäht werden darf, um die Bestände von Wiesenbrütern zu sichern. Er rührt zugleich an die sog. "SLOSS"-Debatte (möglichst ein großes Gebiet oder mehrere kleine?). Die Frage nach den Flächenansprüchen ist aber auch einer der umstrittensten Forschungsrichtungen innerhalb der angewandten Ökologie bzw. Landschaftsplanung (s. HORLITZ 1994), da der Flächenanspruch einer Tierart von vielen Faktoren gesteuert werden kann, wie dem Jagddruck, der Qualität der Nahrungsressourcen und der interspezifischen Konkurrenz (HOWE & WESTLEY 1988) und insgesamt nicht als zu statisch aufgefaßt werden kann. Tab. 12 stellt für die wichtigsten Biotoptypen des UG wichtige Leitarten zusammen, zu denen sich Daten zum Raumbedarf ermitteln ließen. Die wichtigsten Quellen waren die Arbeiten von RIESS (1986) sowie SACHTELEBEN & RIESS (1997), die bisher die umfassendste Literaturrecherche zu dieser Thematik vorgenommen haben. Die ungewöhnlich hohen Flächenwerte und ihre häufig beträchtlichen Spannweiten (z.B. beim Haubentaucher 10 bis 170 km²) erklären sich aus dem populationsgenetischen Ansatz: von einer "minimal viable population" ausgehend läßt sich ein Mindest-Individuenbestand von $N_e = 50/67/133$ Tieren (N_e = effektive Populationsgröße)⁶ berechnen; erst ab diesen Bestandsgrößen komme es zu keinen negativen genetischen Effekten. In diese Populationsgrößen gehen die bisher ermittelten Daten zum Raumbedarf jeder Art ein, aus dem sich die in Tab. 12 genannten Werte ergeben. Abgesehen von der sicher nicht unproblematischen Berechnung der Werte (über die genetischen Effekte von "Verinselung" ist bisher in Deutschland sehr wenig Datenmaterial vorhanden, s. SETTELE 1996) fehlt es bisher vor allem an einer Regionalisierung dieser Angaben. Für die Festlegung von Maßnahmen wurden die Daten aus Tab. 12 jedoch nicht verwendet: entweder waren die Flächen so groß, daß wenigen Zielarten in der Fauna alle anderen Zielvorstellungen, wie die zum Schutz der Stromtalwiesen, überdeckt hätten, oder die Werte wiesen zu große Spannweiten auf (z.B. zum Braunkehlchen 40 bis 1.100 ha). Die Werte in Tab. 12 sollen deshalb nur als erste Diskussionsbasis dienen, von der aus regionalisierte Untersuchungen zu leisten wären. Tab. 12 gibt für einige Arten den **Mitnahme-Effekt** an, den die Förderung bestimmter Leitarten nach sich zieht: so werden z.B. durch den Schutz des Fischotters zugleich typische Tierarten der Fließgewässer mitgeschützt, die von dem hohen Grad der Naturnähe des Gewässers profitieren. Für viele Leitarten ist allerdings dieser Mitnahme-Effekt bisher nicht herausgearbeitet, wie z.B. bei vielen Wiesenbrüterarten.

Aus dem großen Raumbedarf vieler Leitarten, die ganz unterschiedliche Nutzungsintensitäten erfordern, ergab sich die selbst innerhalb der Fauna komplizierte Aufgabe, diese zahlreichen "Ansprüche" von Tierarten an Raum zu entwirren. Gleichzeitig sollte die sektorale Betrachtung einzelner Leit- und Zielarten vermieden werden, um nicht in den klassischen Ansatzes des Schutzes seltener Arten zurückzufallen und dabei die Aspekte des floristischen und des Ressourcenschutzes unberücksichtigt zu lassen. Wie mit diesen zahlreichen Zielkonflikten umgegangen wurde und wie sie gelöst wurden, ist Gegenstand des Syntheseberichts, soll im folgenden aber auf der Regionsebene kurz erörtert werden. Weitere Fragen der Konfliktlösung bei der Leitbild-Entwicklung werden für die Betriebsebene in Kap. 9.5 behandelt.

⁶ Für die effektive Populationsgröße werden drei Werte angegeben, da diese z.B. für Wirbellose anders eingestuft wird als für Wirbeltiere.

Tab. 12: Regionalisierte Leitarten, zu denen Daten zu Flächenansprüche vorliegen

8.7 Umweltqualitätsziele für Landschaftstypen

Wieweit lassen sich die zu Projektbeginn vorliegenden Daten für die Ableitung von Umweltqualitätszielen für die Fauna auf der Regionsebene verwenden? Nachdem die Artenbestände in Raumeinheiten zusammengefaßt und sie hinsichtlich ihrer regionalen Bedeutung eingestuft wurden, kommt es nun zu einer Wertfestlegung von Landschafts- bzw. Biotoptypen in der Region. Die erste **ökologische Raumklassifizierung** basiert auf **Landschaftstypen**, da sie als Grundlage für das gesamte Projekt verwendet wurden und die sinnvollste ökologische Einheit für die Region darstellen (s. Synthesebericht). Die zweite Klassifizierung verwendet dagegen **Biotoptypen** als Basis und bezieht hierzu die kleinräumigere Bindung von Wirbellosen ein (Kap. 8.8).

Aus dem ersten Schritt ergibt sich eine räumliche Schwerpunktsetzung für die gesamte Region, in die die vom Projekt ausgewählten Betriebe eingelagert sind. Der Frage nach dem "Herunterbrechen" dieser Zielfestlegungen auf eine kleinere Maßstabsebene ist Gegenstand von Kap. 9.5. Bei allen Vorbehalten hinsichtlich der Aussageschärfe der Daten lassen sich für die Landschaftstypen des UG recht klar Umweltqualitätsziele ableiten, die in der Übersichtsmatrix von Tab. 13 zusammengestellt sind. Sie sind allerdings innerhalb der biotischen Zielsetzungen noch nicht mit den Vorstellungen des floristischen Artenschutzes abgestimmt und stellen quasi die "Reinform" der Zielvorstellungen für die Fauna dar. Dies ist notwendig, um die daran anschließenden Abwägungen mit den Belangen der anderen Schutzziele möglichst klar herausstellen zu können.

Die Umweltqualitätsziele für die Region in den Stromland-**Außendeichsflächen** bedeuten z.B.: die vorhandenen Populationen von Biber und Fischotter sind hier zu sichern, da dieser Landschaftstyp die größte Bedeutung für diese Arten in der Region hat; diese gefährdeten Arten stellen zugleich einen wichtigen Baustein zur Sicherung der regionalen Biodiversität dar. Gleiches gilt für die an Gewässer und Waldstrukturen gebundenen Fledermausarten, die an die Auwaldreste in Nachbarschaft zum Elbestrom gebunden sind (z.B. das sog. Elbholz). Verschilfte Uferbereiche sind wichtige Schlafplätze für Gänse, viele Grünlandflächen stellen wichtige Rast- und Äsungsflächen für weitere Gastvögel dar und sind Nahrungsgebiete des Weißstorchs. Weiterhin ist der Außendeichsbereich ein Schwerpunktraum für Wiesensingvögel und störungsempfindliche Wasservögel, die an den hier eingelagerten Neben- und Altarmen brüten. Unter den Wirbellosen sind die an Überflutungen adaptierten Arten sowie die an Auwaldpflanzen bzw -strukturen gebundenen Spezies auf diesen Bereich konzentriert, wozu z.B. Laufkäfer oder Schmetterlinge gehören.

Für jeden Landschaftstyp lassen sich so die entsprechenden Umweltqualitätsziele herauskristallisieren, die jeweils entweder unterschiedlich gewichtet sind oder nur für einen Landschaftstyp gelten, wie z.B. Zielformulierungen für Leitarten der moorgebundenen Tierarten im Landschaftstyp M [(Nieder-) Moore].

Für die anschließende Behandlung der Betriebsebene kann mittels dieser Matrix ein Bewertungshintergrund geschaffen werden, in den der jeweilige Betrieb hinsichtlich seiner Umweltqualitätsziele eingeordnet werden kann.

Tab. 13: Umweltqualitätsziele und Zielebenen für Landschaftstypen aus Sicht der Fauna

8.8 Umweltqualitätsziele anhand von Biotoptypen in der Region

Viele Wirbellose zeigen eine räumlich enge Einnischung hinsichtlich Biotoptypen, z.B. in verschiedene Zonen von Totholz, oder sie reagieren sensibel auf abiotische Veränderungen, wie den Nährstoffgehalt von Gewässern. Viele kleinere Biotoptypen, wie offene Sandfelder, sind aber in nahezu jedem Landschaftstyp des UG vertreten, wenn auch in unterschiedlicher Verteilung und Größe. Die in Tab. 13 genannten Umweltqualitätsziele für die Landschaftstypen können qualitativ ergänzt und differenziert werden, indem die wichtigsten Habitatmerkmale für terrestrische und aquatische Taxa zusammengefaßt werden (Tab. 14). Diese Synopsis ist im Wesentlichen aus den Recherchen, die im Anhangsband dargestellt sind sowie im Rahmen eines Feuchtgrünland-Projekts des BfN (ROSENTHAL et al. 1998) entstanden. Tab. 14 zeigt, daß sich nur für einen geringen Teil der Tiergruppen, die im UG potentiell vorkommen, bisher Leitarten ermitteln lassen, da viele artenreiche, schwer determinierbare Insektengruppen wie Dipteren oder Hymenopteren noch nicht erfaßt wurden. Schwarz hervorgehoben sind in Tab. 14 diejenigen Biotoptypen, die für die regionale Eigenart von herausragender Bedeutung sind. Einige der Angaben in Tab. 14 sind als vorläufig anzusehen, da der Kenntnisstand zur Habitatbindung unzureichend ist. Tab. 14 trennt nach **Gewässern**, den **semiterrestrischen** und den **terrestrischen Bereichen**. Für jedes höhere Taxon sind meist mehrere Biotop- bzw. Habitattypen von großer Relevanz, z.B. bei den Webspinnen Verlandungszonen, Flächen mit hohem Grundwasserstand oder Auwälder, aus der Perspektive der Biotoptypen lassen sich meist mehrere Indikatorgruppen ausmachen, z.B. für die naturnahen Fließgewässer die Gruppen der Wasserkäfer (Coleoptera: Hydradephaga), Gnitzen (Diptera: Ceratopogonidae), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Landschnecken (Gastropoda pars).

Sowohl den naturnahen Prozesse der Flußbaue (s. Kap. 5) als auch den durch Agrarnutzung entstandenen Lebensräumen kommt eine große Bedeutung für Leitarten zu: die Hydroperiode ist im Zusammenwirken mit der Geomorphologie für die große Vielfalt von mosaikartig verteilten Biotoptypen verantwortlich, an die viele Wirbellose eng gebunden sind; große Bedeutung haben insbesondere die geomorphologischen Eckpunkte der Aue, wie höhergelegene Xerothermbereiche und nasse, tiefegelegene Stellen. Unter den Grünlandbiotopen zeigen viele Wirbellosentaxa eine enge Bindung an die verschiedenen Feuchtstufen des extensiv genutzten Grünlands, wie z.B. halbtrockenes bis frisches Grünland mit ausgeprägten Blütenhorizont für Blattkäfer (Coleoptera: Chrysomelidae) oder häufiger überschwemmtes Naß-Grünland für Heuschrecken (Orthoptera).

Mittels der Tab. 14 lassen sich also die Umweltqualitätsziele für Landschaftstypen differenzieren, indem sich ablesen läßt, welche der Biotoptypen innerhalb eines Landschaftstyps von besonderer Bedeutung für die regionale Eigenart sind. Damit ist eine weitere Basis geschaffen, auch auf der Betriebsebene vorkommende Biotoptypen hinsichtlich der Leitbildentwicklung zu beurteilen; denn das in einem Betrieb ausgeprägte Muster von Biotoptypen kann mit Hilfe der Matrix aus Tab. 14 synoptisch bewertet werden.

Es ist klar, daß die Umweltqualitätsziele für Biotoptypen in Tab. 14 insgesamt in allen drei im Projekt ausgeleuchteten Leitbild-Varianten wieder auftauchen:

- Bei der Leitbildvariante "**Eigenentwicklung**" werden z.B. ungenutzte Verlandungszonen und naturnahe Wälder erhalten oder entwickelt.
- Bei der Leitbildvariante "**Nachhaltige Nutzung**" garantiert z.B. sauberes Grundwasser die Habitatvoraussetzungen schadstoffsensitiver Landmollusken; die Einhaltung der Trinkwasserverordnung (s. Teilprojekt "Boden und Wasser") geht mit dem Schutz zahlreicher limnischer Wirbellosentaxa, die im nitratbelastetem Wasser nicht überleben können.⁷
- Bei der Leitbildvariante "**Biodiversität**" werden z.B. Hudestrukturen, offene Xerothermflächen oder extensive Grünlandtypen integriert.

⁷ Es fehlt allerdings meines Wissens noch an Untersuchungen, wieweit die Einhaltung von Grenzwerten im Bereich des Ressourcenschutzes auch mit dem Schutz von sensiblen Wasserorganismen einhergeht.

Tab. 14: Qualitätsmerkmale von Biotoptypen, die für Wirbellose im UG bedeutsam sind

9 Fauna und Strukturen in den Betriebsflächen

9.1 Maßstabswechsel in die Betriebsebene und Vorbemerkungen

In den bisherigen Arbeitsschritten sind Umweltqualitätsziele für die Region auf der Ebene von Landschafts- und Biotoptypen festgelegt worden, wobei dies hier sektoral für die Fauna erfolgte. Die Integration mit den Aspekten des Ressourcenschutzes sowie von Flora und Vegetation wird im Synthesebericht dargestellt. Die nächste für das Projekt zentrale Arbeitsebene ist die der Betriebe. Räumlich erfolgt dabei ein Wechsel der kartographischen Arbeitsgrundlagen von 1:50.000 auf 1:5.000; viele der Biotoptypen und Landschaftselemente im größeren räumlichen Maßstab, wie großflächiges Grünland oder kleine Inseln von Trockenrasen, bekommen nun eine ganz andere Dimension: auf der Betriebsebene wird jetzt die Differenzierung der großen Grünlandfläche in ein Mosaik aus Flutmulden, höheren sandigen Kuppen entscheidend, die kleinen Trockenrasen erweisen sich als sehr unterschiedlich in ihrem Anteil an vegetationsfreien Stellen und der Dominanz bestimmter Pflanzenarten. Wegen dieses Maßstabswechsels sind die bisherigen Analysen für die Flächen der Betriebe nur noch bedingt brauchbar, vielmehr mußten Einzelschläge detailliert hinsichtlich indikatorisch bedeutsamer Tiergruppen untersucht werden. Da im Projekt die betriebsökonomische Analyse eine zentrale Rolle spielte, mußten wir uns

streng auf die Nutzflächen der jeweiligen Landwirte konzentrieren. Dies hatte einige wichtige Konsequenzen für die landschaftsökologische Analyse: denn innerhalb eines größeren Landschaftsausschnitts lagen die Betriebsflächen häufig inselartig innerhalb von Flächen anderer Landwirtschaftsbetriebe. Deshalb können viele der Ergebnisse aus Kap. 8 hier nur sehr eingeschränkt übertragen werden: so liegen viele der für den Arten- und Biotopschutz wichtigen Elemente außerhalb der Nutzflächen, wie z.B. Altarme und Verlandungszonen aus Schlankseggenriedern in Betrieb 1. Dennoch haben diese Biotoptypen für die funktionale Verknüpfung mit den Nutzflächen eine zentrale Bedeutung. Aus Gründen der Arbeitskapazität mußten die Analysen zur Fauna aber weitgehend auf die Nutzflächen selbst beschränkt werden.

Untersuchungen zur Fauna und zu Strukturen in den ausgewählten Betrieben wurden von 1999 bis 2000 durchgeführt und sollten vor allem die in Kap. 8 dargestellten Datendefizite für die Auswahlbetriebe ausgleichen. Mit Hilfe der schlagspezifischen Daten sollte eine qualifizierte, auf Analysen im Gelände basierende Leitbildentwicklung möglich sein.

Die Geländeerhebungen erfolgten durch Frau Dipl.-Biol. Petra Bernardy (Jasebeck), Frau Dipl.-Biol. Krista Dziewiaty (Seedorf) [Avifauna, Strukturen] sowie Herrn Dipl.-Biol. Herbert Nickel (Universität Göttingen) [Zikaden], die Auswertung der Daten wurde an der Universität Bremen durchgeführt. Allen dreien sei hier nochmals für ihre Bereitschaft gedankt, die Geländearbeiten bereits zu Beginn 1999 durchzuführen, obwohl deren Finanzierung erst im Oktober 1999 schriftlich bewilligt wurde. Herbert Nickel stellte einen großen Teil seiner bisher unpublizierten Daten zur Ökologie der Zikaden bereitwillig zur Verfügung.

Es sei vorausgeschickt, daß aus zeitlichen Gründen die Auswertung dieser Untersuchungen nicht in der Tiefe vorgenommen konnte, wie es wünschenswert gewesen wäre; denn der Abschluß der Erhebungen bzw. der Determination konnte nicht vor Anfang Oktober 2000 erfolgen, so daß innerhalb des Bewilligungszeitraums dieses Vorhabens nur wenige Wochen für die Auswertung verblieben. Insbesondere die Strukturdaten erwiesen sich als äußerst schwierig auszuwerten und nahmen einen großen Teil der verbleibenden Bearbeitungszeit in Anspruch. Viele der unten dargestellten Aspekte bleiben deshalb in einer fragmentarischen Form.

Für die Leitbild-Entwicklung auf der Betriebsebene wurden zwei indikatorisch aussagekräftige Tiergruppen bearbeitet, als Schnittstelle zwischen Vegetation und Fauna wurden Strukturen in den Schlägen sowie deren näheren Umfeld erhoben. Die **Strukturanalysen** sollten vor allem die Betriebsflächen landschaftsökologisch charakterisieren, sie umfassten eine Vielzahl von Erhebungsparametern und konnten bis Ende 2000 flächendeckend für alle Schläge der Auswahlbetriebe durchgeführt werden. Unter den Tiergruppen mußte eine enge Auswahl getroffen werden, sowohl hinsichtlich der zu bearbeitenden Taxa als auch der Zahl der Probeflächen. Den **großräumigen** Zustand der Flächen sollen **ausgewählte Brutvögel** indizieren, die zugleich essentiell von den zeitparallel erhobenen Strukturen abhängig sind. Sie konnten aus Kapazitätsgründen allerdings nur in vier Betrieben flächendeckend erfasst werden. Die **kleinräumige** Qualität von Nutzflächen soll anhand der **Zikaden** (Insecta: Auchenorrhyncha) indiziert werden, die transekt- bzw. punktförmig innerhalb der Betriebsflächen erfaßt wurden. Diese Auswahl an Taxa ergab sich nach einer umfangreichen Sichtung des bisher vorliegenden Datenmaterials und der Abschätzung des zur Verfügung stehenden Finanzvolumens für die Bearbeitung.

Die Strukturserhebungen bilden eine wichtige Basis für das Verständnis von Verbreitungsmustern von Tieren in den Betriebsflächen (s. Kap. 9.3) sowie für später zu behandelnde Szenarien und Prognosemodelle (s. Kap. 10) und werden deshalb zuerst behandelt.

9.2 Strukturen

9.2.1 Einleitung, Fragestellungen und Methoden

Strukturdaten stellen prinzipiell eine wichtige Schnittstelle als Habitatparameter zwischen Vegetation und Fauna dar, da z.B. ein hochwüchsiger Grabenrand mit Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) eine Vielzahl von Funktionen für verschiedenste Tiergruppen übernimmt, wie als Nistplatz für Vögel oder Wirtspflanzenressource für Phytophage.

Hecken und Gehölze wurden als die Landschaft strukturierende Elemente, **Graben- und Wegränder** als linienförmige Strukturen und der strukturelle Aufbau der **Nutzflächen** selbst (Grünland, Acker und Ackerbrachen) als "feinkörniges Muster" innerhalb der Landschaft erfaßt. Die Fragestellungen waren im Einzelnen:

1. Wie sind die Betriebe hinsichtlich des Heckennetzes und der Gehölze zu charakterisieren und welchen ökologischen Wert haben diese Elemente?
2. Wie unterscheiden sich die Grabenränder strukturell von den Nutzflächen? Können sie eine kompensierende Funktion für die Fauna übernehmen?
3. Wie unterscheiden sich die Agrarflächen hinsichtlich ihrer Strukturen und wieweit ergeben sich daraus Habitatpotentiale für Vögel der Agrarlandschaft?

Die Erhebung der Strukturdaten stand unter dem Zwang, mit möglichst geringem Aufwand ausreichend genaue und übertragbare Daten zu liefern. Sehr arbeits- und zeitaufwendige Verfahren der Strukturaufnahme, bei denen

z.B. Schwarzweiß-Fotos aus definierten Höhen mittels Rasterfeldern ausgewertet werden (z.B. BECK & FRÜND 1983), waren für unsere Bearbeitungskapazität untauglich. Vielmehr sollte ein repräsentatives Spektrum *aller* Nutzungstypen ermittelt werden und dies bedeutete, eine große Zahl von Varianten zu analysieren. Wir entwickelten deshalb relativ grobe Schätzskalen für Strukturparameter, die sich im Gelände leicht und schnell in entsprechende Arbeitsblätter eintragen ließen. Die Daten aus beiden Jahren wurden in eine Access-Datenbank eingegeben und von den Bearbeiterinnen an die Universität weitergeleitet. Hier wurden die Daten aufbereitet und kartografisch dargestellt.

Zwischen den Jahren 1999 und 2000 wurden Strukturdaten mit unterschiedlicher Genauigkeit erhoben: in **1999** wurden ausgewählte Probeflächen in Grünland, Acker und Brachen relativ differenziert im jahreszeitlichen Verlauf klassifiziert. Dazu wurden ins Gelände **Transekte** gelegt, an denen jeweils vier 50 x 50 cm Quadranten in einem Abstand von ca. 20 m bearbeitet wurden. Gemessen wurden entweder numerische Werte (z.B. Messungen der Vegetationshöhen in cm) oder ordinale Werte mittels einer Schätzskala (z.B. Höhengeschichtungsklassen von 1 bis 6). Im GIS wurde die Lage der Transekte digitalisiert und mit den **Pflanzengesellschaften** in den Betriebsflächen verschnitten. Diese waren bereits ab 1998 durch die Univ. Lüneburg erfaßt und sollten als Bezugsbasis dienen. Insgesamt konnten so die häufigsten in den Schlägen auftretenden Pflanzengesellschaften strukturell typisiert werden. Einige Vegetationseinheiten in den Betriebsflächen wurden dabei aufgrund ihrer Seltenheit jedoch nur in sehr wenigen Aufnahmen erfaßt, wie z.B. die Pfeifengras-Basalgesellschaften.

In **2000** wurden die Strukturfassungen auf die Gesamtfläche des Landschaftsausschnitts, in dem die Betriebe liegen, ausgedehnt. Dies war vor allem eine Konsequenz aus den Erfahrungen des zurückliegenden Jahres, die zeigten, daß eine ökologische Beurteilung der Schläge erst bei Betrachtung des Umfelds möglich ist.

Insgesamt fiel durch die Strukturanalysen eine enorme Datenmenge an, die hier aus Platzgründen nur beispielhaft dargestellt werden kann. Die wichtigsten Datengrundlagen werden deshalb im Anhang dargestellt und sind dort mit "A" gesondert nummeriert.

9.2.2 Hecken und Gehölze

9.2.2.1 Bedeutung für Landschaft und Fauna, Bewertungskriterien

Hecken und Gehölze sind in den Betrieben, die vom Bild offengehaltener Agrarflächen geprägt werden, die entscheidenden Gestaltbildner. Sie schaffen gestaltliche Vielfalt und Kontraste zu den vergleichsweise niedrigwüchsigen Nutzflächen und sind in den meisten Fällen als **Anpflanzungen** entlang der Schläge entstanden. Einige Gehölze und Waldsaumstrukturen treten in den Betriebsflächen aber auch spontan auf infolge **extensiver Beweidung** auf, z.B. auf der Allmendefläche von Betrieb 4.

Für die Betriebe wurde versucht, die Beschaffenheit des Heckennetzes sowie die Qualität der Hecken für den Arten- und Biotopschutz zu ermitteln. Da der Heckenbestand innerhalb der Betriebsflächen sehr unterschiedlich ist, wurden (mit Ausnahme von Betrieb 4) Teilbereiche gebildet, die später getrennt bewertet werden:

- in Betrieb 1 das Vorland von Radegast, der Radegaster Haken (beide außendeichs) sowie ein ackerdominierter Binnendeichsbereich,
- in Betrieb 2 ein westlich und östlich der Ortschaft Rassau gelegenes Gebiet und
- in Betrieb 6 der Alandswerder (außendeichs) und Kapern (binnendeichs).

Bekanntlich sind Hecken und Gehölze wichtige **Lebensräume** für Tierarten, die häufig aus dem Primärbiotop Waldrand stammen (s. CLAUSNITZER 1999). Treten Hecken und Gehölze in großer Dichte auf, verringern sie allerdings den Offencharakter der Flächen und wirken so z.B. auf die Besiedlungsfähigkeit durch Wiesenlimikolen negativ. Die **tierökologische Bedeutung von Hecken** wurde bisher in einer Vielzahl von Arbeiten herausgestellt (z.B. ZWÖLFER 1989, KAULE 1991) und einige generelle Erkenntnisse hinsichtlich ihres Werts für die Fauna lassen sich mit gutem Gewissen auf das UG übertragen. Dieses Hintergrundwissen entspricht innerhalb der Leitbild-Entwicklung den Vorgaben im linken Teil des Modells (s. Kap. 7.7) und fließt hier in die Bewertungskriterien für den raumkonkreten Teil der Leitbildentwicklung ein. Die Rolle von Hecken in Flußauen sei kurz stichwortartig zusammengefasst:

- Wertbestimmend sind in den Hecken der Flußauenbereichen **Elemente der Weich- und Hartholzaue**, da diese als Restbestände der ehemals waldbestandenen Aue gelten können. In ihnen können sich Tierarten aus diesen Primärbiotopen der Aue ansiedeln.
- Die Struktur der Hecken ist für die Fauna um so förderlicher, je mehr sie dem eines **Waldmantels** entspricht; dies hängt damit zusammen, daß
- Hecken um so höhere Biodiversität zeigen, je **reicher** sie **gegliedert** sind; denn je mehr ökologische Gradienten sich in einer Hecke ausbilden, desto größer ist auch die Habitatvielfalt.
- Je **breiter** Hecken sind, desto größer ist auch das Habitatangebot für Tiere; zudem sind in breiten Hecken die **Randeinflüsse** von Dünger und Pestiziden im Inneren geringer. Für mesotraphente Pflanzenarten ist z.B.

eine Breite von mind. 4-5 m erforderlich, um die Randeinflüsse zumindest abzumildern (KAULE & BEUTLER 1981, zit. in KAULE 1991: 284).

- Eine **reiche innere Strukturierung** macht Hecken besonders wertvoll für Tierarten, z.B. ein hoher Totholzanteil für Arten, die sich im Holz entwickeln oder nach Nahrung suchen.
- Auf der Landschaftsebene spielt der **Dichtefaktor** der Hecken eine wichtige Rolle: bei einer Dichte von > 80 m/ha werden Optimalwerte hinsichtlich der Brutvogelarten erreicht (ZWÖLFER 1982, zit. in KAULE 1991: 284).

Die im Projekt erfaßten Parameter werden im folgenden textlich, aber nur zum Teil in Grafiken zusammengefaßt, umfangreichere Abbildungen und Tabellen finden sich im Anhang. Die kartographische Darstellung der Hecken und Gehölze ist in die Verbreitungskarten der Brutvogelarten integriert (s. Abb. 25 bis Abb. 30).

9.2.2.2 Höhe der Strauchschicht

Mit wachsender Höhe der Strauchschicht nimmt meist auch die Bedeutung der Hecken für heckenbrütende Vogelarten zu; denn inmitten der Sträucher legen z.B. Grasmückenarten gerne Nester an (BLAB 1993). Die Strauchschichthöhe ergibt jedoch nur im Zusammenhang mit weiteren Parametern sinnvolle Aussagen zur Qualität (s.u.). Die größte Variationsbreite hinsichtlich der Strauchschichthöhe zeigt sich in den Betrieben 2 und 4, hier kann die Höhe bis zu 10 m betragen, minimal ist die Strauchschicht nur 2 m hoch. Besonders niedrigwüchsig bleibt die Strauchschicht der Hecken in Betrieb 6 (Kapern) mit Maximalwerten von 5 m, die Mehrzahl der Hecken hat hier eine Strauchschichthöhe von etwa 3 m.

9.2.2.3 Belaubung

Eine dichte Belaubung impliziert ausreichende Versteckmöglichkeiten für Heckenbrüter und die Ausbildung eines heckeneigenen Ökoklimas, das dem von dichten Waldrändern ähnelt. Ausschließlich sehr lückig bzw. lückig belaubte Hecken finden sich in den Betrieben 1 und 2, die Betriebe 4 und 6 weisen eine größere Vielfalt von Belaubungstypen auf: außer lückig belaubten Hecken treten hier auch dichte bzw. sehr dicht belaubte auf (Abb. 12).

9.2.2.4 Höhe der Überhälter

Positive Effekte auf heckenbesiedelnde Vogelarten gehen von Überhängen aus, da diese als Ansitz- und Jagdwarten, z.B. für den Neuntöter (*Lanius collurio*) dienen können, von denen aus die Tiere in die Landschaft spähen.

Die meisten der Hecken in Betrieb 2 weisen keinerlei Überhälter auf, wo jedoch Überhälter vorkommen, sind diese (in vier der 16 erfaßten Hecken) mit 20 m und mehr sehr hoch. In Betrieb 4 kommen nur in drei von acht Hecken hohe Überhälter von ca 20 m Höhe vor, die Überhälterhöhen der drei Hecken außendeichs von Betrieb 1 betragen einheitlich 15 m, in Betrieb 6 treten binnendeichs in den meisten Hecken Überhälterstrukturen auf, die zwischen 10 und 18 m hoch sind.

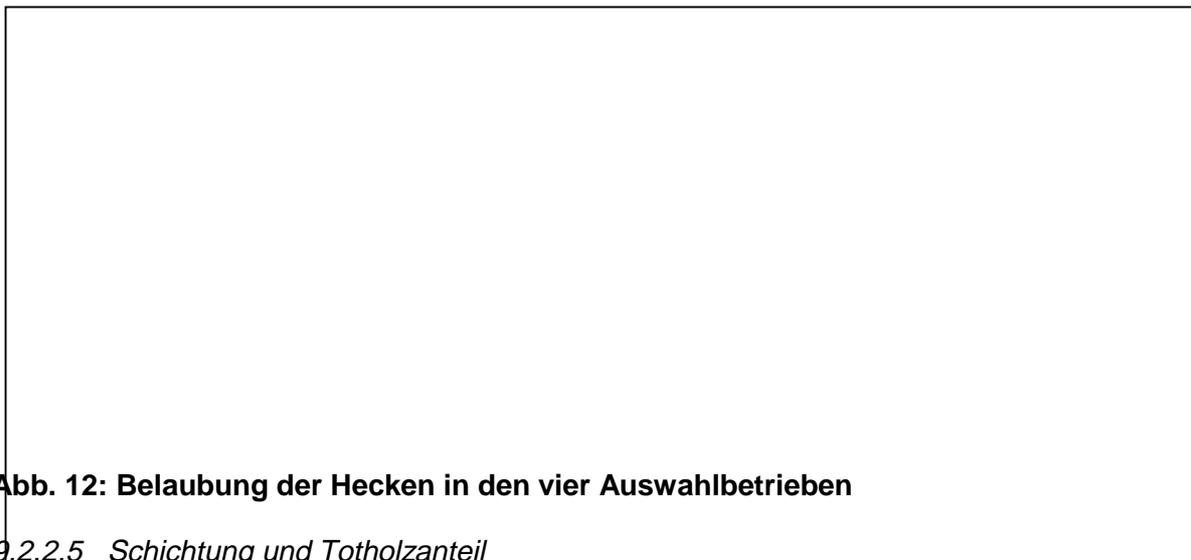


Abb. 12: Belaubung der Hecken in den vier Auswahlbetrieben

9.2.2.5 Schichtung und Totholzanteil

Die vielfältige Schichtung der Hecken und ihr Totholzanteil wirken stark diversitätsbereichernd. Zur Charakterisierung der Heckenschichtung wurde die Ausbildung einer Saumgesellschaft, einer Strauch- sowie einer Überhälerschicht erfaßt. Die meisten der Hecken in Betrieb 2 weisen eine Saumgesellschaft auf, während diese in den anderen Betriebsflächen häufig nicht oder nur teilweise ausgeprägt ist. Am häufigsten ist eine Strauchschicht in den Hecken von Betrieb 6 (Kapern) etabliert und ist meist auch in den Hecken von Betrieb 4 vorhanden.

Der größte Anteil von Totholz wird in den Hecken von Betrieb 4 erreicht: hier weisen alle Gehölzstrukturen Totholz auf. Das andere Extrem stellen die Hecken in Betrieb 1 dar, in denen sich kein Totholz findet; geringe bis keine Totholzanteile sind in den Betrieben 2 und 6 (Kapern) ausgebildet.

9.2.2.6 Anteil dorniger Sträucher

Ein hoher Anteil dorniger Sträucher, vor allem Weißdorn und Schlehe, begünstigt Heckenbrüter von hoher regionaler Priorität, wie vor allem Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) und Neuntöter. Wie bei den obigen Parametern ist auch die Ausbildung dorniger Sträucher in den Betriebsflächen sehr ungleich (Abb. 13). Ein fast durchgehend hoher Anteil dorniger Sträucher findet sich in den Hecken von Betrieb 6 (Kapern), ein geringerer in Betrieb 2 und 4, keine sind dagegen in den Hecken von Betrieb 1 (Radegast) ausgebildet.

Abb. 13: Ausbildung dorniger Strukturen in den Hecken**9.2.2.7 Zusammensetzung aus Gehölzarten**

Hecken, die sich vor allem aus standorttypischen Arten zusammensetzen, sind für die Fauna besonders bedeutsam. Die Pflanzenartenzusammensetzung ist dabei für die Vogelfauna nur strukturell bzw. nach dem Samen- und Früchteangebot relevant, für die Phytophagenfauna dagegen unmittelbar, da das Gefüge aus Pflanzenarten das Wirtspflanzenpotential darstellt. In Betrieb 1 ist in zwei Hecken eine Strauchschicht aus Weiden (*Salix spec.*) ausgebildet; die Baumschicht besteht aus Stieleiche (*Quercus robur*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Birken (*Betula spec.*). In Betrieb 2 zeigen in der Baumschicht drei Hecken einen hohen Anteil von Stieleichen, zwei von Pappelhybriden (*Populus spec.*), eine von Schwarzerlen, in drei spielen Weiden eine große Rolle. In der Strauchschicht ist in allen Hecken die Hundsrose (*Rosa canina*) vertreten, hohe Anteile machen Weiden sowie Schlehen (*Prunus spinosa*) und Weißdorn (*Crataegus spec.*) aus. In geringem Maße vertreten sind hier Stieleiche, Feldulme (*Ulmus minor*), Holunder (*Sambucus nigra*) und Schneeball (*Viburnum album*). In Betrieb 4 dominieren in der Baumschicht jeweils Stieleiche, Feldulme und Weiden, in der Strauchschicht sind Hundsrose und Schlehe am häufigsten, in geringerem Maße Feldulme, Weißdorn und Holunder und nur in einem Gehölz Brombeere (*Rubus fruticosus*). In Betrieb 6 ist in der Baumschicht in den meisten Hecken die Schwarzerle vertreten, hohe Anteile machen Stieleiche, Schwarzpappel (*Populus nigra*) und Weiden aus. In der Strauchschicht sind in Betrieb 6 in fast allen Hecken Hundsrosen vorhanden, hohe Anteile macht die Schlehe aus, weniger häufig sind Holunder, Weide, Weißdorn und Brombeere.

Eine Zusammenfassung dieser Einzelergebnisse wird in Kap. 9.5.3.1 erfolgen, wo diese Analysen in Zusammenhang mit der Avifauna diskutiert werden.

9.2.3 Grabenränder

Grabenränder können, wenn sie extensiv bzw. sporadisch genutzt werden, strukturell so divers sein, daß sie gegenüber den Agrarflächen eine deutliche **Diversitätsbereicherung** der Landschaft bedeuten; sie bilden dann häufig wichtige "**Ersatzhabitate**" für Vogelarten, die an einen gewissen Strukturreichtum gebunden sind. Strukturell gleichen sie dann häufig linienförmigen Brachen und können - z.B. Dominanz von Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) - auch zahlreiche Überständerstrukturen ausbilden. In intensiv genutzten Grünlandgebieten, wie in Teilbereichen von Betrieb 2, stellen die Grabenränder die nahezu einzigen Strukturbildner in der Landschaft dar.

Grabenränder wurden in allen Betriebsflächen außer in 4 erfaßt, da sich hier außendeichs kaum Gräben finden. Es wurde die Breite der Gräben und der Ränder vermessen, die Anzahl und Höhe der Koppelpfähle notiert sowie die Verdrahtung der Pfähle. Zusätzlich wurden Wegränder in den Betriebsflächen erfaßt.

Die Auswertung der Daten erwies sich als schwierig, da die Variabilität der Graben- und Wegränder noch größer war als in den Nutzflächen. Sie konnte aus Zeitgründen nicht mehr vollständig durchgeführt werden. Eine Synthese der Ergebnisse findet sich in Kap. 9.2.4.4.

Hinsichtlich der **Höhenschichtung** treten in den Betrieben nur relativ geringe Unterschiede im Jahresverlauf auf (Abb. 14): die Grabenränder bewegen sich im Bereich mittlerer Heterogenität, gegenüber den intensiver genutzten Grünlandflächen (vergl. Kap. 9.2.4) sind sie dagegen deutlich heterogener. Eine Übersicht über alle Parameter zu den Grabenrändern findet sich im Anhang in Tab. A1.

Abb. 14: Höhenschichtung der Grabenränder im Jahresverlauf 1999 (Betriebe 1, 2 und 6) (Klassen: 6 = heterogen bis 1 = homogen)

9.2.4 Nutzflächen in den Betrieben

9.2.4.1 Einleitung, Material und Methode

Die Strukturparameter in den Nutzflächen der Betriebe wurden in 1999 und 2000 mit zwei unterschiedlich genauen Methoden erfaßt: **1999** wurden einzelne **Transekte** in die Flächen gelegt und zahlreiche Parameter möglichst genau quantifiziert. Die Auswertung dieser Daten geschieht auf der Basis der Pflanzengesellschaften (s. Kap. 9.2.1). Diese Transekte sind jedoch für Gesamtfläche eines Schläges nicht unbedingt repräsentativ, da die Gesamtfläche häufig sehr heterogen ist und nur ein kleiner Sektor mittels der Transekte erfaßt wurde. Deshalb wurden die Schläge in **2000 flächendeckend erfaßt**, was gleichzeitig eine größere Ungenauigkeit in der Erfassung der Parameter mit sich brachte. Ein wichtiges Ziel der Bearbeitung in 2000 war es, einen größeren Landschaftsausschnitt zu erfassen (d.h. die Betriebsfläche einschließlich der sie umgebenden Nachbarflächen), da es zu engen Wechselwirkungen zwischen Betriebs- und Nichtbetriebsflächen bei der Avifauna kam. Die folgende Darstellung geht vom großen Raumausschnitt (Gesamtfläche) zum kleinen (Transekte) vor, indem zunächst die Ergebnisse aus 2000 und anschließend die Transekttaufnahmen aus 1999 vorgestellt werden. Insgesamt wurden in beiden Jahren über einen Zeitraum von jeweils Mitte April bis Ende Juli 1041 Stichproben genommen (s. Tab. 15).

Tab. 15: Übersicht über die Stichprobengrößen (Anzahlen)

nach Betrieben (1999 und 2000)

Betrieb	Anzahl 1999	Anzahl 2000
1	188	146
2	104	92
4	193	151
6	136	32

nach Nutzungstypen (nur in 2000)

Nutzungstyp	Anzahl 2000
Acker	6
Brache	7
Mähweide	88
Mähwiese	279
Intensivweide	16
Extensivweide	15

9.2.4.2 Flächendeckende Erfassung von Strukturen in 2000

Die Strukturen wurden mittels festgelegter Klassen oder Schätzwerte (in %) erfaßt, eine Übersicht über alle Parameter und Meßgrößen gibt Tab. 16.

Tab. 16: Übersicht über erfaßte Strukturparameter in 2000

Parameter	Anzahl von Klassen/Schätzwert
Vertikale Homogenität	5
Horizontale Homogenität	3
Vegetationshöhe	6 (von 0 - 120 cm Höhe)
Bestand aus strukturbildenden Pflanzenarten	12
Gräser-Kräuter-Verhältnis	5
Vertritt	Schätzung in %
Vegetationsbedeckung	5
Hydrologie	3
Wasserflächen	Schätzung in %
Überständerdichte	4
Blütenreichtum	4

Ein wichtiges Ziel der flächendeckenden Erfassungen war, Maße für die **Heterogenität** bzw. **Homogenität** der Flächen zu erhalten. Ein Kriterienkatalog wurde im Rahmen des BMBF-Vorhabens "Eidertal" (Forschungsschwerpunkt "Offenhaltung von Kulturlandschaften", Univ. Kiel, Dipl.-Biol. Bettina Holsten) erarbeitet. Dieser wurde an die Fragestellungen dieses Projekts angepaßt und modifiziert, um so eine Vergleichbarkeit dieser Untersuchung an der Elbe mit den Befunden aus Schleswig-Holstein zu gewährleisten. Die Parameter wurden von Mitte April (15.04.) bis Ende Juli (28.07.) erfaßt und werden im folgenden ergebnisorientiert dargestellt.

Große Probleme bei der Auswertung der Daten ergaben sich daraus, daß - arbeitstechnisch bedingt - nicht alle Flächen zeitgleich erfaßt werden konnten (da die Flächen viele Kilometer auseinander lagen und nicht alle an einem Tag bearbeitet werden konnten) und zudem die Stichprobenzahl nicht immer gleich war. Ein weiteres Problem war, die Zahlenwerte in Bewertungen umzuwandeln: ab welcher Klassengröße z.B. ist die Überständerdichte gut oder schlecht ausgeprägt? Diese Festlegung hätte sinnvollerweise anhand der Habitatansprüche der bearbeiteten Vogelarten erfolgen müssen, indem z.B. ermittelt wird, ab welcher Überständerdichte ein Braunkehlchen die Fläche als Singwarte nutzt. Es zeigte sich aber, daß nur bei erheblichem Aufwand derartige quantifizierbare Beziehungen herzustellen sind.

Zunächst wurde - wegen der ungleichen Stichprobengröße - eine **Normierung der Daten** vorgenommen, indem der Anteil von Klassen/Schätzwerten eines Strukturparameters durch die Stichprobenzahl pro Fläche dividiert wurde. In mehreren Sortierschritten wurden dann alle Flächen miteinander verglichen und "**Grenzwerte**" festgelegt: wenn eine Fläche in 100% aller Stichproben einen bestimmten Wert hat (wenn z.B. 100 % aller Proben "hohen Blütenreichtum" aufweisen), ist die Zuordnung eindeutig. Die weitaus meisten Parameter zeigten aber im Jahresverlauf verschiedene Klassenzugehörigkeiten, da es vor allem durch die verschiedenen Mahd- und Beweidungstermine zu großen Variationen kam. Die Parameter, wie z.B. die Vegetationshöhe von April bis Juli, sind stark veränderlich. In diesen Fällen mußten für jeden Parameter Grenzwerte festgelegt werden, die unten erläutert sind. Der aggregierte Wert für jede Fläche wurde ins GIS eingegeben, um einen kartographischen Vergleich aller Betriebe nach Strukturparametern zu ermöglichen (s. Abb. A 5 bis Abb. A 9).

Vertikale Homogenität

Die vertikale Homogenität gibt die Vielfalt hinsichtlich der Vegetationshöhe in der Fläche an; dieser Parameter hat besondere Relevanz für Grünlandbesiedler unter den Vögeln, da die Habitatwahl der Tiere sowie das Brutgeschäft stark von der Vegetationshöhe beeinflusst werden. Eine flächendeckende Mahd zur gleichen Zeit z.B. schafft ein weitgehend homogenes Muster, das nur wenige Rückzugs- und Versteckräume für Tiere übrig läßt.

Es wurden fünf Klassen gebildet: die gleichmäßig wüchsigen Flächen wurden in niedrig-, mittel- und hochwüchsig eingeteilt, die ungleichmäßig wüchsigen nur einer Klasse zugeordnet; eine eigene Klasse wurde gebildet, wenn die Flächen weitgehend offen waren. Für die Veranschaulichung der Musterveränderungen im Zeitverlauf stellt Tab. A 2 (Anhang) die jeweiligen Klassen in den Flächen dar, wobei vier Typen nach folgenden Kriterien gebildet wurden:

- **hoher Offenanteil:** $\geq 20\%$ der Stichproben gehören der Klasse "offen" an,
- **zeitweise gleichmäßig hoch:** $\geq 20\%$ der Stichproben gehören der Klasse "gleichmäßig offen" an,
- **zeitweise mittelhoch:** $\geq 20\%$ der Stichproben gehören der Klasse "mittelhoch" an,

- **zeitweise ungleichmäßig hoch:** $\geq 20\%$ der Stichproben gehören der Klasse "ungleichmäßig hoch" an.

Betrieb 1 (Radegaster Haken): Ende April dominiert ein Muster aus gleichmäßig niedrig- und mittelwüchsigen Strukturen, nur wenige Flächen sind ungleichmäßig hoch. Mitte Mai herrschen ungleichmäßig hohe Flächen vor, deren Anteil bis Anfang Juni noch zunimmt. Mahdbedingt sind Anfang Juli die meisten Flächen niedrigwüchsig, bis Ende Juli werden die Vertikalstrukturmuster diverser.

Betrieb 2 (Zeetze): Im April dominieren gleichmäßig mittelwüchsige Bestände, während sich bis zum Mai ein Mosaik aus homogenen und heterogenen Flächen entwickelt, bis Juli nimmt die Zahl ungleichmäßig hoher Flächen insgesamt ab, viele Flächen sind dann gleichmäßig niedrigwüchsig. Diese gegenüber Betrieb 1 geringere Heterogenität kommt durch die auf die Beweidung folgende Nachmahd zustande.

Betrieb 4 (Grippeler Außendeichsland): In diesem Gebiet entfaltet sich die größte Vielfalt der Vertikalstrukturen. Im April dominieren noch gleichmäßig niedrigwüchsige Flächen, doch sind einige heterogene Flächen eingelagert. Insgesamt bleiben die beweideten Flächen das ganze Jahr über sehr heterogen, während die Mähwiesen deutlich homogener sind. Besonders heterogen ist die Fläche R 3, die aufgrund ihrer extensiven Beweidung als sehr untypisch gelten kann; sie gleicht vom Erscheinungsbild eher einer Sukzessionsfläche.

Betrieb 6 (Alandswerder): Im Mai sind die Flächen noch allesamt gleichmäßig niedrigwüchsig, der Anteil ungleichmäßig hoher Flächen nimmt zum Juni zu, im Juli - nach der Mahd - dominieren wieder gleichmäßig niedrigwüchsige Flächen.

Zusammenfassend wird die vertikale Diversität entscheidend durch das jeweilige Mahd- und Beweidungsregimes in den Betrieben gesteuert: für Vielfalt sorgt entscheidend eine extensive Beweidung, in denen besonders hohe Anteile ungleichmäßig hoher Flächen auftreten (Betrieb 4), homogener sind dagegen die reinen Mähwiesen (Betrieb 1 und 6), während die intensiv genutzten Mähweiden aufgrund der Nachmahd extrem homogen sind (Betrieb 2).

Nur auf dem Acker ist ein hoher Anteil von Offenflächen ausgebildet (Abb. 15), die sich auch unter Intensivbeweidung durch starken Viehtritt einstellen.



Abb. 15: Anteil an Homogenitätsklassen vertikal nach Nutzungstypen

Horizontale Homogenität

Mit diesem Parameter die Wüchsigkeit der Vegetation in der horizontalen Flächenausdehnung beschrieben. Hier werden 3 Klassen gebildet: 1 = gleichmäßig dichtwüchsig, 2 = lockerwüchsig und 3 = ungleichmäßig dichtwüchsig. Die horizontale Homogenität in den Flächen erwies sich als sehr variabel, die durch folgende 5 Stufen nur annähernd beschrieben werden kann:

- **ungleichmäßig dichtwüchsig:** 100 % der Stichproben gehören der Klasse "ungleichmäßig dichtwüchsig" an,
- **überwiegend dichtwüchsig:** der Anteil an Klasse 1 in den Flächen höher ist als in den anderen Klassen,
- **gleichmäßig dichtwüchsig:** 100 % der Stichproben gehören der Klasse "gleichmäßig dichtwüchsig" an,
- **überwiegend ungleichmäßig dichtwüchsig:** 2/3 der Stichproben gehören der Klasse "ungleichmäßig dichtwüchsig" an,
- **überwiegend lockerwüchsig:** der Anteil von Klasse 2 ist am höchsten.

Ungleichmäßig lockerwüchsige Flächen treten nur in den Äckern und den Mähwiesen auf. Insgesamt dominieren in den Betriebsflächen ungleichmäßig dichtwüchsige Flächen. Auch hier zeigt sich die größte Diversität in Betrieb 4, während in Betrieb 6 ein hoher Anteil gleichmäßig dichtwüchsiger Flächen auftritt.

Pflanzenbestand

Aus Kapazitätsgründen konnte für die Gesamtfläche nicht der Gesamtbestand an Pflanzen auf Artniveau kartiert werden; vielmehr wurden 12 Pflanzenarten bzw. -gruppen erfaßt, die hochwüchsige Strukturen bzw. auffällige Blühmuster etablieren und insbesondere für Wiesenbrüter relevant sind. Nicht berücksichtigt wurden nur selten auftretenden Pflanzenbestände (Wasserschwaden [N = 1] und Kuckuckslichtnelke [N = 4]). Bei der Angabe "Gräser" wurden alle Gräser zusammengefaßt außer Schilf (*Phragmites australis*) und Wasserschwaden (*Glyceria maxima*).

Abb. 16: Anteil an Homogenitätsklassen horizontal in den Nutzungstypen

Gräser-Kräuter-Verhältnis

Nach Abb. 17 sind erwartungsgemäß Gräser in den Grünlandflächen bei weitem aspektbestimmend. Häufigste strukturbildendes Kraut ist Ampfer, gefolgt von Klee und Brennnessel. Röhrichte und Binsen treten anteilmäßig nur selten auf, in relativ vielen Flächen spielen Seggen und Ackerdisteln eine Rolle.

Mit steigender Nutzungsintensität nimmt der Anteil von Gräsern zu, Kräuter nehmen ab. Das Gräser-Kräuter Verhältnis steht mit hoher Wahrscheinlichkeit in enger Beziehung zur Wertigkeit der Grünland-Flächen für Wirbellose, da krautreiche Standorte arten- und individuenreicher sind. Bei einem hohen Grasanteil wird die Arthropodenzoozönose dagegen i.d.R. von wenigen, eher kleinen Arten bestimmt (OPPERMANN 1992). Ein hoher Gräseranteil geht somit auch mit einem reduzierten Beuteangebot für Wiesenvögel einher. Hier werden vier Klassen gebildet, von 1 = < 25% bis 4 = > 75% Anteil Kräutern. Daraus wurden folgende Stufen abgeleitet:

- **kräuterreich:** Klasse 4 tritt in 50 - 100 % der Proben auf,
- **kräuterarm:** alle Proben mit 25-50% Kräuteranteil,
- **extrem kräuterarm:** Klasse 1 tritt in $\geq 25\%$ der Proben auf,

Weitere Stufen wurden nach den Spannweiten der Prozentanteile gebildet.

In Betrieb 1 und 2 herrschen kräuterreiche Bestände vor, in Betrieb 4 und 6 ist der Anteil von Kräutern dagegen von Schlag zu Schlag sehr unterschiedlich.

Abb. 17: Anzahl von strukturbildenden Pflanzen in den Flächen insgesamt

Blütenreichtum

Der Blütenreichtum ist naturgemäß eng gekoppelt an den Kräuteranteil der Flächen; Gräserblüten werden hier nicht als Blüten aufgefaßt, sondern nur diejenigen, die ±auffällige Kronenblätter entwickeln. Eine Übersicht über den zeitlichen Verlauf des Blütenreichtums wird in Tab. A 5 (Anhang) gegeben. Aus den vier Parameterklassen (von 1 = keine Blüten bis 4 = hoher Blütenreichtum) werden folgende Abstufungen gebildet:

- **zeitweise hoher Blütenreichtum:** Klasse 4 tritt in $\geq 25\%$ der Proben auf,
- **mittlerer Blütenreichtum:** es treten die höchsten Anteile in der Klasse 3 auf,
- **geringer Blütenreichtum:** alle Flächen, die nicht zu den obigen drei Stufen gehören.
- **sehr geringer Blütenreichtum:** nur Anteile in Klasse 1 und/oder Klasse 2 treten auf,

In **Betrieb 1** steigt der Blütenreichtum bis Mitte Mai stark an und geht mahdbedingt im Juli stark zurück. Sehr blütenreiche Flächen sind nicht vertreten. In **Betrieb 2** ist über den Zeitraum von April bis Juli eine größere Zahl von blütenarmen Flächen präsent, nur 2 Flächen sind zeitweise blütenreich. In **Betrieb 4** ist der Frühjahrsaspekt durch relativ blütenarme Bestände geprägt, besonders Ende Mai bis Ende Juli entfaltet sich hier aber der unter allen Betrieben größte Blütenreichtum. Auffällig ist in **Betrieb 6**, daß im gesamten Zeitraum zumindest Flächen mit geringem oder mittlerem Blütenreichtum vorhanden sind. Bei den Feldarbeiten zeigte sich aber, daß der Blütenaspekt sehr stark vom "zufälligen" Aufnahmezeitpunkt abhängig ist: wurde z.B. direkt nach der Mahd kartiert, waren keine Blüten ausgebildet, wenige Tage später jedoch war der Anteil blühender Pflanzen schon wieder recht groß.

Vertritt

Da vom Vertritt nur die Weiden bzw. Mähweiden betroffen sind, stellt Tab. A 3 (Anhang) nur diese Nutzungstypen dar. Insgesamt ist der Vertritt in Betrieb 2 am größten, und zwar besonders von Anfang bis Ende Juni, wenn der Viehbesatz am höchsten ist. Weit geringer sind die Trittschäden in den Betrieben 4 und 6, während Betrieb 1 keine Trittschäden aufweist.

Vegetationsbedeckung

Die Vegetationsbedeckung spielt für Vögel in Agrarflächen eine große Rolle, indem z.B. offene Bereiche als Nahrungsflächen von Wiesensingvögeln dienen, wie dem Braunkehlchen. Die Klassifizierung erfolgt von 1 ($< 50\%$) bis 4 ($\geq 95\%$) Vegetationsbedeckung.

In den Betrieben liegen ganz überwiegend hohe Vegetationsbedeckungen von $>50\%$ vor. Über offene bzw. vegetationsarme Flächen verfügen nur die Betriebe 2 und 4, wobei in Betrieb 4 die Vegetationsbedeckung hochgradig variabel ist.

Hydrologie und Anteil von Wasserflächen

Die Überschwemmungen im Außendeichsland wirken sich positiv auf Gastvögel aus, da dann offene Wasserflächen entstehen, auf denen z.B. Entenvögel oder Möwen schwimmen und in deren seichteren Bereichen Limikolen stochernd nach Nahrung suchen. Während der Brutzeit bodenbrütender Vögel kann das Hochwasser allerdings auch negativ wirken, indem es die Gelege der Tiere gefährdet.

In 1999 + 2000 kam es im Frühjahr zu ausgedehnten Überflutungen, die sich evtl. negativ auf den Kiebitz ausgewirkt haben, da diese Art unter den Wiesenbrütern besonders früh mit der Brut beginnt. Sollte dies zutreffen, so erklärt dies vielleicht die ungewöhnlich niedrigen Bestandszahlen des Kiebitz in den Auswahlbetrieben (s. Kap. 9.3.3).

Hinsichtlich der Hydrologie wurden trockene, feuchte und Flächen mit stehendem Wasser unterschieden. Die Abb. A 1 bis Abb. A 4 (Anhang) veranschaulichen stark vereinfacht den Verlauf der Wasserstände in den Betrieben: in den Außendeichsflächen der Betriebe 1, 4 und 6 sorgt das Hochwasser der Elbe für ein großes Angebot an stehendem Wasser in den Frühjahrsmonaten, die binnendeichs in Betrieb 2 fehlen; hier sind nur in geringem Maße feuchte Flächen ausgeprägt, trockene Flächen dominieren. Während die Flächen in allen Betrieben bis zum Sommer weitgehend trocken sind, bleiben allein in Betrieb 6 größere Flächenanteile bis in den Sommer feucht. Eine Differenzierung nach den Flächenanteilen, die jeweils stehendes Wasser aufweisen, zeigt Tab. A 4 (Anhang).

Überständerdichte

Der Anteil an Überständerstukturen ist ein gutes Maß für den kleinräumigen Strukturreichtum eines Schlags; denn die Höhe und die Dichte von Strukturen, die aus der Pflanzendecke herausragen, sind wichtige Sitzwarten für kleinere Singvogelarten wie z.B. das Braunkehlchen oder die Schafstelze. Größere Arten im Gebiet, wie der Neuntöter, sind jedoch für Überständler in den Nutzflächen i.d.R. zu schwer und halten sich eher auf Gebüsch auf. Überständler werden auch von anderen Tiergruppen, wie z.B. Radnetzspinnen, genutzt, die hier ihre Netze befestigen können.

Es werden vier Klassen gebildet (von 1 = keine bis 4 = hohe Überständerdichte). Für die kartographische Darstellung (s. Abb. A 8) und die Bewertung der Flächen wurde der Prozentanteil jeder Fläche an den Klassen 1 bis 4 ermittelt. Die Abstufung erfolgte dabei folgendermaßen:

- 1 = **reich an Überständern**: $\geq 20\%$ Anteil an Klasse 4,
- 2 = **mittelreich an Überständern**: $\geq 20\%$ Anteil an Klasse 3,
- 3 = **arm an Überständern**: alle Flächen, die nicht zu Stufe 1, 2 oder 4 gehören,
- 4 = **keine Überständern**: 100% Anteil an Klasse 1.

Nach Abb. 18 treten in den Ackerflächen erwartungsgemäß keine bzw. kaum Überständern auf, und ihr Anteil ist in den Brachen am höchsten. Relativ hoch ist ihr Anteil in den extensiven Weiden, wo in knapp 40% der Aufnahmen mittlere bis hohe Überständerdichten ermittelt wurden. Die Mähwiesen und Intensivweiden unterscheiden sich nicht stark hinsichtlich dieses Parameters, in den Mähwiesen ist der Anteil von Flächen ohne Überständern jedoch deutlich höher.

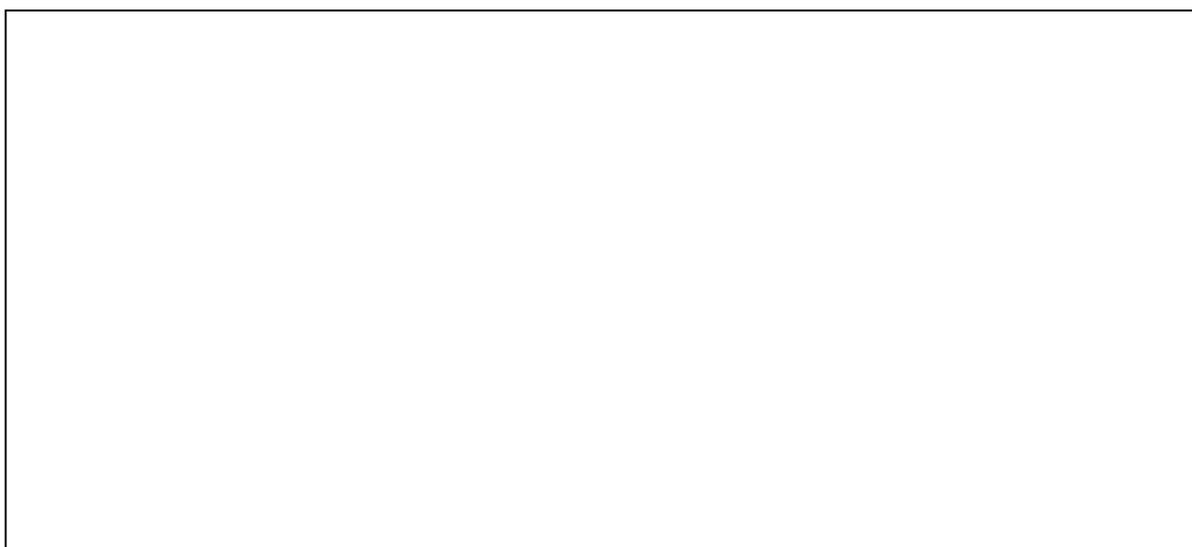


Abb. 18: Anteil (%) von Überständerdichteklassen

Zusammenfassung

Eine kartografische Darstellung der Flächen nach einigen Strukturparametern findet sich in Abb. A 5 bis Abb. A 9 (Anhang). Es wird noch kritisch zu diskutieren sein, wie weit derartige Muster dem entsprechen, was für Vogelarten relevant ist.

In Tab. 17 wird versucht, die Parameter sehr stark vereinfacht zusammenzufassen. Die drei Abstufungen "hoch, mittel und gering/keine" sind wiederum letztlich grobe verbale Zuordnungen, die die sehr variablen Verhältnisse klassifizieren sollen.

9.2.4.3 Strukturen auf der Basis von Pflanzengesellschaften

Für die Auswertungen aus 1999 wurden die Pflanzengesellschaften als Bezugsbasis gewählt, da die Erfassungen auf der Basis von Transekten (s. Kap. 9.2.1) auf weit kleineren Flächeneinheiten beruhen als die oben dargestellten Erfassungen ganzer Schläge. Zwar hätten auch die Nutzungstypen als Bezugsgrundlage verwendet werden können, doch schien uns dies als zu ungenau gegenüber den Vegetationseinheiten.

Auch hier können aus Platzgründen die einzelnen Parameterausprägungen nur exemplarisch in Grafiken gezeigt werden. Die ökologische Bedeutung der Parameter wird nur benannt, wenn es sich um einen bisher nicht dargestellten Parameter handelt.

Tab. 17: Zusammenfassung der Strukturparameter aus 2000

Betrieb/ Landschafts- ausschnitt	1 (Radegaster Haken)	2 (Zeetze)	4 (Grippel)	6 (Aland)
Vertikale Diversität	gering	gering	hoch	mittel
Horizontale Diversität	gering	gering	hoch	gering
Vegetationshöhen zur Ankunftszeit von Wiesenbrütern	gering	gering	stellenweise hoch	gering
Kräuteranteil	hoch	mittel	mittel	mittel
Blütenreichtum	mittel	mittel bis gering	hoch bis gering	hoch bis mittel
Trittschäden	keine	hoch	gering	gering
Anteil offener Wasserflächen	hoch	keine	hoch	hoch
Überständerdichte	mittel	mittel	hoch	gering

Vegetationshöhe

Abb. 19 stellt die Mittelwerte der Vegetationshöhen im Zeitverlauf aus allen Flächen dar, wobei für jede Pflanzengesellschaft eine Grafik erstellt wurde. Am höchsten ist die Vegetation (bis zu 80 cm) auf der Ackerbrache, den Wiesenfuchsschwanzwiesen, den Straußampfer-Margeritenwiesen und den Rohrglanzgrasbeständen. Besonders starke Schwankungen der Vegetationshöhe, gemessen aus den Standardabweichungen, treten in den Rohrglanzgrasbeständen, den Wiesenfuchsschwanzwiesen, den Straußampfer-Margeritenwiesen und den Ackerbrachen auf, am homogensten sind der Acker, die Weidelgras-Weißkleeweiden und die Knickfuchsschwanzrasen.

Höhenschichtung

Die höchste Heterogenität in der Höhenschichtung weist die Ackerbrache auf, die geringste der untersuchte Acker. Die Unterschiede in den Mittelwerten zwischen den Grünland-Gesellschaften sind relativ gering, am reichsten geschichtet sind unter ihnen die Queckenfluren und die Pfeifengras-Basalgesellschaft.

Überständerrhöhe und -dichte

Die Äcker sowie die Wiesensilgenwiesen weisen keinerlei Überständerrstrukturen auf, die Ackerbrache zeigt erwartungsgemäß unter allen Typen besonders hohe Überständerrdichten. Nur fünf Grünland-Gesellschaften zeigen überhaupt nennenswerte Überständerrdichten in den Flächen; unter ihnen weist die Brenndoldenwiese die höchsten Werte auf.

Vegetationsdichte

Die Dichte der Vegetation liefert ein weiteres Maß zur Beurteilung der Strukturdiversität und Offenheitsgrade der Flächen und ist für Vögel der Agrarlandschaft bedeutsam, da sie z.B. darüber entscheidet, ob die Tiere zwischen der Vegetation umherlaufen können oder leicht am Boden Nahrung ausfindig machen können. Die Vegetationsdichte wurde in 15 cm Höhe gemessen. Die Werte eines Aufnahmetermins wurden in Abb. 20 gemittelt. Diese gibt einen Eindruck von der hohen Variabilität in den Transekten, wobei es allerdings auch zufallsbedingt zu untypischen Aufnahmen kam, wenn z.B. an den Meßstellen aufgrund von Überschwemmungen Offenbodenstellen liegen. Dieses Problem hätte nur bei einem erheblich größeren Stichprobenumfang gelöst werden können. Besonders dicht ist die Vegetation zeitweise auf den Wiesenfuchsschwanzwiesen, den Weidelgras-Weißkleewiesen und den Rohrglanzgrasröhrichten. Erst im Juli werden hohe Dichten auf den Knickfuchsschwanzrasen erreicht, die vorher weitgehend offen sind. Gering ist die Vegetationsdichte auf den Wiesensilgenwiesen und in den Queckenfluren, besonders starke Schwankungen treten auf den Wiesenfuchsschwanzwiesen auf, vergleichsweise wenig dicht bleiben im Jahresverlauf Ackerbrache und Brenndoldenwiesen.

Abb. 19: Verlauf der Vegetationshöhe in den Pflanzengesellschaften
(arithmet. Mittel aus allen Aufnahmen)

Abb. 20: Verlauf der Vegetationsdichte (in 15 cm Höhe) in den Pflanzengesellschaften
(arithmetisches Mittel aus allen Aufnahmen)

Anteil abgestorbener Phytomasse

Die Nekromasseschätzung gibt an, wieviel abgestorbene Phytomasse bodennah aufliegt. In diesen abgestorbenen Pflanzenteilen herrscht meist ein feuchteres, kühleres Mikroklima und so können sich hier viele zoo- und saprophage Wirbellose ansiedeln, die hier Schutz, Hibernationsraum sowie Nahrung finden. Ein hoher Anteil abgestorbener Phytomasse auf feuchten Böden geht z.B. mit einer arten- und individuenreichen Landschneckenfauna einher (DAHL et al. 1993). In den meisten Nutzflächen sind die Nekromasseanteile gering, die höchsten Anteile treten in den Queckenfluren auf, in den Mähwiesen zeigen die Brenndoldenwiesen höhere Anteile, die geringsten die Straußampfer-Margeritenwiesen.

Gräser-/Kräuterverhältnis

Die geringsten Kräuteranteile weisen unter den Pflanzengesellschaften der Acker bzw. die Ackerbrache auf. Die drei Grünland-Gesellschaften mit dem größten Kräuterreichtum sind die Straußampfer-Margeritenwiesen, die Brenndoldenwiesen und die Wiesensilgenwiesen. Extensiv genutzte Wiesen im UG sind besonders kräuterreich, die intensiver genutzten Pflanzengesellschaften zeigen dagegen einen hohen Gräseranteil.

Blütenaspekt

Für alle Pflanzengesellschaften wurden arithmetisches Mittel (X), Standardabweichung (SA) sowie X/SA berechnet. Am blütenreichsten sind die Wiesensilgen-, die Straußampfer-Margeriten- und die Brenndoldenwiesen, blütenarm dagegen Queckenfluren, Äcker, Rohrglanzgrasrieder, Wiesenfuchsschwanz-, Knickfuchsschwanzrasen und Ackerbrachen, die Weidelgras-Weißkleeweiden nehmen eine Mittelstellung ein. In den meisten Pflanzengesellschaften liegen die X/SA -Werte relativ nahe bei 1, nur bei den Knickfuchsschwanzrasen und den Queckenfluren liegen sie über 1.5, was auf eine geklumpfte Verteilung des Blütenreichtums innerhalb dieser Gesellschaften hinweist.

Vegetationsbedeckung und Bodenfreiheit

Im Acker tritt früh im Jahr eine geringe Vegetationsbedeckung auf, die bis zum Mai auf 100 % ansteigt, bis zum Juni zeigt sich ein leichter Rückgang. Auf der Ackerbrache kommt es zu relativ geringen Schwankungen im Jahresverlauf zwischen 85-90 %, sehr ausgeprägte Schwankungen der Vegetationsbedeckung zeigen dagegen die Wiesenfuchsschwanzwiesen, die Knickfuchsschwanzrasen und die Rohrglanzgrasröhrichte, fast gleichmäßig hohe Bedeckung die Straußampfermargeritenwiesen, die Weidelgras-Weißkleeweiden und die Wiesensilgenwiesen. Bei einer geringen Vegetationsbedeckung im April kommt es auf den Brenndoldenwiesen zu einem gleichmäßigen Anstieg auf Werte wenig unter 100 %. Ein deutlicher Abfall der Bedeckung zeigt sich in den Queckenfluren Ende Mai, danach tritt ein Anstieg auf fast 100 % ein. Die anderen Gesellschaften weisen eine im Jahresverlauf relativ gleichmäßig hohe Vegetationsbedeckung auf.

9.2.4.4 Synthese und Bildung aggregierter Strukturtypen

Aus den Untersuchungen aus 1999 und 2000 stellt sich der Status quo der Nutzflächen und ihrer Ränder (außer Hecken), kur zusammengefaßt, wie folgt dar:

- Die **Grabenränder** sind nur in Betrieb 4 relativ reich strukturiert, in Betrieb 2 nur teilweise, am homogensten sind sie in Betrieb 1, in Betrieb 4 sind Gräben kaum vorhanden.
- Keiner der **Äcker** ist derzeit mit Randstreifen versehen.
- Die **Grünlandflächen** weisen in Betrieb 4 die höchste Strukturvielfalt auf und sind auch in Betrieb 1 und 6 noch relativ vielfältig, dagegen dominiert in Betrieb 2 homogen strukturiertes Grünland.

Tab. 18: Kurzcharakteristik der Strukturen in den Betrieben

Betrieb-Nr.	1	2	4	6
Grabenränder	hoher Anteil homogen strukturiert	teils relativ reich strukturiert	kaum ausgeprägt	relativ reich strukturiert
Äcker	keine ungenutzten Randstrukturen	keine ungenutzten Randstrukturen	keine ungenutzten Randstrukturen	keine ungenutzten Randstrukturen
Grünland	relativ vielfältige Strukturtypen	homogene Strukturtypen dominieren	sehr hohe Strukturvielfalt	relativ vielfältige Strukturtypen

Die Parameter werden zunächst tabellarisch für jede Pflanzengesellschaft zusammengefaßt und die wichtigsten Ausprägungen verbal zusammengefaßt (Anhang: Tab. A 6). Aus dieser Aggregation ergaben sich neun Typen (Tab. 19), die in Abb. 21 stark vereinfacht skizziert werden. Die Begründung für diese Typenbildung wird im folgenden kurz dargestellt: die **Intensivwiesen** unterscheiden sich strukturell von den **Intensivweiden**, indem die Weiden heterogener und überständereicher sind. Innerhalb der **extensiven Wiesen** kann zwischen denen der

frischen bis feuchten und denen der wechsellückigen Standorte strukturell unterschieden werden, vor allem aufgrund des höheren Überständerreichtums in den trockeneren Varianten (dies ist bedingt vor allem durch den hier häufig auftretenden Straußampfer [*Rumex thyrsiflorus*]). Eigene Typen bilden erwartungsgemäß die **Ackerbrachen**, die **Rohrglanzgrasröhrichte** und die **Flutrasen**, da in ihnen spezifische Rahmenbedingungen zum Tragen kommen: in den Ackerbrachen ist es die Hochwüchsigkeit aufgrund der Nichtnutzung und der relativ hohe Anteil von Überständern, in den Rohrglanzgrasröhrichten kommt die hohe Variabilität dadurch zustande, daß einige Bestände gemäht bzw. beweidet wurden, andere hingegen nicht. Das Fehlen von Überständern und die hohe Bodenfreiheit in den Flutrasen hängt offenbar mit der Exposition gegenüber häufigen Überflutungen zusammen: so entstehen viele Offenstellen und die höheren Halme knicken leicht ab. Einen eigenen Typus bilden die **Queckenfluren**, die z.B. recht heterogen geschichtet sind und viel Nekromasse aufweisen.

Diese zunächst rein deskriptive Darstellung wird in Kap. 9.5 hinsichtlich der Relevanz für die Fauna um Bewertungsaspekte ergänzt.

Tab. 19: Beschreibung der aggregierten Strukturtypen

NR.	KURZCHARAKTERISIERUNG
1	intensive bis mittelintensive Mähweiden: grasdominiert, dicht- und niedrigwüchsig, ohne Überstände
2	intensive Weiden: grasdominiert, recht heterogen, mittlere Überständerdichte
3	Acker: homogen geschichtet, ohne Überstände, geringer Blütenreichtum
4	extensive Wiesen wechselfrischer bis feuchter Standorte: kräuterreich, relativ niedrig- und lockerwüchsig, recht heterogen, geringe bis mittlere Überständerdichte
5	Extensivwiesen wechsellückiger Standorte: ab Juni hochwüchsig, rel. hoher Überständerteil, heterogen geschichtet, kräuterreich, rel. hohe Sichtfreiheit zum Boden
6	Ackerbrachen: hochwüchsig, heterogen geschichtet, hoher Überständerteil, teils hohe Sichtfreiheit zum Boden, viel Nekromasse, geringer Blütenreichtum
7	Rohrglanzgrasröhrichte: variable Veg. höhe, homogen geschichtet, rel. wenig Überstände, gräserdominiert, heterogene Veg. bedeckung, teils hohe Sichtfreiheit zum Boden
8	Flutrasen: gräserdominiert, mittlere Höhengliederung, kaum Überstände, teils hohe Sichtfreiheit zum Boden
9	Queckenfluren: gräserdominiert, heterogen geschichtet, hoher Überständerteil, wenig dichte Veg., etablieren viel Nekromasse, teils hohe Sichtfreiheit zum Boden

Abb. 21: Skizze der aggregierten Strukturtypen

9.3 Brutvögel

9.3.1 Auswahl von Arten und Probeflächen, Fragestellungen

Einige Brutvogelarten der Agrarlandschaft sind geeignete und relativ leicht erfaßbare Indikatororganismen, anhand derer eine funktionale Verknüpfung von Landschaftselementen, Nutzungsintensität, Strukturreichtum sowie Störungsintensitäten beurteilt werden können. Insbesondere Nutzungsumstellungen werden durch Parameter wie Artenzahlen, Dichten und Bruterfolge gut indiziert, wie das Beispiel einer Umstrukturierung eines Landwirtschaftsbetriebes in Süddeutschland zeigte (s. LAUBMANN & PLACHTER 1998). Zudem liegen für Brutvögel relativ gute Vergleichsdaten zu Renaturierungsprozessen in Flußauen vor (z.B. KREUZIGER 1998). Für Agrarflächen an der Unteren Mittelbe eignen sich verschiedene Singvogelarten (z.B. Braunkehlchen, Schafstelze) sowie Limikolen (z.B. Großer Brachvogel, Bekassine) als Indikatoren.

Da die Ausstattung und Verteilung von Nutzflächen in den Betrieben sehr unterschiedlich ist, und wie gezeigt auch die strukturelle Ausstattung, sind deutliche Unterschiede in den Besiedlungsmustern von Vogelarten zwischen den Betrieben zu erwarten. So sind z.B. die Betriebsflächen außendeichs eher weiträumig offen und relativ strukturarm, die binnendeichs gelegenen (Bsp. Betrieb 2) dagegen enger gekammerte Grünland-Ackerkomplexe.

Die Erfassung der Gesamtzahl aller Brutvögel in allen Schlägen wäre im Rahmen des Projekts wenig sinnvoll gewesen und hätte einen zu großen Aufwand bedeutet, deshalb wurde die Bearbeitung auf möglichst aussagekräftige Indikatorarten beschränkt. Dies waren:

"Feldhühner":

- Wachtel (*Coturnix coturnix*),
- Rebhuhn (*Perdix perdix*),

Singvögel:

- Schafstelze (*Motacilla flava*),
- Neuntöter (*Lanius collurio*),

- Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*),
- Wiesenpieper (*Anthus pratensis*),
- Feldlerche (*Alauda arvensis*),
- Feldschwirl (*Locustella naevia*),
- Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*),
- Sperbergrasmücke (*Sylvia nosoria*)

"Wiesenlimikolen":

- Kiebitz (*Vanellus vanellus*),
- Großer Brachvogel (*Numenius arquata*).

Rallen:

- Wachtelkönig (*Crex crex*)

Detaillierte Angaben zu den Habitatansprüchen und der Sensibilität gegenüber landwirtschaftlicher Nutzung dieser Arten sind im Anhangsband aufgeführt.

Wegen der insgesamt großen Zahl von Schlägen wurde in Betrieb 2 nur ein kleiner Teilbereich bearbeitet, die Auswahlbetriebe 3, 5 und 7 wurden nicht erfaßt.

In 1999 erfolgte zunächst eine Status Quo-Analyse, die 2000 wiederholt wurde, um die Daten abzusichern und die Variabilität des Besiedlungsgeschehens einschätzen zu können. Parallel wurden in beiden Jahren Strukturerefassungen durchgeführt (s. Kap. 9.2). Im Einzelnen ließen sich folgende Fragestellungen formulieren:

1. Wie unterscheiden sich die Artenbestände zwischen den Betriebsflächen und welche regionalen Leitarten treten auf?
2. Wie groß sind die Schwankungen von Jahr zu Jahr?
3. Welche Rolle spielen die in Kap. 9.2 dargestellten Strukturen für die Avifauna?
4. Welche Beziehungen zwischen Nutzungstyp, Flächengröße und weiteren Parametern lassen sich aufzeigen?

9.3.2 Daten des NLÖ

Um eine möglichst große Datenbasis zu verwenden, wurde die Kartierung gefährdeter Brutvogelarten des NLÖ (1994) einbezogen (s. Kap. 8.2). Diese bezieht sich auf Zählgebiete, deren Flächenumfang den der Auswahlbetriebe bei weitem überschreitet, somit bilden die Schläge der Auswahlbetriebe nur kleine Teilmengen innerhalb der Gesamtmenge eines Zählgebiets. Eine Zuordnung der Artenbestände aus den NLÖ-Daten zu den Schlägen läßt sich nicht vornehmen, da keine punktscharfe Darstellung erfolgte. In Tab. 20 sind alle Arten und deren Anzahlen aus Zählgebieten aufgeführt, in denen auch Auswahlbetriebe liegen. Sie gibt somit nur das Umfeld wieder, das auch als **Rekrutierungsgebiet** aufgefaßt werden kann, aus dem heraus eine **potentielle Neubesiedlung von Betriebsflächen** erfolgen kann. Wegen der Größe von Betrieb 2 umfaßt dieser Betrieb die meisten Zählgebiete (n=9), nur ein Zählgebiet dagegen bezieht sich auf Betrieb 4. Die Auswertbarkeit der NLÖ-Daten für die Betriebsebene ist jedoch aus zwei Gründen eingeschränkt:

- In der Lüneburger Elbmarsch wurden nur **Wiesenbrüter** erfaßt, in den anderen Teilräumen dagegen **alle gefährdeten Vogelarten**.
- Da die Erhebungen bereits Anfang der 90er Jahre erfolgten, waren die Daten während der Projektdurchführung bereits erheblich **veraltet**. Insbesondere unter den Wiesenlimikolen haben sich in diesem Zeitraum erhebliche Bestandsrückgänge im UG vollzogen (s. Anhangsband).

In den Zählgebieten sind vor allem Vogelarten des **Grünlands**, der **offenen Kulturlandschaft** und der **Gewässer** und **Verlandungszonen** vertreten, weniger dagegen ökologische Gruppen, die in anderen Gebieten des UG eine große Rolle spielen, wie z.B. waldbundene Arten oder Großvögel. Tab. 20 zeigt, daß einige Betriebe in hochgradig wertvolle avifaunistische Gebiete eingelagert sind: so liegen insbesondere in der **Dannenberger und Gartower Marsch** wertvolle Gebiete für anspruchsvolle Wiesenbrüter, Arten offener und reich strukturierter Kulturlandschaften sowie Röhrichbesiedler.

Tab. 20: Avifaunistisch wertvolle Gebiete, in denen Betriebsflächen liegen (nach unveröffentlichten Daten des NLÖ)

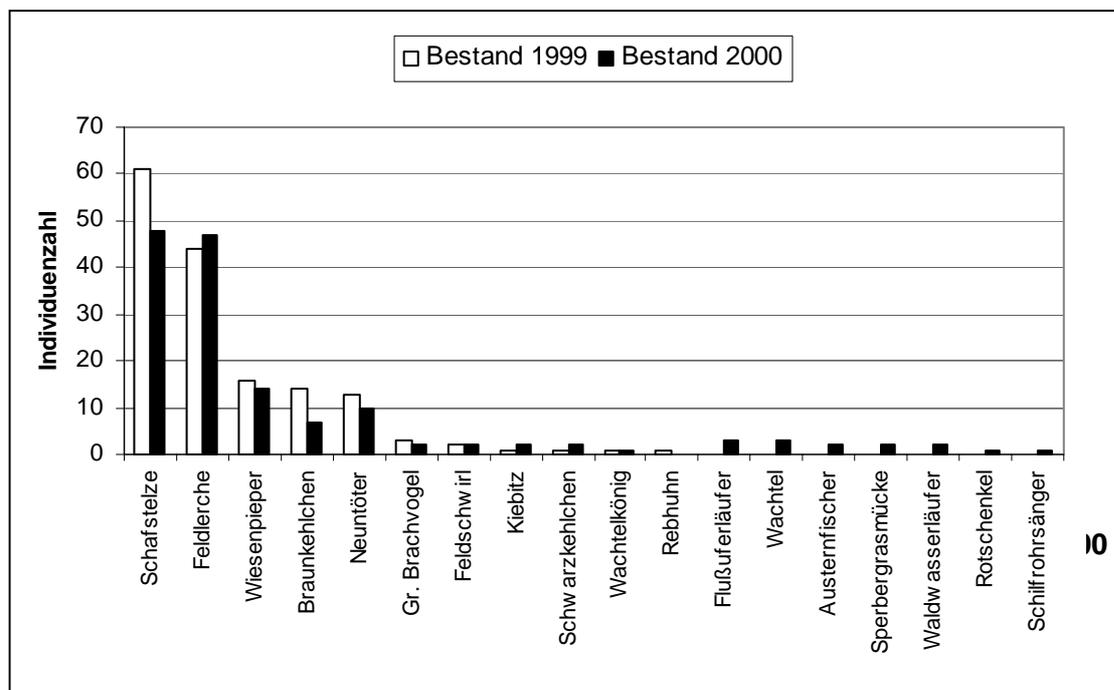
9.3.3 Arteninventar der Brutvögel in den Auswahlbetrieben

9.3.3.1 Material und Methoden

Bei den 5-6 Begehungen/Jahr von April bis Juli wurden Brutnachweis, -verdacht und Revieranzeige der in Kap. 9.3.1 genannten Indikatorarten notiert. Weiterhin wurden auch Vogelarten gezählt, die nur in den Randbereichen auftraten und für die Nutzflächen untypisch sind, wie z.B. Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*). Wegen der schwierigen Quantifizierbarkeit der Feldlerchenbestände wurde diese nur in 2000 ausreichend genau untersucht, so daß die Bestandsangaben für 1999 als zu niedrig anzusehen sind. Die Individuennachweise wurden in Karten eingetragen und anschließend als Punktdaten digitalisiert (s. Abb. 25 bis Abb. 31).

9.3.3.2 Gesamtbestand 1999 und 2000

Abb. 22 stellt den Gesamtbestand an brütenden und potentiell brütenden Vogelarten dar, dabei wurden Brutnachweis, -verdacht und Revieranzeige zusammengefaßt. Insgesamt zeigen sich in den beiden Untersuchungsjahren relativ geringe Veränderungen: die beiden häufigsten Arten **Schafstelze** und **Feldlerche** bleiben mit jeweils > 40 Individuen relativ konstant. Leichte Abnahmen zeigen die in der Gesamthäufigkeit nachfolgenden Arten Wiesenpieper, Braunkehlchen und Neuntöter. In beiden Jahren treten nur zwei **Wiesenlimikolen** in geringer Anzahl auf: Großer Brachvogel und Kiebitz, nur in 2000 wurden in geringer Zahl Austernfischer und Rotschenkel nachgewiesen. Der Wachtelkönig tritt nur in jeweils einem Exemplar 1999 und 2000 auf.



9.3.3.3 Auftreten in den Auswahlbetrieben

In allen vier Betrieben sind Feldlerche und Schafstelze häufig (Abb. 23), die weiteren Arten zeigen \pm Schwerpunktorkommen in einzelnen Betrieben: so sind Braunkehlchen, Wiesenpieper und Feldschwirl in den Betrieben 2 und 4 häufiger, einige Arten treten ausschließlich in einem Betrieb auf, wie Schwarzkehlchen in Betrieb 2, Rebhuhn und Wachtelkönig in Betrieb 4 und Sperbergrasmücke in Betrieb 6. Das räumliche Verteilungsmuster der Vogelarten ist in Abb. 25 bis Abb. 30 dargestellt; hier sind auch die Hecken und Gehölze (s. Kap. 9.2.2) eingetragen.



Abb. 23: Auftreten von ausgewählten Vogelarten in den Betriebsflächen

Abb. 24 zeigt, daß viele der Vogelarten in der **Nachbarschaft der Schläge** auftreten. Besonders in den Betrieben 1, 4 und 6 sind Feldlerche, Schafstelze und Wiesenpieper im Umfeld der Schläge in großen Häufigkeiten vertreten. Sie werden hier einbezogen, da sie z.B. die Schläge als Nahrungsflächen nutzen oder bei einer Umwidmung der Flächennutzung die ersten potentiellen Kolonisatoren sein können. In der Nachbarschaft ~~treten auch einige Arten auf, die in den Betriebsflächen ganz fehlen (Flußuferläufer, Schilfrohrsänger und Waldwasserläufer)~~ und sich i.d.R. auch nur außerhalb der Nutzflächen aufhalten. In deutlich höheren Abundanzen als in den Schlägen kommen die beiden Wiesenlimikolen Großer Brachvogel und Rotschenkel in benachbarten Bereichen vor.

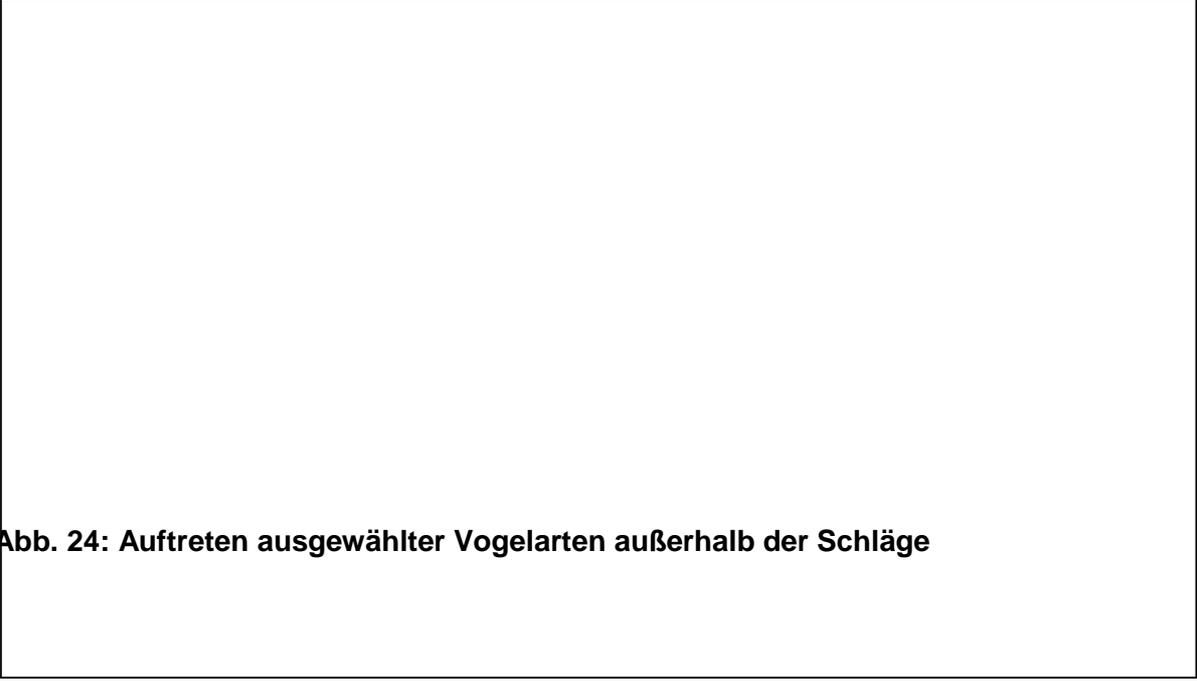


Abb. 24: Auftreten ausgewählter Vogelarten außerhalb der Schläge

Abb. 25: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), binnendeichs

Abb. 26: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), außendeichs, Teilbereich 1

Abb. 27: Vogelarten in Betrieb 1 (1999 und 2000), Teilbereich 2

Abb. 28: Vogelarten in Betrieb 2 (1999 und 2000)

Abb. 29: Vogelarten in Betrieb 4 (1999 und 2000)

Abb. 30: Vogelarten in Betrieb 6 (nur 1999), binnendeichs

Abb. 31: Vogelarten in Betrieb 6 (1999 und 2000), außendeichs

9.3.3.4 Bezug zur Flächengröße

Vier der sechs Betriebe liegen in der Größenordnung von 140-160 ha, ein Betrieb ist deutlich kleiner (ca. 75 ha), einer deutlich größer (ca. 1200 ha, s. Abb. 32). Eine positive Korrelation ist nicht erkennbar: trotz vergleichbarer Flächengröße hat Betrieb 5 (Daten des NLÖ 1993-95) deutlich höhere Gesamtbestände. Dies liegt zum einen an der hohen standörtlichen Vielfalt in diesem Betrieb (Nähe zu Gewässern, Auwald), zum anderen an den hier eingeleiteten Maßnahmen, die speziell auf den Vogelschutz ausgerichtet sind (Anlage von Blänken, Abflachen der Grabenufer etc.). Der größte Betrieb (2) weist auch gegenüber den vier kleineren Betrieben deutlich höhere Gesamtzahlen auf.

Abb. 32: Beziehung zwischen Gesamtbestand und Flächengröße der Betriebe

9.3.4 Bewertung der Betriebsflächen anhand regionaler Leitarten

Die Einstufung der Vogelarten in eine Prioritätenskala wird nach dem in Kap. 7.4 erläuterten Prinzip vollzogen. Für die Bewertung der Betriebe nach ihrer Bedeutung für die Brutvogelfauna werden alle vorliegenden Daten verwendet: neben den Bearbeitungen im Rahmen dieses Vorhabens (Betriebe 1, 2, auf Teilflächen, 4 und 6) auch die Daten des NLÖ (1994), aus denen Informationen zu Betrieb 2 (gesamte Fläche), 5 und 7 vorliegen. Bei dieser Heterogenität hinsichtlich der bearbeiteten Raum- und Zeitspektoren kann nur der Artenbestand als Bewertungsbasis dienen, nicht, wie es wünschenswert gewesen wäre, eine mehrjährige Beobachtung auf definierten Probeflächen. Die einzige kurze Zeitreihe ergibt sich beim Vergleich von 1999 zu 2000; wie in Kap. 9.3.3.2 dargestellt, sind die Variationen in der Besiedlung relativ gering. Eine Auswertung hinsichtlich der Artenzahlen und Diversitätsindices ist wenig sinnvoll, da nicht das Gesamtartenspektrum erfaßt wurde. Für die Regionalisierung der Bewertung werden die für jede Vogelart vergebenen Prioritätsstufen verwendet. In Tab. 21 lassen sich die Individuenzahlen in den einzelnen Schlägen ablesen. Aufgrund der vergleichsweise geringen Zahl von Arten, die erfaßt werden, wird hier auf die Verwendung von "Bewertungs-Indizes", wie dies z.B. BEZZEL (1976) vorschlug, verzichtet.

Betrieb 1: Hier sind nur Arten der Prioritätsstufe 3 präsent, am häufigsten ist die Schafstelze, die ihren Schwerpunkt an Wegrändern sowie den unter Naturschutzaufgaben bewirtschafteten Grünlandflächen hat. Zweithäufigste Art ist die Feldlerche, alle anderen Arten treten nur in Einzelexemplaren auf.

Betrieb 2: In diesem Betrieb sind die vergleichsweise großen Bestände der Wachtel auffällig, häufig treten auch Feldlerche, Schafstelze, Wiesenpieper und Braunkehlchen auf. Gegenüber den anderen Betrieben sind hier auch größere Bestände des Neuntöters vorhanden (7 Ind.) sowie des Kiebitz. Unter den regionalen Leitarten höchster Priorität treten hier Wachtelkönig und Sperbergrasmücke auf - allerdings in kleinen Beständen. Insgesamt muß die bei weitem größere Fläche dieses Betriebes bei der Bewertung berücksichtigt werden (s. Abb. 32), da die hohe Vielfalt an Vogelarten mit der Größe der Betriebsfläche zusammenhängt.

Betrieb 4: Ähnlich wie in Betrieb 1 dominieren hier Schafstelze und Feldlerche, doch ist die Artenvielfalt bei weitem größer: es treten z.B. auch Neuntöter, Feldschwirl und Wachtelkönig auf. Der Grund liegt mit großer Wahrscheinlichkeit in der gegenüber Betrieb 1 weit höheren Struktur- und Habitatvielfalt, da z.B. in der extensiven Weide (Schlag-Nr. 3) zahlreiche Gebüsche sowie dicht- und hochwüchsige Senken vorkommen.

Betrieb 5: Dieser Betrieb ist der für den Vogelschutz mit Abstand der bedeutendste: nicht nur die Gesamtzahl an Brutvögeln ist hier bei weitem am höchsten (s. Abb. 32), sondern es treten auch zahlreiche Arten höchster und hoher Priorität auf (Tab. 23). Es finden sich hier nennenswerte Anzahlen von Wiesenlimikolen (insbesondere Kiebitz, Bekassine), zahlreiche Arten der Verlandungsvegetation (Teich- und Schilfrohrsänger, Rohrammer, Tüpfelralle) und der Gewässer (z.B. Löffel- und Schnatterente). Wie in Kap. 9.3.3.4 erläutert, hängt dies mit der Habitatvielfalt in diesem Betrieb zusammen.

Betrieb 6: Das Arten-Individuengefüge ähnelt stark dem der Betriebe 1 und 4: Schafstelze und Feldlerche sind eindeutig dominant, in geringen Zahlen treten Neuntöter, Braunkehlchen und Wiesenpieper auf, ebenso wie Sperbergrasmücke und Großer Brachvogel als Arten höchster bzw. hoher regionaler Priorität.

Betrieb 7: Dieser Betrieb zeigt die bei weitem geringsten Arten- und Individuenzahlen, wurde allerdings auch am wenigsten intensiv untersucht. In geringen Zahlen kommen hier Schafstelze, Braunkehlchen, Kiebitz und Bekassine vor.

Tab. 21: Bestände ausgewählter Brutvogelarten in den Betriebsflächen

(Nur Brutnachweis, -verdacht und Revieranzeige berücksichtigt sowie Auftreten innerhalb der Schläge der Betriebe, keine Flächen außerhalb der Schläge.)

Tab. 22: Übersicht über die regionalen Leitarten in den Betriebsflächen

Einige der bisher erkennbaren **Abhängigkeiten der Vogelfauna von Nutzungstypen und Strukturen** sollen zusammengefaßt werden. In Kap. 9.5 wird im Hinblick auf Bewertung und Maßnahmen dieser Aspekt vertieft.

In **Betrieb 1** werden die binnendeichs gelegenen Ackerflächen nur randlich von der Schafstelze besiedelt. Offenbar sind also die Äcker als Brutplätze ungeeignet (Abb. 25), auch in den intensiv genutzten Grünlandflächen von Teilbereich 1 (Abb. 26) haben die beiden einzigen Wiesenvögel Schafstelze und Braunkehlchen ihren Schwerpunkt an den Rändern, was vermutlich eine Folge der relativ homogenen, meist niedrigwüchsigen Struktur in diesen Flächen ist. In den grünlanddominierten Außendeichsflächen des Radegaster Hakens (Abb. 27) treten in den Schlägen unter extensiver Wiesennutzung Schafstelzen auch inmitten des Grünlands auf, ein deutlicher Hinweis auf die Verträglichkeit dieser Nutzung mit den Brutplatzerfordernissen dieser Art. Insgesamt ist die wesentlich größere Abundanz von Wiesensingvögeln in Teilbereich 2 gegenüber Teilbereich 1 auffällig, was wiederum mit dem Angebot an Flächen zusammenhängen könnte, die unter Auflagen des Vertragsnaturschutzes (späte Mahd, nicht vor 15.06.) bewirtschaftet werden. In diesen Extensivwiesen ist die vergleichsweise späte Mahd zum Erhalt der Stromtalwiesen zugleich mit einem höheren Kräuter- und Blütenreichtum und einer höheren Strukturvielfalt verknüpft.

In den bearbeiteten Schlägen von **Betrieb 2**, wo eine intensive Grünlandnutzung dominiert (Abb. 28), halten sich die Brutvögel ganz überwiegend in den Randbereichen auf, die hier vornehmlich aus Hecken verschiedener Größe und Breite bestehen. Die vergleichsweise enge Kammerung des Grünland durch Gehölze bedingt hier eine andere Avizönose, z.B. mit Neuntöter und Schwarzkehlchen, als in den offenen, heckenarmen Grünlandflächen von Betrieb 1. Die Agrarflächen selbst spielen in diesem Flächenausschnitt des Betriebs als Brutbiotope kaum eine Rolle.

In **Betrieb 4** (Abb. 29) ist die unter allen von uns kartierten Betriebsflächen höchste Arten- und Individuenzahl zum einen mit Sicherheit auf den höheren Strukturreichtum (Senken, Kuppen, Gebüsche) zurückzuführen, zum anderen möglicherweise auf den hohen Anteil extensiv genutzten wechselfrischen bis feuchten Grünlands, das zugleich strukturell diverser ist als die Intensiv-Grünlandbestände. Es ergibt sich hinsichtlich der Brutbestände eine vergleichbare Situation wie in Betrieb 1 (außendeichs, Teilbereich 2).

In **Betrieb 6** spielen im Binnendeichsbereich (Abb. 30) für Brutvögel nur die randlichen Strukturen als Brutplätze eine Rolle, im Außendeichsbereich (Abb. 31) dagegen bestätigt sich, daß die extensive Wiesennutzung für sensiblere Singvogelarten des Offenlandes offenbar geeignet ist: hier treten höhere Bestände insbesondere des Wiesenpiepers und der Feldlerche auch in den Nutzflächen selbst - und nicht nur randlich - auf.

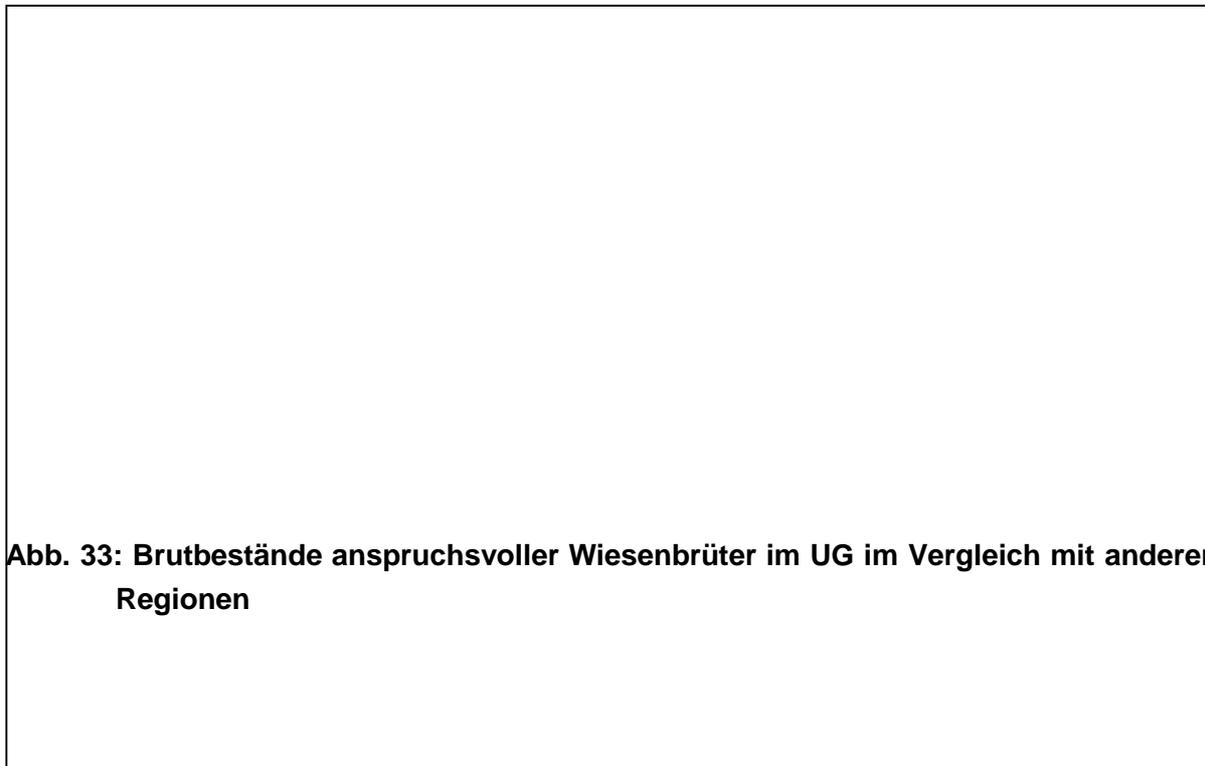
9.3.5 Vergleich der Wiesenbrüterbestände mit überregionalen Beständen

Für eine fundierte Einschätzung der Situation in den Betriebsflächen und der Region müssen die überregionalen Gegebenheiten einbezogen werden (s. Kap. 7.3). Es liegen allerdings keine synchron erhobenen Daten für wichtige Wiesenbrütergebiete Deutschlands oder Norddeutschlands vor. Im Rahmen eines vom BfN (Bonn/Bad Godesberg) geförderten Projekts wurden jedoch Brutvogelraten aus allen relevanten Feuchtgrünlandgebieten Norddeutschlands zusammengetragen, die in ROSENTHAL et al. (1998) nur teilweise publiziert sind und hier einbezogen werden. Dieses Datenmaterial ist hinsichtlich der Erhebungszeiträume zwar sehr heterogen, ermöglicht aber zumindest ansatzweise einen überregionalen Vergleich von Grünlandgebieten (Daten aus ca. 1.000 Grünland-Gebieten in Norddeutschland).

Für das UG "Elbtalaue Niedersachsen" (Tab. 23) wurden die aktuellsten Daten des NLÖ (1994) verwendet, die Daten zu den Grünlandflächen Norddeutschlands stammen aus dem Zeitraum 1980-94 und wurden mittels Fragebögen sowie publizierter und grauer Literatur erhoben. Die Datengrundlage zu den Feuchtgrünlandgebieten Norddeutschlands ist für Wiesensingvögel (Braunkehlchen, Schafstelze und Wiesenpieper) unzureichend, deshalb werden sie im folgenden nicht berücksichtigt. Auch wurden die Küstenregionen nur unvollständig bearbeitet. Die Brutpaaranzahlen in Tab. 23 geben also keineswegs den Gesamtbestand der Arten im Bundesland wieder, der meist bei weitem höher liegt (s. HECKENROTH & LASKE 1997). Die Zahlen in Tab. 23 zeigen die vergleichsweise hohen Bestände von Bekassine und Kiebitz gegenüber den anderen Gebieten an der Elbe. Es wäre aber nicht legitim, daraus auch auf eine große Bedeutung des UG für diese Arten zu schließen, da die Zahlen aus unterschiedlichen Erfassungszeiträumen stammen.

Hinsichtlich der "anspruchsvolleren" Wiesenbrüter wurden nicht nur die an der Elbe gelegenen Grünlandgebiete, sondern die in allen nördlichen Bundesländern zusammengefaßt (Abb. 33). Daraus ergibt sich für die Bundesländer, daß Niedersachsen eindeutig das bedeutendste Bundesland für diese Artengruppe ist, insbesondere für Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*), die hier allerdings ihren Schwerpunkt an den Küsten haben. Es zeigt sich also, daß die Verantwortung des Bundeslandes für diese Arten nicht auf das UG übertragen werden kann, da hier ganz andere naturräumliche Bedingungen herrschen, unter denen Uferschnepfe und Rotschenkel weit weniger typisch sind als in den Küstenregionen.

Tab. 23: Vergleich der Wiesenbrüterbestände an der Unteren Mittelelbe mit weiteren ElbeGrünlandgebieten (Zahlen = Brutpaare)



9.4 Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha)

9.4.1 Einleitung und Fragestellungen

Die rein phytophage Insektengruppe der Zikaden wurde in den Betriebsflächen als Indikatoren für kleinräumige Qualitäten der Nutzflächen bearbeitet. Zikaden sind besonders eng in bestimmte Strukturen bzw. spezifische Pflanzenbestände eingenischt und reagieren empfindlich auf Nutzungsveränderungen, besonders im Grünland (s. REMANE 1958, HILDEBRANDT 1990, ACHTZIGER 1999). Sie sollen zum einen Aussagen über die ökologische Qualität der Agrarbiotope in kleineren Raumeinheiten als die Brutvögel liefern, zum anderen Parameter indizieren, die über die von Flora und Vegetation hinausgehen. Weiterhin werden sie hier als "Stellvertretergruppe" für andere Arthropoden der Vegetationsschicht behandelt.

Zikaden wurden in 1999 und 2000 mit zwei verschiedenen Zielsetzungen bearbeitet: in 1999 lag der Schwerpunkt auf einer Status Quo-Analyse, die die Besiedlung der pflanzensoziologisch relevanten Grünlandgesellschaften und von Ackerbrachen ermittelte; dabei wurde überwiegend mit qualitativen bzw. halbquantitativen Methoden (Käscher, Handfang) gearbeitet. In 2000 wurde die Analyse hinsichtlich der Besiedlungsdichte, räumlichen Einnischung, der Rolle von Einflußparametern wie Nutzungstraditionen und -intensitäten sowie Nährstoffgehalten differenziert. Dazu wurde die quantitative Methode des Saugfangs eingesetzt und zusätzliche Flächen, wie Versuchsflächen der Landwirtschaftskammer Hannover an der Tauben Elbe, beprobt. Bisher liegen aus dem UG keine publizierten Daten zur Zikadenfauna vor, insbesondere über die Besiedlung des Stromtal-Grünlands durch phytophage Vertreter besteht bis heute weitgehend Unkenntnis, mit Ausnahme von Tagfaltern und Heuschrecken (s. Anhangsband). Für die regionale Einordnung der Artenspektren konnte auf die ökofaunistischen Analysen von Nickel (in Vorb.) zurückgegriffen werden.

Für Zikaden sind innerhalb des Vorhabens folgende Fragestellungen relevant:

1. Wie unterscheiden sich die Nutzungstypen nach ihren Artenspektren und Besiedlungsdichten, wo treten Arten hoher Priorität auf? Lassen sich dabei Zusammenhänge zu den Nutzungsvarianten herausarbeiten, z.B. zum Mahd- und Beweidungsregime oder zu abiotischen Faktoren, wie Nährstoffen?
2. Kommt es bei der Ableitung von Umweltqualitätszielen zu Konflikten mit dem floristischen Artenschutz? Welches sind die für die Fauna der Vegetationsschicht geeigneten Maßnahmen und wieweit widersprechen oder ergänzen diese Maßnahmen, die aus der Analyse der Brutvogelfauna abgeleitet werden?
3. Welche Indikationsleistungen werden durch die Zikadenfauna erbracht, und wie groß ist ihr "Mitnahmeeffekt" für andere Tiergruppen?

Im folgenden werden zusätzlich deutsche Namen für Zikaden verwendet um die abschreckende Wirkung unbekannter lateinischer Artnamen abzumildern. Diese haben selbstverständlich keinerlei nomenklatorische Gültigkeit und wurden von Herbert Nickel (Univ. Göttingen) festgelegt.

9.4.2 Material und Methoden

Alle Tiere wurden jeweils nach Männchen, Weibchen und Juvenilstadien getrennt, in den Anhangstabellen (s. Tab. A 7 - A 9) aber aus Gründen der Übersichtlichkeit summiert. Die nicht sicher bis zur Art bestimmbar weibchen sowie Larven bleiben bei den ökologischen Auswertungen unberücksichtigt.

Insgesamt traten 17.324 Individuen in 98 Arten auf. Zusätzlich wurden aus den Randbereichen der Probestandorte (vorwiegend Bäume, Gebüsch und Säume) 14 weitere Arten nachgewiesen. Damit liegen mit dieser Untersuchung für den Bereich der Unteren Mittelelbe Nachweise von 112 Arten vor. Die Determination erfolgte nach OSSIANNILSSON (1978, 1981, 1983), RIBAUT (1936, 1952), GUSTINA (1989), EMELYANOV (1964) sowie zahlreichen Einzelarbeiten.

Beim **Käscherfang** wurde ein Fangnetz 50 mal durch die Vegetation gestreift. Dieser Probeumfang gilt als ausreichend, um das Arteninventar weitgehend vollständig zu erfassen und die Dominanzstruktur in den Flächen zu ermitteln (KONTKANEN 1950). An Strukturen bzw. Wirtspflanzen, an denen der Käscher nur schlecht einsetzbar ist, wie z.B. bultige Strukturen aus *Calamagrostis epigeios*, wurden ergänzend Handfänge gemacht. Beim **Saugfang** kam ein speziell für die quantitative Erfassung von Wirbellosen der Krautschicht konstruiertes Sauggerät zum Einsatz (Firma ecotech); dies ist ein auf dem Rücken transportierbarer Motor, der über ein Rohr das Material in einen Gazebeutel saugt. Das Rohr wurde auf den Boden aufgesetzt und jeweils 10 Saugproben/Standort genommen. Für gezielte Beprobungen von Dominanzbeständen einzelner Grasarten wurden zusätzliche Saugproben genommen.

Die Proben aus Käscher- und Saugproben kamen in ein mit Alkohol angefeuchtetes Gefäß und wurden an der Universität Göttingen sortiert. Zu jedem Standort wurden im Gelände die dominanten Pflanzenarten notiert und eine Einschätzung der Wuchshöhe vorgenommen.

Die Saugproben wurden auf 1 m² umgerechnet, um die Besiedlungsdichte darzustellen (Durchmesser des Saugrohrs = 167 cm² x 10 Proben).

Für statistische Auswertungen kamen aus dem Programmpaket MVSP (KOVACH 1999) eine Clusteranalyse sowie eine DCA (detrended Correspondence Analysis) zum Einsatz, die in den entsprechenden Kapiteln genauer erläutert werden.

9.4.3 Untersuchungsflächen

Eine Übersicht über alle Probestellen und -termine gibt Tab. 24. Die Auswahl der Probestellen orientierte sich an den 1998 und 99 kartierten Pflanzengesellschaften in den Schlägen (Abb. 34). Das Spektrum der Vegetationstypen im UG ist in dem stark vereinfachten Schema von Abb. 34 entlang zweier Achsen - Feuchte und Nutzung - aufgespannt: bei intensiver Nutzung schränkt sich die Vielfalt der Vegetationseinheiten drastisch ein und es sind nur noch Wiesenfuchsschwanzwiesen und Weidelgrasweißkleewiesen sowie (meist artenarme) Flutrasen ausgeprägt. Unter Brache und Extensivnutzung entfaltet sich dagegen im hydrologischen Gradienten der Aue eine größere Zahl teils artenreicher Pflanzenbestände. Es wurden die trockenen bis nassen Varianten der Brachflächen (von den sandig-trockenen Acker- und Grünlandbrachen bis zu den Röhricht- und Seggenriedern), des Extensiv- und des Intensiv-Grünlands untersucht. Um das Spektrum der Pflanzengesellschaften vollständig abzudecken, wurden außer den Betrieben 1,2,4 und 6 Flächen beprobt, die nicht innerhalb der Auswahlbetriebe liegen: eine sandige Ackerbrache bei Pinnau (Amt Neuhaus = Nr. 16) sowie extensive Weideflächen im Werder Neugarge (Amt Neuhaus = Nr. 17-20).

Tab. 24: Übersicht über die Probeflächen und -termine

Abb. 34: Erfasste Pflanzengesellschaften (doppelt umrahmt: floristisch bedeutsame Pflanzengesellschaften)

9.4.4 Die ökologische Bedeutung von Zikaden in Agrarflächen

Die Bedeutung von Zikaden in Agrarflächen liegt in ihrer "Schnittstellenfunktion" zwischen Produzenten und zoophagen und parasitoiden Konsumenten im Ökosystem (Abb. 36): sie sind **essentielle Wirte** für eine große Zahl von parasitoiden Arten, insbesondere aus den Insektenfamilien der Zikadenwespen (Dryinidae) sowie der Augenfliegen (Pipunculidae), die in lebende Zikaden ihre Eier ablegen und deren Larven sich von der Körpersubstanz der Zikaden ernähren. Diese Parasitoiden sind auf Zikaden spezialisiert. Die Gelege von Zikaden werden zudem am Boden von Eiparasitoiden der Mymaridae (Zwergwespen) genutzt. Für **räuberische Arthropoden** in der Vegetationsschicht, insbesondere im Grünland, sind Zikaden wegen ihrer großen Individuenzahlen eine wichtige Nahrungsbasis, vor allem für Spinnen (Arachnida), Ameisen (Formicidae) und räuberische Dipteren, wie Langbeinfliegen (Dolichopodidae). Auf den **Pflanzenbestand** in Agrarbiotopen können Zikaden einen erheblichen Einfluß ausüben: sie legen ihre Eier i.d.R. in Pflanzengewebe ab, sie entnehmen der Pflanze durch ihre Saugaktivität Nährstoffe, und sie können Pflanzenviren übertragen, wie z.B. in Äckern den Weizenverzwergungsvirus. Diese negativen, teils aber auch wachstumsstimulierenden Effekte auf Pflanzen sind bisher im Einzelnen wenig erforscht, es ist aber nachgewiesen, daß Zikaden auch die Konkurrenzverhältnisse, die Artenzusammensetzung und -dichte und in Maßen auch die Sukzession von Pflanzenbeständen beeinflussen können (z.B. BROWN 1985, JUNG et al. 2000).

9.4.5 Übersicht über das Artenspektrum

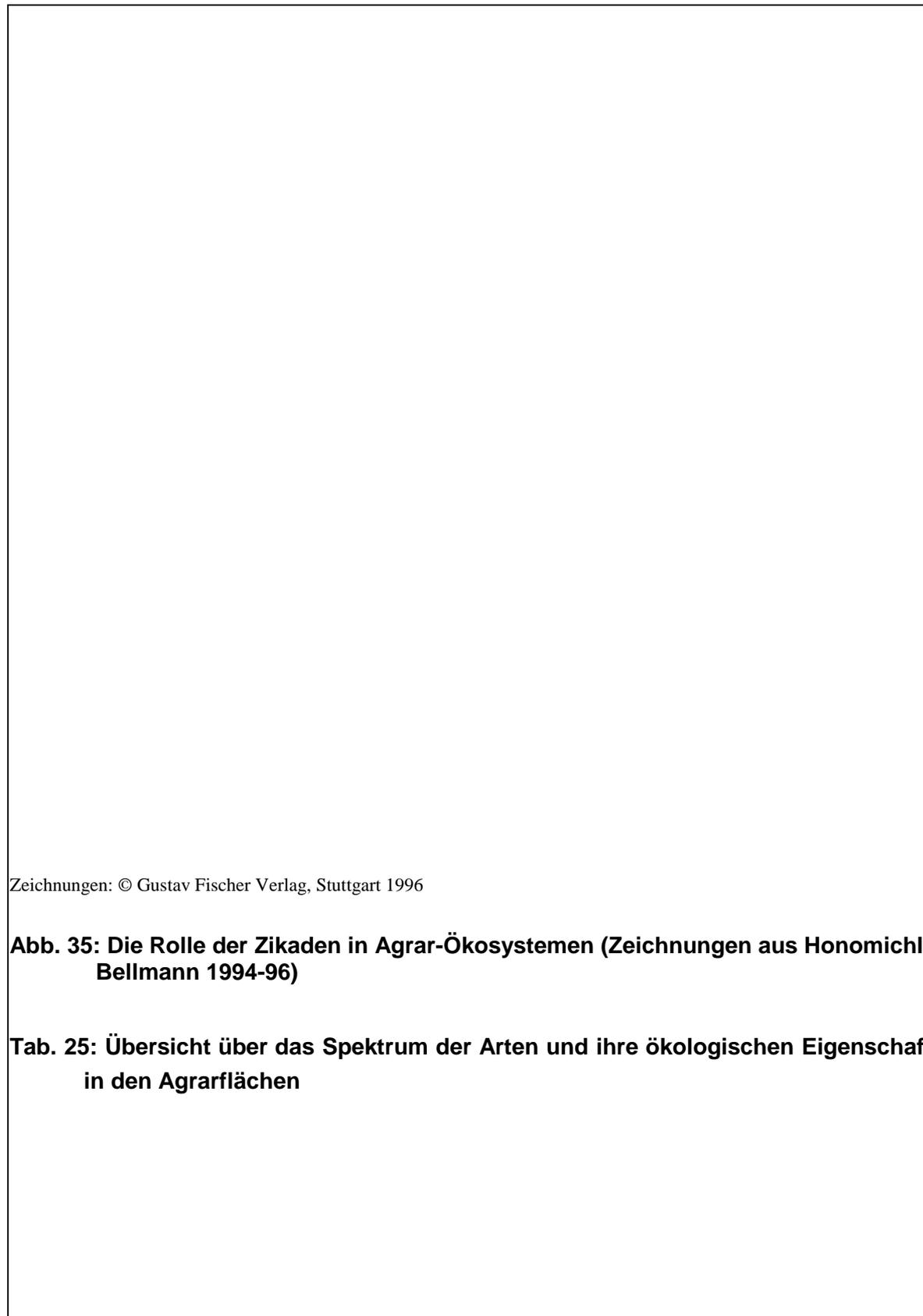
Tab. 25 listet die in den Agrarbiotopen nachgewiesenen Arten auf und gibt zu den Arten jeweils ökologische Kenngrößen an, wie Spezialisierungsgrad oder Verbreitung. Eine Gesamtübersicht über alle Proben aus 1999 + 2000 nach Käscher- und Saugproben findet sich in Tab. A 7 (Anhang).

Die Arten werden nach Prioritätsstufen geordnet (s. Kap. 7.2) und in den meisten Fällen mit deutschen Namen versehen. Die Arten hoher Priorität (Stufen 1 und 2) sind i.d.R. ausgesprochene Nährpflanzenspezialisten bzw. eng an ganz bestimmte Biotoptypen gebunden. Arten geringerer Priorität (Stufen 3 und 4) sind meist weniger auf bestimmte Pflanzen spezialisiert bzw. häufig polyphag und weisen keine enge Biotopbindung auf.

9.4.6 Gefährdete und faunistisch bemerkenswerte Arten in den Agrarbiotopen

19 Arten der Roten Liste für Deutschland (REMANE et al. 1998) wurden im UG nachgewiesen (die Art *Criomorphus williamsi* dabei an einem Grabenrand neben einer Probefläche). Faunistische Besonderheiten sind die Englische Spornzikade (*Criomorphus williamsi*) und die Östliche Ulmenblattzikade (*Ribautiana ognevi*), von

denen bisher erst sehr wenige Nachweise für Deutschland vorliegen. Die 14 gefährdeten Arten sind überwiegend monophag und an **trockene Biotope** gebunden, weit weniger Arten sind auf **feuchte und nasse Biotope** spezialisiert. Hinsichtlich der Verteilung auf Agrarbiotope treten die meisten gefährdeten Arten in den **Extensivweiden** auf, gefolgt von den **Ackerbrachen** mit 8 Spezies, am geringsten ist der Anteil in den Mähweiden (1 Art).



Zeichnungen: © Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1996

Abb. 35: Die Rolle der Zikaden in Agrar-Ökosystemen (Zeichnungen aus Honomichl & Bellmann 1994-96)

Tab. 25: Übersicht über das Spektrum der Arten und ihre ökologischen Eigenschaften in den Agrarflächen



Abb. 36: Auftreten von gefährdeten Arten in Agrarbiotopen des UG

9.4.7 Phagiespektren

Nach ihrer Spezialisierungsgrade gegenüber Pflanzen sind die meisten Arten im UG oligophag 1. Grades (auf eine Pflanzengattung spezialisiert), gefolgt von den Monophagen 1. Grades (die nur an einer einzigen Pflanzenart leben), der Anteil polyphager Arten, die also ein breites Pflanzenspektrum nutzen, ist mit 13 Arten relativ gering.

9.4.8 Ökologische Gruppierung der Zikadenarten im UG

Für grünlandbesiedelnde Zikaden entwickelten ACHTZIGER & NICKEL (1997) ein Ordnungssystem, das hier übernommen wird (Tab. 26). Die Euryöken und Stenöken bilden dabei jeweils unterschiedliche Strategietypen, Dispersionsfähigkeiten und Fortpflanzungsraten (ablesbar als Generationszahlen) aus und haben verschiedene Nährpflanzenspektren. Das Spektrum reicht von den **Pionierarten**, die in fast alle terrestrischen Biotope einfliegen können, unspezialisiert sind und gute Dispergierer mit zwei oder mehreren Generationen/Jahr darstellen bis zu den extremen **Spezialisten**, die eng an bestimmte Standorte und wenige oder nur eine Wirtspflanze gebunden sind und weniger gut neue Lebensräume besiedeln können. Der Anteil von Arten aus diesen ökologischen Gruppen kann die ökologischen Verhältnisse im Lebensraum anzeigen, z.B. hinsichtlich der Störungsintensitäten (s. Kap. 4.4.4).



Abb. 37: Phagiespektrum der nachgewiesenen Arten (Zahlen = Artenzahlen)

Tab. 26: Einteilung grünlandbesiedelnder Zikaden in ökologische Gruppen (nach ACHTZIGER & NICKEL 1997)

9.4.9 Regionale Leitarten

Das Verfahren der Ableitung von regionalen Leitarten aus Kap. 7.2 kommt auch für Zikaden zur Anwendung. Für die Einordnung der Zikadenarten nach vier Stufen wurden folgende Kriterien verwendet:

- Verbreitung in der Paläarktis, Europa, Mitteleuropa, Norddeutschland, an der Unteren Mittelbe,
- Gefährdung nach den Roten Listen (=RL) von Deutschland (REMANE et al. 1998), Thüringen (NICKEL & SANDER 1998), Sachsen-Anhalt (WITSACK 1995, 1996) sowie eigenen, bisher unpublizierten Daten (NICKEL, in Vorb.),
- Schwerpunktorkommen in Naturräumen,
- Bindung an abiotische Faktoren, Vegetationstypen, Nutzung.

Durch die Kombination dieser Kriterien wurden die vier Stufen festgelegt:

- 1 = Art höchster Priorität: RL-Kategorie 1 oder 2 (BRD), z.T. kleines Verbreitungsareal, hohe ökologische Spezialisierung
- 2 = Art hoher Priorität: RL-Kategorie 3 (BRD) und/oder Spezialist im Grünland,
- 3 = Art mittlerer Priorität: nicht gefährdet, aber oligophag; wenn Spezialist, dann eine generell häufige Art,
- 4 = Art geringer Priorität: nicht gefährdet, Pionierart im Grünland oder eurytop.

Die meisten Arten rekrutieren sich aus Stufe 3, relativ viele Arten sind von hoher Priorität, nur vier Arten dagegen von höchster. Unter diesen Arten der Stufe 1 leben drei in trockenen, nährstoffarmen Flächen, nur eine Art in nassen Seggenriedern (s. Tab. 25).

9.4.10 Vergleich der Zikadenfauna in den Nutzungstypen

Mit der Detrended Correspondence Analysis (DCA) (im Programmpaket MVSP) lassen sich die Nutzungstypen im UG nach ihrer Ähnlichkeit der Arten- und Individuenrelationen vergleichen.⁸ Dazu wurden die Daten aus 1999 (Käscherproben) einbezogen und innerhalb eines Nutzungstyps zusammengefaßt, also z.B. trockene Sandflächen und feuchte Senken innerhalb einer Extensivweide. Die in 1999 nur an einem Termin beprobten Flächen 24 und 25 wurden nicht berücksichtigt, da die Daten mit allen anderen, jeweils an zwei Terminen beprobten anderen Flächen nicht vergleichbar sind. Um Verzerrungen durch Arten, die in nur geringen Individuenzahlen auftreten, zu vermeiden, wurden diese in der Gewichtung heruntergestuft ("downweight rare"). Zusätzlich wurden die Daten einer \log_e -Transformation unterzogen, um so die hohe Variabilität in den Abundanzen auszugleichen.

Abb. 38: DCA der Zikadenfauna der Nutzungstypen (\log_e - Transformation)

Abb. 38 läßt vier Gruppen unterscheiden, die auf den Achsen unterschiedlich weit voneinander liegen: eng zusammen liegen die **extensiven Mähwiesen**, **intensiven Mähweiden** und die **feuchte Grünlandbrache**. Eine

⁸ Die DCA ist in der Ökologie immer dann gegenüber der CA vorzuziehen, wenn ein sog. "horseshoe-effect" als mathematisches Artefakt auftritt; dieser ist dann besonders ausgeprägt, wenn die Proben entlang eines langen ökologischen Gradienten genommen wurden. Dies traf auf diese Untersuchung zu (Näheres s. JONGMAN et al. 1995: 105 ff).

eigene eng zusammenliegende Gruppe bilden die **extensiven Weiden**, während die **Ackerbrachen** zwar eine eigene Gruppe bilden, aber vergleichsweise weit voneinander entfernt stehen. Eine von diesen drei Gruppen weit abgesonderte Position nimmt die **nasse Grünlandbrache** ein. Die räumliche Lage, gleiche Hydrologie und der ähnliche Pflanzenbestand der feuchten Grünlandbrache (am Alandswerder) in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Brenndoldenwiesen erklären wahrscheinlich das Auftreten dieses Standorts in dem Cluster der extensiven Mähwiesen und intensiven Mähweiden.

Zunächst werden die Nutzungstypen in den Betriebsflächen kurz charakterisiert, anschließend werden die Besiedlungsverhältnisse in den Auswahlbetrieben differenzierter betrachtet (Abundanzwerte und ökologische Kenngrößen zu den Einzelflächen zeigt Tab. A 7 des Tabellen-Anhangs).

Mähweiden

In fast allen Mähweiden taucht die Östliche Sandzikade (*Psammotettix kolosvarensis*) auf, die offenbar von dem Auftreten relativ vegetationsfreier Flecken innerhalb des Grünlands profitiert, die durch intensiven Vertritt entstehen. In den feuchten Bereichen der Mähweiden treten hygrophile Arten auf, wie die Gabelwanderzikade (*Macrostelus viridigriseus*), allerdings in geringen Individuenzahlen, verglichen mit großflächig feuchtem Grünland. Unter der intensiven Nutzung treten somit anspruchsvollere Zikaden nur noch in individuenarmen Restbeständen auf, die sich in kleineren Flecken des Grünlands, wie herausragenden trockenen Kuppen und feuchten Senken, halten, aber keine großen Populationen aufbauen können. Das Gros des Artenbestandes bilden anspruchslose Gramineensauger, die in der Prioritätsstufe 4 eingeordnet wurden. Die Saugproben in 2000 ergänzten das Artenspektrum um drei weitere an Poaceen lebende Arten, die vorwiegend bodennah leben.

Extensive Mähwiesen

In den Mähwiesen treten einige Arten hoher Priorität auf, allerdings nur in sehr geringen Anzahlen und diese sind auf die feuchten Senken des Stromtal-Grünlands beschränkt. Ähnlich wie in den Mähweiden bestimmen eurytope Arten das Bild. Spezialisten in Extensivwiesen treten nur auf, wenn sich aufgrund des häufig unruhigen Geländereiefs tiefere Naß- und Feuchtbereiche ausbilden, in denen z.B. *Eleocharis spec.* oder *Glyceria maxima* gedeihen, wie z.B. in Betrieb 6 (Alandswerder). In diesen Senken sind die Störungseffekte der Mahd wegen der dort größeren Schnitthöhe weniger gravierend. Eine eigenständige, gegenüber anderen Nutzungstypen abgrenzbare Zikadenzönose zeigt sich jedoch nicht, denn auch die Feuchtespezialisten, wie z.B. die Ufergraszikade (*Mocuellus metrius*) treten in anderen Grünlandtypen auf.

Extensive Weiden

Gegenüber den Mähwiesen und -weiden ist zunächst der große Artenreichtum auffällig; es sind zudem mehrere Arten höchster und hoher Priorität vertreten, die sich auf die trockenen und nassen Bereiche der Weiden konzentrieren. Viele der Euryöken, die den Hauptbestand in den Mähwiesen und -weiden bilden, treten auch in Extensivweiden auf; zudem sind zahlreiche Arten aus der Prioritätsstufe 3 präsent, die hinsichtlich Nährpflanzen und Ökoklima wesentlich höhere Ansprüche stellen als die Ubiquisten.

Brachen

Die zeitweise stillgelegten Äcker werden zeitweise gemulcht, sind also keine längerfristigen Brachen im Gegensatz zu den nicht bewirtschafteten Flächen am Rande der Grünlandschläge, die im Untersuchungszeitraum nicht genutzt wurden. Auf den Ackerbrachen tritt ein hoher Anteil von Xerothermspezialisten auf, die Schlankseggenrieder kolonisieren mehrere Seggenspezialisten. Der Anteil von Spezialisten unter den Zikaden ist in Acker- wie auch Grünland-Brachen deutlich höher als in den Mähweiden und -wiesen. Es treten viele mono- und oligophage Grasspezialisten der Prioritätsstufe 3 auf, die im genutzten Grünland nicht oder nur selten vorkommen. In den Saugproben 2000 fanden sich zudem drei weitere Arten hoher Priorität.

9.4.11 Die Zikadenfauna in den Betriebsflächen

Die Übersicht nach den Nutzungstypen kann nach den spezifischen Verhältnissen innerhalb der Schläge differenziert werden, z.B. nach Lage (außen- oder binnendeichs), Bodentyp (auf hydromorphen oder sandigen Böden) oder spezifischem Pflanzenbestand und Struktur; diese Parameter sind in enger Interaktion mit Nutzung wie Hydrologie gleichermaßen zu sehen und sollen hier mit einbezogen werden.

Stromtal- und Intensiv-Grünland sowie Ackerbrache in der Lüneburger Elbmarsch (Betrieb 1)

In Betrieb 1 wurden beprobt: ein intensiv (Standort 21) und zwei extensiv genutzte Grünland-Flächen (Standort 24 und 25), eine an den Radegaster Haken angrenzende Schlankseggenbrache außendeichs (Standort 22) und eine Ackerbrache binnendeichs (Standort 23). Die Außendeichsflächen waren in beiden Untersuchungsjahren langanhaltenden Hochwassern ausgesetzt.

Auf der **Weidelgras-Weißkleeweide** (Standort 21), die floristisch artenarm und strukturell recht homogen sind, dominieren die eurytopen, vor allem Poaceen besiedelnden Arten Bunte Graszirpe *Errastunus ocellaris*,

Wiesenwanderzikade (*Macrostes sexnotatus*), Wiesengraszikade (*Arthaldeus pascuellus*) und Wiesenspornzikade (*Javesella pellucida*), Arten von nur geringer Priorität. Es treten eine Reihe von Trockenheitszeigern auf, wie *Rhopalopyx vitripennis* und die Wandersandzikade (*Psammotettix alienus*); die aber aufgrund ihrer geringen Anzahlen als Einflieger anzusehen sind.

In den **Brenndoldenwiesen** (Standort 24 und 25), die floristisch artenreich sind und in denen große Bestände von Brenndolde (*Cnidium dubium*) mit feuchten Zonen aus Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) abwechseln, treten keine Arten höherer Priorität auf, außer der Triftenblattzikade (*Eupteryx notata*) und, in den feuchten Bereichen, der Seggenblattzikade (*Notus flavipennis*). Das Artenspektrum unterscheidet sich kaum von dem des Intensiv-Grünlands: es treten weitgehend die gleichen Euryöken auf und kaum Spezialisten, wenn auch der Anteil von Kräuterbesiedlern und einiger hygrophiler Arten etwas größer ist.

Im **Schlankseggenried** dominiert die Seggenblattzikade (*Notus flavipennis*), gefolgt in der Häufigkeit von der Schlankseggenzirpe (*Cicadula flori*), weitere Seggenspezialisten sind die Marmorgraszikade (*Metalimnus formosus*), die Seggenspornzikade (*Megamelus notula*) und die Sumpferdzikade (*Stroggylocephalus agrestis*). In 2000 wurde zudem die seltene Graue Seggenzirpe (*Cosmotettix costalis*) nachgewiesen. Gegenüber den Grünlandflächen spielen die Ubiquisten hier - mit Ausnahme der Wiesenwanderzikade (*Macrostes sexnotatus*) - keine Rolle. Damit weist die Zikadenzönose des Seggenriedes eine hohe Eigenständigkeit auf, da hier Arten auftreten, die innerhalb der Nutzflächen nicht gefunden wurden. Die Artenzahl ist mit 14 Spezies vergleichsweise gering, doch haben die Flächen aufgrund des hohen Anteils von Leitarten hoher und mittlerer Priorität für die Zikadenfauna eine große Bedeutung. Am höchsten ist die Artenzahl unter den Standorten von Betrieb 1 auf der Ackerbrache: hier treten 26 Arten auf, mit vielen Arten mittlerer und einigen hoher Priorität.

Großflächige Intensiv-Grünlandschläge im Amt Neuhaus (Binnendeichsland, Betrieb 2)

In Betrieb 2 wurden drei binnendeichs gelegene Standorte untersucht: zwei intensiv genutzte **Mähweiden** (Standort 1 und 2) und eine **Mulchfläche** (Standort 3). Die Weidelgras-Weißklee-weiden sind floristisch artenarm (Dominanz von *Lolium multiflorum*) aufgrund der Weidereste jedoch strukturell relativ heterogen, auf der Mulchfläche hat sich ein hochwüchsiger, extrem artenarmer Bestand aus Rotschwingel (*Festuca rubra*) etabliert.

Auf allen drei Flächen dominieren eurytopen Gramineenbesiedler, die in der untersten Prioritätsstufe eingeordnet wurden. Auf der Mulchfläche treten jedoch Spezialisten auf wie die Bunte Straußgrassspornzikade *Ribautodelphax collinus* an Rotem Straußgras (*Agrostis capillaris*), die Amazonenspornzikade (*Muellerianella fairmairei*) an Honiggras (*Holcus* spp.) sowie die Grüne Schwingelzirpe (*Rhopalopyx vitripennis*) an Schwingel (*Festuca spec.*). In den Mähweiden sind die einzigen Kräuterbesiedler die zwei *Eupteryx*-Arten *E. calcarata* und *E. atropunctata* sowie die Wiesenkleezikade (*Euscelis incisus*) und die Grüne Kartoffelblattzikade (*Empoasca pteridis*). Die drei zusätzlich mit Saugproben nachgewiesenen Arten sind von geringer Priorität. Alle drei Standorte weisen nach Käscherproben die gleiche Artenzahl auf; in der Mulchfläche treten jedoch drei Gräserpezialisten hinzu, die in den Mähweiden fehlen.

Allmendeweiden und Mähweiden im Außendeichsbereich der Dannenberger Marsch (Grippeler Werder, Betrieb 4)

Die untersuchten Allmendeweiden liegen nahe des Elbufers und zeigen ein starkes Relief, mit feuchten Senken (Standort 11 und 15) sowie höhergelegenen sandigen Bereichen mit Trocken- bzw. Halbtrockenrasen (Standort 12 bis 14). Wegen dieses vielfältigen Charakters wurde diese Fläche relativ intensiv beprobt, da nur so das Artenspektrum erfaßt werden kann. Weiterhin wurden im Grippeler Außendeichsland zwei intensiv genutzte Mähweiden (Standort 9 und 10) einbezogen.

Die als **Mähweiden** genutzten Flächen weiter binnenwärts sind - infolge der Intensivnutzung - strukturell und auch von den Zikadenbeständen einförmig. Hier dominieren die gleichen eurytopen Poaceenbesiedler geringer Priorität wie in den Intensivflächen von Betrieb 2; es treten nur sehr vereinzelt Spezialisten wie die Ufergraszikade (*Mocuellus metrius*) an Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) auf, der hier jedoch wahrscheinlich nur Einflieger ist.

In den **feuchten Senken** der Extensivweiden (Standort 15) ist das Massenvorkommen der Gemeinen Seggenzirpe (*Cicadula quadrinotata*) auffällig. Bemerkenswert ist die vollständige räumliche Trennung von *C. quadrinotata* von der Gabelwanderzikade (*Macrostes viridigriseus*), die nur in den von Spitzklette (*Xanthium dubium*) dominierten Flutrasen (Standort 11) auftritt. Auf die **Flutrasen** beschränkt ist auch die Schlammspornzikade (*Javesella obscurella*). In den **trockenen Flächen** treten die meisten der im Intensivgrünland dominanten Ubiquisten auf, unter denen besonders die Wiesensandzikade (*Psammotettix confinis*) hohe Abundanzen erreicht, darüberhinaus kommt in den Trockenflächen ein hoher Anteil von Spezialisten vor. Viele Zikadenarten haben ein exklusives Vorkommen in diesen trockenen Flächen oder klare Schwerpunkte, wie z.B. die Grüne Schwingelzirpe (*Rhopalopyx vitripennis*), die Raindolchzikade (*Doratura homophyla*) und die Heidespornzikade (*Kosswigianella exigua*). Hier sind besonders viele Leitarten hoher Priorität vertreten, wie z.B. die Straußgrassspornzikade (*Xanthodelphax stramineus*), oder sogar von höchster

Priorität, wie die Dünen- und die Ruchgrasspornzikade (*Kelisia sabulicola*, *Ribautodelphax angulosus*), letztere monophag an Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*). Insgesamt ist in den sandig-trockenen Flächen die große Zahl von Straußgras (*Agrostis* spp.) - Besiedlern auffällig. Kräuterspezialisten sind hier die an Schafgarbe (*Achillea millefolium*) bzw. Wermut (*Artemisia* spp.) lebende Beifußblattzikade (*Chlorita paolii*), die Triftenblattzikade (*Eupteryx notata*) und die monophag an Gewöhnlichem Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) saugende *Zygina hyperici*. Die Trockenrasenflächen nahe des Elbufers weisen mit 31 Spezies die mit Abstand höchsten Artenzahlen im gesamten UG auf.

Extensiv genutztes Stromtal-Grünland in der Gartower Marsch (Alandswerder; Betrieb 6)

Diese Flächen werden vor allem zur Erhaltung der Stromtalflora als reine Mähwiesen bewirtschaftet und hier findet sich ein großes Spektrum typischer Ausprägungen von Stromtal-Grünland. Die Flächen sind floristisch äußerst artenreich mit ausgeprägten Blütenaspekten; in Richtung Aland senkt sich das Relief und es tritt ein hydrologischer Gradient auf von den eher wechsellückigen Bereichen mit Straußampfer (*Rumex thyrsiflorus*)-Dominanz zu den wechselfeuchten bis nassen Bereichen, in denen z.B. noch die Brennolde (*Cnidium dubium*) in großen Mengen vorkommt. Auf den beprobten Standorten wurde möglichst der gesamte Gradient von der trockenen (Straußampfer-Margeritenwiese, Standort 4) bis zur nassesten Ausprägung (feuchte Senke mit *Phalaris*- und *Glyceria*-Dominanz (Standort 5, 6 und 8) beprobt. Zum Vergleich wurde ein nördlich anschließender Brachestreifen (Standort 7) einbezogen.

Auch in diesen **Stromtalwiesen** dominieren - wie in Betrieb 1 - die im Grünland generell weitverbreiteten Poaceen-Besiedler, die eurytop sind bzw. im Grünland als Pioniere zwischen den Flächen hin- und herfliegen können. Der floristische Artenreichtum findet hier keine Entsprechung in den Zikadenbeständen. Da diese Flächen langanhaltenden Überflutungen ausgesetzt sind, ist möglicherweise der "Störeffekt" durch die Mahd überlagert durch die "Störung" durch die Hydroperiode. - Typische Besiedler von Feuchtgebieten sind die u.a. an *Carex* bzw. *Eleocharis* spp. lebenden Arten Seggenblattzikade (*Notus flavipennis*), Sumpfriedzirpe (*Limotettix strola*), Sumpferdzikade (*Stroggylocephalus agrestis*) und Gemeine Seggenzirpe (*Cicadula quadrinotata*), die nur in der **feuchten Senke** bzw. der **Grünland-Brache** auftreten und in den trockeneren Bereichen der Wiesen fehlen bzw. nur vereinzelt vorkommen. Auf die trockeneren Bereiche beschränkt ist die Östliche Sandzikade (*Psammotettix kolosvarensis*). Bemerkenswert ist das Auftreten von relativ vielen Arten der Prioritätsstufe 3, die in den Extensivwiesen deutlich häufiger sind als im Intensiv-Grünland. Die Artenzahl ist auf der feuchtesten Fläche sowie der Brache (23 bzw. 21 Arten) am höchsten. Wie in Betrieb 1 weist das Stromtal-Grünland zwar keine eigenständigen Artengarnituren auf, doch ist hier eine größere Zahl auf eher nährstoffarme, extensive Nutzung angewiesener Arten präsent.

Brachen, Weiden und Mähweiden im Amt Neuhaus (Werder Neugarge, Brachen bei Pinnau)

Um die standörtliche Vielfalt an der Unteren Mittelelbe repräsentativ zu erfassen, wurden einige weitere Flächen beprobt, die nicht in den Auswahlbetrieben liegen: eine sandige Brache nahe Tripkau (Standort 16) sowie mehrere Grünlandflächen im Außendeichsland des Werders Neugarge (Standort 17-20). Besonders das Außendeichsland von Neugarge weist noch eine besonders auentypische Reliefvelfalt auf: So finden sich hier, ähnlich wie im Grippeler Außendeichsland, noch größere Bereiche mit Sandkuppen sowie großflächige feuchte Senken mit ausgedehnten Beständen von Fuchssegge (*Carex vulpina*). Leider ließ sich die genaue Grünlandnutzung in den Untersuchungsjahren nicht ermitteln. Auf dem gesamten Werder findet eine extensive Beweidung statt, doch findet auf einigen Flächen auch eine Vor- oder Nachmahd statt (KARBIENER et al. 1994). Bei der Ackerbrache (Standort 16) handelt es sich um eine sandige, nährstoffarme Ausprägung bei hoher struktureller Vielfalt.

Die **extensive Weide** (die allerdings zeitweise gemäht wird) innerhalb des Werders Neugarge (Standort 20) ist mit 13 Spezies artenarm und es dominieren Poaceenbesiedler niedriger Prioritätsstufe. In dieser Fläche tritt in hohen Abundanzen die Östliche Sandzikade (*Psammotettix kolosvarensis*) auf. Außer dieser Art ist der einzige Wirtspflanzenspezialist die Rispspornzikade (*Ribautodelphax albostratus*) an Wiesenrispengras (*Poa pratensis*). Auch in den **Fuchsseggenbeständen** dominieren zwar Ubiquisten, doch leben hier auch typische Feuchtezeiger wie die Gemeine Seggenzirpe (*Cicadula quadrinotata*) und die Ufergraszikade (*Mocuellus metrius*); nur in diesen feuchteren Flächen tritt die Schlammspornzikade (*Javesella obscurella*) auf. Außerdem finden sich hier zwei *Agrostis*- und *Juncus*-Spezialisten der Prioritätsstufe 2. Gegenüber den Mähweiden treten also zwar in den Fuchsseggenbeständen keine Arten auf, die auf diesen Vegetationstyp beschränkt sind, aber der Anteil von Leitarten hoher bis mittlerer Priorität ist hier weit höher, bedingt durch das Auftreten von hygrophilen bzw. oligophagen Zikadenarten.

In den von **Landreitgras** (*Calamagrostis epigeios*) und **sandig-lückigen Bereichen** dominierten Fläche (Standort 17) tritt ein hoher Anteil xerophiler Zikadenarten auf. Artenzahl und Zahl von Spezialisten sind besonders auf der **Silbergrasflur** hoch, wo drei Arten höchster Priorität vertreten sind, die Dünespornzikade (*Kelisia sabulicola*), die Gefleckte Sandzikade (*Psammotettix sabulicola*) an Dünengräsern sowie die Ruchgrasspornzikade (*Ribautodelphax angulosus*) an Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) sowie fünf Arten hoher und elf Arten mittlerer Priorität. Sehr artenreich ist auch die **sandige Ackerbrache** bei Pinnau (Standort

16) mit der ebenfalls gefährdeten Dünenspornzikade (*Kelisia sabulicola*) sowie sechs Arten hoher Priorität, der Artenreichtum der Zikaden steht hier ganz im Gegensatz zu dem sehr artenarmen Pflanzenbestand, der durch Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) und Rotes Straußgras (*Agrostis tenuis*) dominiert wird, der aber aufgrund des Wechsels aus hoch- und niedrigwüchsigen Pflanzen strukturell divers ist.

Trotz des lückigen und floristisch relativ artenarmen Bestandes sind die Silbergrasfluren und die sandige Ackerbrache mit jeweils 25 Spezies also von vielen Zikadenarten besiedelt, wobei die Silbergrasfläche einen besonders großen Anteil von Arten hoher Priorität aufweist.

9.4.12 Spezialisierungsgrade der Zikadenzönose hinsichtlich Nutzungsintensität und Feuchte

Abb. 39 stellt alle Standorte nach ihrem Anteil an ökologischen Gruppen nach der Klassifikation in Tab. 25 dar, wobei nach der Häufigkeit von Spezialisten geordnet wurde. Der höchste Anteil von Spezialisten tritt in den nicht genutzten oder extensiv beweideten Flächen auf, die insgesamt artenreich sind. Hinsichtlich der ökologischen Spezialisten stehen die intensiv genutzten Mähweiden ganz am Ende der Skala, aber auch die Exensivwiesen erreichen einen nur geringen oder höchstens mittleren Anteil von Spezialisten.

Abb. 39: Artenzahlen und Lebensstrategien der Zikadenarten auf den Untersuchungsflächen

(B = Brache, Ewei = Extensivweiden, Ewi = Extensivwiesen, MW = Mähweiden)

9.4.13 Besiedlungsdichte in den Flächen nach Saugfängen in 2000

Im Gegensatz zu den halbquantitativen Erhebungen mittels Käscherfang (1999) können die Daten aus Saugproben (2000) für die Ermittlung von Besiedlungsdichten verwendet werden. Die Streifnetzfänge sind geeignet, den Aufbau der Zikaden-Zoozönose auf einer großen Fläche darzustellen, wobei allerdings die bodennah lebenden Arten schlecht erfaßt werden. Saugproben geben dagegen die Zikadengemeinschaft relativ genau wieder, da die bodennahen Arten gut erfaßbar sind und erlaubt eine Umrechnung in definierte Flächeneinheiten. Hier wurden die Daten auf 1 m² hochgerechnet (s. Kap. 9.4.2).

Abb. 40 gibt die Besiedlungsdichten in verschiedenen Vegetationstypen wieder, dabei ist jeweils die Individuenzahl/m² Ende Mai und Anfang August angegeben. Die höchsten Abundanzen werden in dem brachliegenden Rohrglanzgrasröhricht (neben den Brenndoldenwiesen von Betrieb 6) mit > 4.000 Ind./m² erreicht, gefolgt von der Senke mit Dominanz von *Carex hirta* (Allmendeweide in Betrieb 4). Es ist auffällig, daß **hohe Besiedlungsdichten** vorwiegend in den **Brachen** und den **extensiv genutzten Flächen** auftreten (z.B. Fuchsseggenried, Silbergrasfluren, Wiesensilgenwiesen und Straußampfermargeritenwiesen), während die **intensiv genutzten Flächen** durchschnittlich **weit geringere Abundanzen** zeigen, und hier besonders die Weidelgras-Weißkleeweid. Auch ubiquitäre Arten, wie *Errastunus ocellaris*, gehen in den Intensivflächen deutlich zurückgehen, besonders die bodennah lebenden Spezies, wie *Anoscopus flavostriatus*, sind hier weitaus

seltener als in den Extensivflächen. Dieser Trend ist weit weniger deutlich Anfang August, zu diesem Zeitpunkt sind auch in den Intensivflächen die Besiedlungsdichten teilweise so hoch bzw. höher als in den Extensivflächen. Die Besiedlungsdichten sind insgesamt Anfang Mai außerordentlich hoch. Sieben Pflanzengesellschaften erreichen dann Dichten von weit mehr als 1.000 Ind./m² und liegen damit noch über den Werten von WALOFF (1980), die meist nur knapp über 1.000 Ind./m² als Maximalwerte in Grasländern Englands feststellte. Diese hohen Werte legen sowohl eine erhebliche Bedeutung der Zikaden für den Pflanzenbestand nahe als auch für Zoophagen in der Vegetationsschicht (s. Kap. 9.4.4).

Da sich gegenüber den Käscherproben mit den Saugfängen weit deutlichere Unterschiede zwischen Extensiv- und Intensivnutzung zumindest im späten Frühjahr nachweisen lassen, ist es möglich, daß mit Käscherproben Differenzen zwischen den Nutzungsvarianten nicht so genau erfaßt werden wie mit Saugproben. Möglicherweise werden von der Intensivierung die in den unteren Bereichen der Vegetation lebenden Individuen besonders betroffen, die evtl. das extremere Standortklima (Austrocknung) bei einer Intensivnutzung nicht tolerieren.

Abb. 40: Besiedlungsdichte in den Standorten nach der Saugmethode (2000)

9.4.14 Beziehungen zu abiotischen und strukturellen Parametern

Bisher zeigten sich einige klare Zusammenhänge zwischen den Nutzungstypen bzw. den damit einhergehenden Pflanzengesellschaften und den Artenzahlen und dem Anteil von Spezialisten unter den Zikaden. Die Nutzung wird aber stark von der Biogeomorphologie und Hydrologie überlagert: die ausgeprägten Geländestrukturen, die durch weit zurückliegende Erosions- und Sedimentationsprozesse entstanden, bedingen zugleich hydrologische Gradienten, in denen sich entsprechende Artengarnituren der Zikaden eingenischt haben. Dabei sind besonders die trockenen und nassen Extremstandorte der Aue arten- und spezialistenreich. Das Geländere Relief bedeutet für die Landwirtschaft zugleich eine extensive Nutzung in Form von Beweidung bzw. eine Verbrachung, da sich die Mahd in stark bewegtem Gelände nicht mehr maschinell durchführen läßt. Diese gegenseitigen Abhängigkeiten werden durch biozönotische Parameter der Zikaden gut wiedergegeben. Die extensiv gemähten Wiesen lassen sich dagegen weit weniger klar von den Intensivflächen abgrenzen, wobei vermutlich die häufige und langanhaltende Überschwemmung einen steuernden Einfluß ausübt. Damit könnte die Überflutung eine derartig stark dezimierende Wirkung haben, daß demgegenüber eine späte Mahd nur noch eine untergeordnete Rolle für die Zikadenzönose spielt.

Im folgenden soll geprüft werden, ob sich Beziehungen zwischen den in Kap. 9.2.4.4 gebildeten Strukturtypen bzw. zu den Nährstoffgehalten in den Grünlandflächen herstellen lassen.

Beziehungen zu Strukturen

Die Frage sollte untersucht werden, ob in gleichen Strukturtypen auch die Zikadenartenbestände ähnlich sind. Trifft dies zu, wäre ein aggregierter Parameter ausfindig gemacht, der die Zikadenzönose in ihrem Aufbau weit besser erklärt als Nutzungstypen oder Pflanzengesellschaften. Bisher sind derartige Zusammenhänge kaum untersucht, da es bisher nur wenige Versuche einer Strukturtypenbildung in Nutzflächen gibt (z.B. OPPERMANN 1992). Unter den Arthropoden konnte z.B. MEIBNER (1998) klare Zusammenhänge zwischen der Vergesellschaftung von Käferarten und Strukturen herausstellen: so sind z.B. Kurzflügelkäfer- (Coleoptera: Staphylinidae) und Laufkäferarten (Coleoptera: Carabidae) in verschiedene Zonen von Großseggenbulten eingenischt.

Die Strukturtypen aus Kap. 9.2.4.4 werden mit einer Clusteranalyse (KOVACH 1999) in Beziehung zum Auftreten von Zikaden gesetzt. Jedem der 25 Untersuchungsstandorte aus 1999 wird ein aggregierter Strukturtyp zugeordnet (s. Abb. 21), dabei entfallen in einigen Fällen auf einen Strukturtyp mehrere Standorte, z.B. bei den mehrfach einbezogenen Weidelgras-Weißkleeweidern. Alle untersuchten Bracheflächen werden dem Strukturtyp VI zugerechnet, das Schlankseggenried wird als Untertyp von VI (=VIa) aufgefaßt, da es wegen seiner bultig-monotonen Struktur vom Typus VI deutlich abweicht. Die Gesamtarten- und Individuenzahlen der Standorte werden hinsichtlich ihrer Ähnlichkeitskoeffizienten mittels des Jaccard-Index geprüft, der nur die Arten-, nicht aber die Individuenzahlen berücksichtigt.

Die Hypothese, daß sich bei gleichem Strukturtyp auch Zikadenartenbestände hoher Ähnlichkeit einstellen, kann nicht bestätigt werden (s. Abb. 41): selbst in Standorte gleichen Strukturtyps ist die Artenzusammensetzung sehr unterschiedlich. Diese geringe Korrelation zwischen Zikadenfauna und Strukturtypen läßt sich vermutlich durch die enge räumliche Einnischung der Arten erklären; offenbar ist die Nährpflanze ein bedeutsamerer Habitatparameter für Zikaden als der Strukturtyp. Arten, die eine weite Toleranzspanne hinsichtlich Feuchte, Licht und Temperaturen haben, können offenbar ein breites Spektrum von Strukturtypen besiedeln.

Abb. 41: Ähnlichkeitsanalyse zwischen den aggregierten Strukturtypen und Zikaden (Jaccard-Index)

Beziehungen zu Nährstoffgehalten

Die Universität Lüneburg und die Fachhochschule Suderburg nahmen in den gleichen Vegetationstypen, in denen auch Zikaden analysiert wurden, Messungen zu Boden, Wasser und zum Stoffhaushalt vor. Es wurden die Mittelwerte aller Nährstoffmessungen, z.B. zu P, K und N (s. REDECKER 2001) hinsichtlich einer Korrelation mit den Zikadenabundanzen geprüft, sowohl alle Arten summiert als auch nur die dominanten Arten, die als Eutrophierungszeiger gelten. Es ließen sich jedoch keine signifikanten Korrelationen feststellen, so daß hier auf eine graphische Darstellung verzichtet wird. Daß kein Zusammenhang zwischen den Nährstoffwerten und der Zikadenfauna herstellbar ist, liegt im Wesentlichen vermutlich daran, daß sich die Nährstoffgehalte auf die Werte im Boden beziehen, während die Zikaden ihren Nährstoffbedarf aus den Inhaltsstoffen der Leitbündel - in seltenen Fällen auch aus dem Mesenchym der Pflanzen - beziehen. Der Schlüsselfaktor für die Abundanz- und Verbreitungsmuster der Zikaden liegt also wohl eher in den Nährstoffgehalten *innerhalb* der Pflanzen, der wiederum eine komplexe Reaktion auf die Gesamtumweltsituation, z.B. auf Streßsituationen, darstellt. So kann z.B. der Anteil freier Aminosäuren in den Leitgeweben unter Trockenstreß erhöht sein (BERNAYS & CHAPMAN 1994).

Zikaden im Schnitt- und Düngungsgradienten (Grünland-Versuchflächen der Landwirtschaftskammer Hannover): Voruntersuchungen

Im Jahre 2000 beprobten wir Flächen des sog. "Landschaftspflegeversuchs" der Landwirtschaftskammer (LWK) Hannover an der "Tauben Elbe" bei Penkefitz (Landkreis Lüchow-Dannenberg) mit der Saugmethode am 07.08. 2000. Diese Beprobungen wurden zusätzlich zum vorgegebenen Untersuchungsprogramm - wegen des großen Sortier- und Bestimmungsaufwandes - nur an einem Geländetermin durchgeführt, so daß sich anhand der Ergebnisse bisher nur Trends zeigen lassen.

Auf den Versuchsflächen wird mit **definierten Düngergaben** (180 bis 300 kg N/ha) und **fixierten Schnittzeitpunkten** (von 2, 2-3, 3 und 4 mal jährlich) gearbeitet, so daß die Möglichkeit besteht, Zikadenabundanzen mit quantitativen Daten zur Flächennutzung zu korrelieren. Vor Versuchsbeginn (03.04. 1985) wurden ca. für März-April 1985 folgende **bodenkundliche Werte** ermittelt: pH: 5,4, P: 3 mg, K: 5 mg, Mg: 23 mg. Das gesamte Versuchsfeld hat eine Länge von 103,30 m und eine Breite von 21,10 m. Auf ihm wurden jeweils 2 m breite Streifen angelegt, in denen die obigen Schnitt- und Düngervarianten mit insgesamt fünf Wiederholungsreihen durchgeführt wurden. Die Saugproben umfassten je 4 Schnittvarianten mit je 2 verschiedene Düngergaben (s. Tab. 27).

Insgesamt wurden in den 8 beprobten Flächen **22 Zikadenarten** nachgewiesen (4 Arten konnten aufgrund von Juvenilstadien nicht sicher zur Art bestimmt werden, einige frühe Larvalstadien waren nur bis zur Familie bzw. Unterfamilie determinierbar). Es treten zwar keine nach der Roten Liste Deutschlands (REMANE et al. 1998) gefährdeten Arten auf, aber eine Reihe von Spezialisten, z.B. Besiedler von Schmetterlingsblütlern und Gräserpezialisten. Angesichts der geringen Flächengröße und des sehr geringen Stichprobenumfangs ist die ermittelte Artenzahl in den Probeflächen recht hoch.

Die höchsten **Artenzahlen** erreicht die extensiv gemähte und zugleich gering gedüngte Variante. Bezogen auf die Gesamtzahl der Flächen zeigen sich jedoch keine eindeutigen Zusammenhänge zwischen Artenzahlen und Nutzungsintensitäten: z.B. treten auch in der 3 x gemähten Variante noch relativ hohe Artenzahlen auf und auch die 4 x geschnittenen Flächen zeigen keine niedrigeren Artenzahlen. Die höchsten **Gesamtindividuenzahlen** treten in den 2 bzw. 2-3 mal geschnittenen Flächen auf. Die dominanten Arten wie *Errastunus ocellaris* und *Arthaldeus pascuellus* werden mit höheren Düngergaben seltener.

Hinsichtlich der ökologischen Gruppen zeigt sich, daß in den **nur 2 x geschnittenen Flächen** einige **Spezialisten** einen klaren Schwerpunkt haben, z.B. zwei an Kräutern lebende *Eupteryx*-Arten. Die Artenzahl der Oligophagen ist in den 2 x gemähten Flächen deutlich größer als in den häufiger geschnittenen Flächen. In den intensiver genutzten Flächen überwiegen die Pionierarten. Die **vergleichsweise hohen Artenzahlen** auch in den intensiv genutzten Varianten kommen dadurch zustande, daß vergleichsweise viele euryöke Arten und Pionierarten die Intensivnutzung tolerieren.

Mit minimal 180 kg N sind die Varianten immer noch recht **stark gedüngt**, zusätzlich bewirkt der Nährstoffeintrag durch die Elbe weitere Nährstoff-Inputs in die Versuchsflächen. Leider liegen bis heute keine Vergleichsdaten zu stärker ausgehagerten Flächen in der Region vor, so daß hier nur Wiesen im oberen Bereich der Nährstoffversorgung miteinander verglichen werden. Möglicherweise gehen einige "Eutrophierungszeiger" unter den Zikaden, wie *Errastunus ocellaris*, bei einer N-Reduktion deutlich zurück oder verschwinden.

Trotz des geringen Stichprobenumfangs zeigt diese Analyse einige interessante Trends: der größere **Leguminosenanteil** in den kräuterreicheren extensiver genutzten Wiesen wirkt sich auf die Zikadenfauna aus, da der Anteil von Spezialisten wie *A. ribauti* (an Schmetterlingsblütlern, aber auch *Plantago spec.*) zunimmt. Aus diesen Daten lassen sich allerdings die Einflüsse von Nutzung versus Düngung noch nicht gegeneinander abzuwägen, da der Stichprobenumfang für eine statistische Analyse nicht ausreichen.

Insgesamt zeigt sich eine Tendenz zu höherem Artenreichtum und höheren Gesamtabundanzen in den extensiver genutzten Grünländern; hier treten auch einige Spezialisten ausschließlich bzw. mit klaren Schwerpunkten auf.

Intensiver genutztes Grünland wird fast ausschließlich von Pionierarten und Eurytopen besiedelt. Die vorliegenden Daten zeigen also trendhaft, daß sich verschiedene Nutzungsintensitäten auf die Krautschichtfauna selbst auf kleinsten Probeflächen nachweisen lassen. Dabei sind Zikaden aufgrund ihrer engen Einnischung in die Vegetationsschicht offenbar eine gut geeignete Gruppe und wahrscheinlich indikatorisch effizienter als z.B. Heuschrecken, Tagfalter oder Laufkäfer, die entweder für derartig kleine Flächen zu mobil oder nur in sehr geringen Artenzahlen in den Probeflächen zu erwarten sind.

Tab. 27: Übersicht über die Artenbestände in den Probeflächen der Landwirtschaftskammer

Abb. 42: Beziehungen zwischen Artenzahl, Schnitthäufigkeit und N-Düngung**Abb. 43: Häufigkeit von zwei dominanten Arten im Düngungsgradienten****Abb. 44: Häufigkeit von zwei dominanten Arten im Mahdgradienten****9.5 Ableitung von Umweltqualitätszielen und Maßnahmen**

In der Status quo-Analyse konnten bisher die Nutzflächen und das landschaftliche Umfeld strukturell eingeschätzt werden. Die Verteilungsmuster der Brutvögel lassen Aussagen zu den ökologischen Folgen der Agrarnutzung in größeren Raumeinheiten zu, die der Zikaden über den kleinräumigen Zustand wichtiger Pflanzengesellschaften in den Auswahlbetrieben.

Die Regionalisierung der Artenbestände und ihre Gruppierung nach Anspruchstypen bedeutete zugleich schon eine Bewertung nach ihrer Bedeutung für Region und Betriebe. Daraus lassen sich nun, entsprechend dem Vorgehen in der Leitbild-Entwicklung, Umweltqualitätsziele und Maßnahmen ableiten. Es wird im folgenden allerdings auch immer wieder auf den linken Block innerhalb der Leitbild-Skizze (s.Abb. 7) eingegangen, da übertragbare ökologische Kenntnisse aus anderen Regionen in die Formulierung von Umweltqualitätszielen einfließen.

9.5.1 Avifauna

Die Folgen der Agrarnutzung auf die Avifauna sind in zahlreichen Regionen untersucht und zusammenfassend dargestellt (z.B. BEZZEL 1982, RÖSLER & WEINS 1996). Diese beziehen sich u.a. auf den Einfluß der Landschaftsstruktur, der Nutzung von Schlägen sowie Strukturen, Feuchte und Nahrungsangebot. Doch nur einige dieser Aspekte können im folgenden behandelt und im Hinblick auf die Ableitung von

Umweltqualitätszielen diskutiert werden, da das Thema von hoher Komplexität ist und mittlerweile ganze Regale von Bibliotheken füllt.

Da jedes Umweltqualitätsziel auch mit bestimmten Maßnahmen verkoppelt ist, werden diese gemeinsam behandelt.

9.5.1.1 Einfluß des Nutzungsmosaiks auf die Avifauna

Bei der Analyse der Betriebsflächen muß der gesamte Landschaftsausschnitt einbezogen werden, da die Nutzung der Schläge im Zusammenhang steht mit den Strukturen des Umfeldes, wie dem Gewässerangebot, den Gehölzen, Hecken oder Weg- und Grabenrändern. Die Landschaftsstruktur bestimmt maßgeblich die Biodiversität und die Besiedlung mit regionalen Leitarten in den Betrieben (z.B. OELKE 1968, LENTNER & LANDMANN 1994, PLAISIER 1997). Hier geht es also um die Frage: wieweit bestimmen Größe, Anzahl, Verteilung und Qualität der Nutzflächen und der umliegenden Strukturen die Vogelfauna?

Grundsätzlich wirkt sich ein vielfältiges Nutzungsmosaik diversitätssteigernd auf die Avifauna aus (STACHOW, mdl. 2000): bei diverser Acker-Grünland-Verteilung und bei einer Vielzahl von angebauten Feldfrüchten können sich viele Vogelarten in das diverse Strukturmuster und das unterschiedliche Angebot an Nahrungsquellen einnischen. Überraschenderweise können dabei auch aus Naturschutzsicht "unerwünschte" Anbausysteme, wie Maisäcker, die Vogelfauna positiv beeinflussen, da sie im räumlichen Kontext eines größeren Landschaftsausschnitts eine andere Wirkung entfalten. Untersuchungen am Kiebitz (BAESE 1999) haben z.B. gezeigt, daß die Nähe von **Maisäckern** zu **Intensiv-Grünland** positiv auf den Brutbestand wirken kann: da Maisäcker relativ spät im Jahr genutzt werden, können diese Flächen Brutverluste im Intensiv-Grünland "kompensieren"; denn dort sind die Verluste infolge von früher Bodenbearbeitung und Silageschnitt oft hoch, auf den Maisäckern kann aber der Kiebitz Ende April/Anfang Mai sein zweites Gelege in dem dann frisch gedriltem Mais anlegen und hat dort in den etwa 70 Tagen zwischen Aussaat und Fahnenschieben und vor der dann erforderlichen Insektizidbehandlung gute Chancen, sein Brutgeschäft erfolgreich zu beenden.

In Ackergebieten wirkt sich die Vielfalt von Anbausystemen mit **Feldfrüchten unterschiedlicher Phänologie** diversitätssteigernd aus, da dann - über das Jahr verteilt - ständig ein Angebot an Nahrung für herbivore Vögel vorhanden ist. Einen positiven Einfluß auf den Bruterfolg der Goldammer (*Emberiza citrinella*) stellte LILLE (1999) in Äckern fest, die sowohl mit verschiedensten Feldfrüchten bestellt werden als auch zugleich kleinparzelliert sind. Ein solches Nutzungsmuster kann die Populationen am besten sichern, vorausgesetzt der Aktionsradius der Art von ca. 250 m wird nicht überschritten.

Selbst innerhalb des **Getreide-Anbaus** treten deutliche Unterschiede in der Besiedlung durch Vogelarten auf: wenn z.B. Äcker mit Sommergetreide bestellt werden, treibt hier die Vegetation relativ stark im Jahr aus. So können diese Flächen im Frühjahr eine erhebliche "Lockwirkung" auf Vogelarten ausüben, die in Offenflächen ihr Brutgeschäft beginnen. Äcker, auf denen im Frühjahr ausgesät wird, sind z.B. zur Ankunftszeit der Wachtel (*Coturnix coturnix*) noch nicht vollständig mit Vegetation bedeckt und sie ähneln strukturell den Zwergstrauchsteppen und Halbwüsten, den Primärhabitaten dieser Art (GEORGE 1999). Deshalb sind Äcker mit Sommergetreide die bevorzugten Habitate der Wachtel, nicht aber das Grünland, dessen Deckungsgrade zu hoch sind. Auf die Überlebensraten dieser Art würden sich z.B. die Einsaat von Luzerne, Klee oder Gräsern ("Ackerfutter") positiv auswirken (l.c.). Außer einer Vielfalt an Nutzungs- und Anbausystemen wirken bekanntlich auch ein dichtes Heckennetz, die Existenz von Saumstrukturen etc. stark diversitätsfördernd auf die Avifauna (s. BEZZEL 1982).

Der Einfluß der Landschaftsstruktur auf die Vogeldiversität in den Betriebsflächen läßt sich nur grob umreißen, aber kaum quantifizieren, da zum einen nicht der Gesamtbestand an Brutvögeln erfaßt wurde und zum anderen sehr eingehende Habitatanalysen notwendig gewesen wären. Die **großflächigen Ackergebiete binnendeichs** (Betrieb 1 und 6) zeigen nur eine geringe Diversität innerhalb der hier erfaßten Arten. Es ist vor allem die Schafstelze, die zumindest randlich Ackerflächen besiedeln kann. Förderlich wirkt eine Anreicherung der Ackergebiete mit Hecken, wie Betrieb 6 zeigt, da dann z.B. auch der Neuntöter die Landschaft besiedeln und in den Ackerflächen nach Nahrung suchen kann. Artenarm sind auch die **großflächigen Intensiiv-Grünlandflächen** (Betrieb 1, Teilgebiet 1), in denen neben der Schafstelze vereinzelt das Braunkehlchen in den Randbereichen hinzutritt. Eine Aufwertung dieser ornithologisch monotonisierten Flächen tritt ein, wenn das Intensiv-Grünland enger durch Hecken gekammert ist (Auswahlflächen innerhalb von Betrieb 2), da dann weitere Arten, neben Schafstelze und Braunkehlchen, die Landschaft besiedeln, wie der Neuntöter. Das **extensive Grünland** außendeichs (Mähwiesen in Betrieb 1 und 6), das weiträumig offen ist, stellt offenbar einen wichtigen Brut- und Nahrungshabitat für Schafstelze, Braunkehlchen und Feldlerche dar, in geringerer Anzahl tritt hier auch der Wiesenpieper auf, sporadisch besiedelt diese Flächen bzw. Nachbarflächen auch der Große Brachvogel.

Eine **große Vielfalt an Grünland-Typen** ist in Betrieb 4 außendeichs gegeben, wo neben Extensivweiden intensive Mähweiden liegen. Die in die Allmendeweide eingestreuten Gehölz- und Saumstrukturen wirken sich sehr förderlich auf die Avizönose aus, zugleich treten aufgrund der Reliefvielfalt z.B. tiefere Senken auf, in denen sich einige Arten, wie die Wachtel, ansiedeln können.

Umweltqualitätsziele bezogen auf das Nutzungsmosaik, die auf eine hohe regionale Vogelartendiversität gerichtet sind, lassen sich also an den Befunden aus den Betrieben wie auch an den oben dargestellten Erkenntnissen aus anderen Regionen gleichermaßen ableiten. Hier kommen allerdings unmittelbar die begrenzten ökonomischen Spielräume der Betriebe zum Tragen, die es nicht erlauben, willkürlich bzw. rein "ornithozentriert" die gesamte Landschaft umzugestalten; denn eine Änderung der Anbausysteme hat ganz erhebliche Konsequenzen für die betriebliche Situation und soll hier bewußt vage formuliert werden. Dieser Aspekt spielt dagegen für Umweltqualitätsziele innerhalb des Ressourcenschutzes eine zentrale Rolle (s. ARUM 2001). Aus den obigen Befunden läßt sich insgesamt ableiten:

- **Anbau möglichst unterschiedlicher Feldfrüchte im Ackerbau:** im Projekt wurde dieses Ziel vorrangig aus Sicht der nachhaltigen Nutzung für Teilbereiche formuliert (s. Synthesebericht und ARUM 2001).
- **Nutzungsmosaik aus Grünland und Äckern:** Ackernutzung sollte nur dort stattfinden, wo sie umweltgerecht durchgeführt werden kann, also vorwiegend im Binnendeichs-, nicht im Außendeichsland, da hier der Nährstoffabtrag aus den Äckern durch die Überschwemmungen zu groß ist; deshalb wird für die Außendeichsbereiche eine ausschließliche Grünlandnutzung vorgeschlagen.
- **Anreicherung der Landschaft mit Kleinstrukturen,** wie Randstreifen, einzelnen verbrachten Schlägen, Hecken, Einzelgehölzen: dieser Aspekt wird in Kap. 9.5.3 erörtert.

9.5.1.2 Einfluß der Grünlandnutzung

Besonders die Grünlandnutzung im UG ist mit Konfliktstoff aufgeladen: wo soll Stromtal-Grünland erhalten oder entwickelt werden? Sollen die Flächen wiesenbrütergerecht bewirtschaftet werden und soll eine Wiedervernässung eingeleitet werden? Ist ein bestimmtes Maß an Intensivflächen innerhalb der Grünlandschäge tolerabel? Hier wird zunächst auf die Ergebnisse unserer Analysen anhand der Avifauna eingegangen.

Die Auswirkungen von Bodenbearbeitung - wie Schleppen und Walzen - , Düngung, Schnitt und Beweidung im Grünland auf die Vogelfauna sind mittlerweile gut erforscht (Übersicht s. z.B. bei WITT 1988, ROSENTHAL et al. 1998). Insgesamt zeigt die Avifauna in den Grünlandflächen der Betriebe jedoch nicht die Artenbestände, die für feuchte, häufig überschwemmtes Grünland in Auen typisch sind (FLADE 1994) und in denen z.B. gefährdete Limikolenarten, wie Uferschnepfe (*Limosa limosa*) oder Bekassine (*Gallinago gallinago*) zu erwarten gewesen wären. Die typischen Leitarten mit großem Raumbedarf nach FLADE (1994) fehlen weitgehend, vielmehr werden die Schläge der Auswahlbetriebe von weniger sensiblen Singvogelarten des Grünlands und der Äcker in - allerdings teils beträchtlichen Häufigkeiten - dominiert. Bis auf den Großen Brachvogel in Betrieb 2 und 4 traten in den Untersuchungen 1999 und 2000 keine Wiesenlimikolen auf. Dies überrascht um so mehr, als in den Kartierungen des NLÖ (1994) z.B. in Betrieb 2 noch bedeutende Anzahlen des Kiebitzes nachgewiesen wurden. Über die Ursachen läßt sich allerdings nur spekulieren: möglicherweise hängt dies mit dem generell eklatanten Rückgang von Wiesenlimikolen in den 90er Jahren zusammen (s. Anhangsband), vielleicht handelt es sich auch nur um Bestandsschwankungen zwischen mehreren Jahren. Weiterhin kam es in 1999 und 2000 zu relativ ausgeprägten Überschwemmungen, die auf den besonders früh brütenden Kiebitz besonders negativ wirken können. Da es keine älteren historischen Daten zu den Schlägen gibt, kann die Entwicklung der Wiesenbrüterbestände leider nicht rekonstruiert werden.

Die Untere Mittelelbe ist für einige Arten, wie Uferschnepfe oder Rotschenkel, kein "klassisches Wiesenbrütergebiet", da einige Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt weiter westlich haben und in Nordwestdeutschland z.B. große Niedermoor-Grünländer vorrangig besiedeln (ROSENTHAL et al. 1998). Welche Umweltqualitätsziele sollen also abgeleitet werden? Soll man sich an dem Potential für Wiesenbrüter orientieren oder an dem derzeit negativen Status quo? Da derzeit kaum Wiesenlimikolen in den Schlägen auftreten, würde bei entsprechenden Maßnahmen nur potentiell besiedelbarer Raum entstehen und es ist keineswegs garantiert, daß es zu einer erfolgreichen Besiedlung in den Folgejahren kommt. Im Projekt einigten wir uns darauf, prinzipiell den aktuellen Vorkommen gegenüber bloßen Potentialen Priorität einzuräumen. Deshalb wurde z.B. Qualitätsziele prioritär auf den Erhalt von Stromtal-Grünland ausgerichtet, wenn dieses tatsächlich noch vorhanden ist und Ziele des Wiesenbrüterschutzes diesem Ziel untergeordnet, eine Entscheidung, die allerdings erst nach der flächendeckenden Bilanz der derzeitigen Bestände von Stromtalpflanzen und Wiesenbrütern möglich war (s. Synthesebericht).

Auf hydrologische Eingriffe wurde bei der Zielformulierung weitgehend verzichtet. Im Extremfall, wenn z.B. in der Vergangenheit umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen im Grünland stattgefunden haben (wie z.B. in Betrieb 2), hätte dies extrem komplexe Veränderungen für den Betrieb bedeutet. Wasserbauliche Veränderungen wären vor allem binnendeichs relevant gewesen, in den untersuchten **Außendeichsflächen** dagegen kaum, da diese weitgehend der naturnahen Dynamik der Elbe unterworfen sind.

Wie bereits dargestellt (Kap. 9.5.1.1) kommt es bei der **extensiven Wiesennutzung** kaum zu Kollisionen mit dem Wiesenbrüterschutz. Der Einfluß **extensiver Beweidung** auf die Wiesenvogelfauna kann bisher nur ansatzweise anhand der Allmendefläche in Betrieb 4 abgeleitet werden: hier zeigt sich eine - im Vergleich zu den reinen Schnittwiesen - wesentlich größere Strukturvielfalt, die sich im Zusammenspiel mit der Reliefvielfalt

positiv auf die Brutvogeldiversität auswirkt (z.B. kommen Wachtel und Wachtelkönig hier vor), auch wenn sensible Limikolen in der Fläche fehlen. Im Binnendeichsbereich liegen extensiv beweidete Flächen in den Auswahlbetrieben nicht vor.

In zwei Szenarien zur Biodiversität (s. Synthesebericht) formulierten wir nur hinsichtlich der Bewirtschaftung **Umweltqualitätsziele** und **Maßnahmen**, nicht zum Wasserbau, die sich hier an "wiesenbrütergerechter" Nutzung orientieren:

- **Schnitt** nicht vor dem 15.06.,
- bei **Beweidung** < 1.5 GVE/ha, bei Färsenhaltung 0.5 GVE/ha bis zum Ende des Brutgeschäfts,
- **kein Schleppen und Walzen**,
- möglichst Einsatz von **Balkenmähern**.

Diese relativ "starren" Vorgaben, die für die ökonomischen Berechnungen nötig waren, sollten aber in der Praxis möglichst **flexibel gehandhabt** werden, indem z.B. die Schnittzeitpunkte und Beweidungszeiträume sich an den von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Vegetationsausbildungen orientieren (s. REDECKER 2001). So könnte der Landwirt z.B. die Mahd auf Teilflächen durchaus früher als am 15.06. durchführen, wenn dort aktuell kein Brutplatz liegt. Diese Flexibilität setzt allerdings ein fundiertes Monitoring voraus (s. Kap. 10.9), bei dem wichtige Gebiete für Wiesenbrüter jährlich durch Fachkräfte kartiert und betreut werden.

9.5.1.3 Einfluß von Brachen

Fast ebenso brisant wie die Grünland-Nutzung ist die Frage nach der Existenz und Ausdehnung von Brachflächen in den Betrieben; denn es gehen **wertvolle Pflanzenarten des Stromtal-Grünlands verloren** und in den Brachen sind kaum bedrohte Pflanzenarten zu erwarten (mit wenigen Ausnahmen wie z.B. *Veronica longifolia*) (s. REDECKER 2001). Bei einer zu großen Ausweitung von Bracheflächen verschwinden mit großer Wahrscheinlichkeit nicht nur die großen **Rastbestände** von Gänsen und Schwänen, sondern auch **Wiesenlimikolen** sowie in dieser Untersuchung nachgewiesene **Wiesensingvögel** höherer Priorität, wie Schafstelze oder Wiesenpieper. Dem stehen allerdings auch wahrscheinliche positive Auswirkungen auf zahlreiche Vogelarten, die in den hochwüchsigen, wenig gestörten Strukturen brüten könnten, gegenüber. Der Besiedlungserfolg von neuangelegten Brachen ist jedoch schwer einzuschätzen und kann zumindest in den Anfangsjahren der Verbrachung außerordentlich gering sein: Dies wurde z.B. in der Wümmeniederung bei Bremen festgestellt: obwohl die Brachen relativ großflächig sind, waren hier nur wenige gefährdete Arten eingewandert, während die Wiesenlimikolen aus diesen Flächen verschwunden sind (W. EIKHORST, mdl. 2000). Wie groß Brachen für die Vogelwelt sein sollen und in welcher Verteilung sie in der Landschaft wünschenswert sind, stellt derzeit ein erhebliches Forschungsdefizit im Naturschutz dar (FLADE, mdl. 1999) und kann auch für das UG nicht geklärt werden. In den Betriebsflächen konnte nur eine Ackerbrache außendeichs in Betrieb 4 untersucht werden, die für die Vogelfauna nur eine untergeordnete Rolle spielt.

In zahlreichen Untersuchungen konnte die positive Funktion von Brachen, die in größeren Flächen oder als linienförmige Elemente die Landschaft strukturell bereichern, nachgewiesen werden (s. z.B. MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Im Rahmen des BMBF-Vorhabens "Schorfheide" ließ sich z.B. eindeutig die positive Wirkung von Brachen auf die **Grauammer** (*Militaria calandra*) nachweisen: in diesen Agrarflächen in Brandenburg (nordöstlich Berlin) zeigten sich signifikant höhere Zahlen von Grauammernestern in Brachen gegenüber anderen potentiell nutzbaren Agrarflächen (FISCHER 1999). Dies wird vor allem darauf zurückgeführt, daß sie reicher strukturiert, störungsärmer und reicher an Nahrung sind. Zum Schutz der Grauammer wird daraus abgeleitet, ca. 10% der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit Brachen zu versehen. Größere Brachen sollen dabei als Quellhabitats dienen, aus denen eine Besiedlung der saumförmigen Brachen erfolgt.

Angesichts der oben dargestellten Zielkonflikte mußte auch im Projekt ein Kompromiß gefunden werden. Er bestand vor allem in der Forderung nach sporadisch genutzten **Randstreifen** (mit definierten Bewirtschaftungsaufgaben, s. Synthesebericht), die dort angelegt werden sollen, wo **keine floristisch wertvollen Bestände bzw. Potentiale verloren gehen** würden. Der verschieden große Anteil von Randstreifen in den Betriebsflächen wurde in den zwei Diversitätsszenarien modelliert (s. Synthesebericht). Umsetzungstechnisch zeigte sich, daß die Anlage von Randstreifen in Weidesystemen allerdings kaum praktikabel ist, da die Weiden ausgezäunt werden müßten und somit einen enormen Kostenfaktor für die Betriebe verursachen. In Abstimmung mit dem Teilprojekt Ökonomie schlugen wir hier deshalb eine extensive Beweidung ganzer Schläge bzw. einen Bracheanteil von 2-3% der Betriebe vor.

Für das **Umweltqualitätsziel** "Schutz von Vogelarten nicht oder sporadisch genutzter Flächen" werden somit Randstreifen um Acker und Grünland gefordert, dieses Ziel deckt zugleich zahlreiche Belange des Schutzes von Wirbellosen ab (s. Kap. 9.5.2.3):

- Anlage 2 m breiter **Streifen** entlang der Grünlandschläge unter **Wiesennutzung** sowie auf **Ackerflächen** auf 2-3% der Betriebsflächen,
- **Schlegeln** der Flächen in 10 cm Höhe, nicht vor dem 01.09, abschnittsweise, in zweijährigem Abstand,
- in **Weidesystemen** alternativ eine **extensive Beweidung** ganzer Schläge bzw. die Anlage von Grünlandbrachen in 2-3% der Flächen.

9.5.1.4 Einfluß von Vegetationsstruktur und Boden

Die Nutzungsformen und -intensitäten bilden bestimmte Strukturtypen heraus, die in Kap. 9.2.4.4 skizziert wurden. Welche der Typen aber sind aus Naturschutzsicht erwünscht, da sie sich besonders fördernd auf Biodiversität und regionale Leitarten auswirken? Zunächst ist in der mitteleuropäischen Vogelwelt eine Vielzahl von Bindungen an verschiedenste Strukturtypen ausgeprägt: dies reicht von offenen Böden - wie z.B. die Besiedler von Uferstränden - bis zu hochwüchsig-dichten Röhrichtstrukturen - wie z.B. Halmkletterer unter den Rohrsängern. In der Kulturlandschaft geht die Extensivnutzung im Grünland meist mit heterogenen, lockerwüchsigem und Wechselland aus hoch- und niedrigwüchsigem Strukturen einher, während in Intensiv-Grünlandflächen sehr homogene und dichte Vegetationsstrukturen dominieren. Diese unterschiedlichen Strukturmuster wirken sich stark auf die Avifauna aus, indem z.B. die Strukturen des Intensiv-Grünlands kaum noch Bewegungsfreiheit für die Küken von Wiesenlimikolen ermöglichen (z.B. SCHOPPENHORST 1989).

Die Strukturuntersuchungen aus Kap. 9.2 hätten mit den Daten zur Avifauna aus Kap. 9.3 quantitativ verknüpft werden müssen, indem z.B. die Korrelation zwischen dem Auftreten einer Vogelart mit den einzelnen Parametern getestet wird. Jedem Beobachtungspunkt wird dabei mit Flächendaten verschnitten, in diesem Falle den Strukturparametern, Korrelationen über Chi-Quadratstest verglichen und daraus ein sog. "habitat suitability"-Index gebildet (BLASCHKE 1994). Dabei hätte z.B. die Eignung der Parameter für eine Vogelart einen prognostischen Wert ergeben, der in andere, nicht untersuchte Flächeneinheiten übertragen werden kann, wie dies z.B. von KUHN (1998) anhand der Blauflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulea*) und der Zinnoberroten Röhrenspinne (*Eresus cinnaberinus*) gemacht wurde. Es zeigte sich aber, daß die Erstellung derartiger Habitateignungskarten weit größere Datenmengen erfordert. Hier waren die Brutvogelanzahlen bzw. der Stichprobenumfang zu gering für eine statistische Analyse; denn jeder der Strukturparameter aus allen Betriebsflächen hätte mit den Individuenzahlen jeder Vogelart getestet werden müssen (Tab. 28). Es zeigte sich, daß sich quantitative Habitatmodelle im Rahmen dieses Vorhabens nicht erstellen ließen (s. auch Kap. 10), auch wenn dies ursprünglich intendiert war. Im folgenden wird deshalb auf qualitativ erkennbare Zusammenhänge zwischen Strukturen und Avifauna im UG eingegangen.

Das Angebot an offenen, ± vegetationsfreien Bodenstellen wird im Frühjahr von Vogelarten genutzt, die auf offenen Böden gern nach Nahrung suchen, wie z.B. Braunkehlchen (OPPERMANN 1992). Die Ausprägung dieser Flächen im Außendeichsland eng hängt mit den Wirkungen der Überflutungen zusammen und wird zugleich von der Nutzung überlagert: die Erosion kann an lockerwüchsigem Bodenstellen, die nicht gewalzt oder geschleppt werden, leichter ansetzen als an dichtwüchsigem Beständen, die durch ein enges Wurzelwerk gefestigt sind. Nutzung, Strukturen und Boden bilden insgesamt einen miteinander zusammenhängenden Komplex: die nassen Böden können mit landwirtschaftlichem Gerät nicht mehr befahren werden bzw. sie sind zu trittempfindlich. Es bilden sich Röhrichte und Seggenrieder aus, die zugleich hochwüchsiger sind als Grünlandflächen.

Strukturen und Böden in verschiedenen Gebieten wirken sich auf die Avifauna sehr unterschiedlich aus: die bessere Nährstoffversorgung auf mineralisierten Niedermoorböden - bei gleicher Nutzung und Feuchte - kann andere Strukturtypen herausbilden als auf den Sand- bzw. Auelehmböden der Elbe. **Kleinseggenwiesen und extensive Mähwiesen** in Schleswig-Holstein (Projektgebiet Hohner See) zeigten z.B. signifikant niedrigere Vegetationshöhen und waren lückiger als das dortige Intensiv-Grünland. Im Extensiv-Grünland traten dort zudem lückige Stellen auf (ausgetrocknete Blänken), die für die Nahrungssuche der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) besonders geeignet sind (STRUWE-JUHL 1999), ebenso hohe Strukturen wie Binsenbulten, die Sichtschutz gegen Luftfeinde gewähren. Verkoppelt war diese gute strukturelle Eignung der Extensivflächen mit hohen Arthropoden-Abundanzen. Im UG sind dagegen die extensiven Mähwiesen noch relativ dichtwüchsig und weisen kaum lückige Bereiche auf (s. Kap. 9.2.4).

Tab. 28: Auswertungsmatrix für Vogelarten anhand der Strukturparameter

Betrieb 1 - Teilbereich 2

Nr. Parameter	1	2	3	4	5	6
Ind.zahl Schafstelze						
Vertikale Diversität (2000)						
Horizontale Diversität (2000)						
Gräser-Kräuter-Verhältnis (2000)						
Überständerdichte (2000)						
Blütenreichtum (2000)						
Aggregierter Strukturtyp (1999)						
	Klassen					
0	1	1	1	1	1	1
0	2	2	2	2	2	2
6	3	3	3	3	3	3
1	4	4	4	4	4	4
2	5	5	5	5	5	5

Der Einfluß der **Bodenfeuchte** auf Vögel ist von Art zu Art unterschiedlich, z.B. spielt die Bodenfeuchte für das Braunkehlchen eine nur untergeordnete Rolle (REINKE 1990), während z.B. die Uferschnepfe gut stocheffähigen Boden braucht (STRUWE 1993). Aber selbst innerhalb einer Vogelart sind die Feuchteansprüche in den verschiedenen Lebensphasen der Tiere verschieden: hohe Bodenfeuchte hat z.B. für die Altvögel von Uferschnepfen eine große Bedeutung, die im weichen Substrat nach Nahrung stochern, kaum dagegen für die Jungvögel, die in den ersten Lebenswochen nicht sondieren können und Wirbellose von der Vegetation oder der Bodenoberfläche abpicken (STRUWE-JUHL 1999). Für den Wachtelkönig (*Crex crex*) spielt nach SCHÄFFER (1999) die Bodenfeuchte keine Rolle, sondern vor allem die Vegetationsstruktur: Flächen mit zu hohem Raumwiderstand werden von dieser Art nicht genutzt.

Anhand unserer Daten ergeben sich bisher nicht weiter untersuchte Hypothesen zur Rolle der Bodenfeuchte auf die Avifauna: auf vielen Betriebsflächen kann es aufgrund des sandigen Substrats zu einer schnellen Abtrocknung der Böden kommen, was möglicherweise die grundsätzliche Eignung als Wiesenbrütergebiete stark einschränkt.

Im UG etablieren sich insbesondere im Extensiv-Weideland als auch auf Brachen hochwüchsige Pflanzen, die als **Sitzwarten** für das Braunkehlchen geeignet sind, wie z.B. Wiesenkerbel (*Angelica silvestris*) und Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), weniger geeignet ist wahrscheinlich das Landreitgras (*Calamagrostis epigeios*), da die Halmspitzen zu leicht abknicken und sich nur wenig Jagdraum zwischen den Stengeln bietet (OPPERMANN 1999). In den untersuchten Wiesen, besonders in den trockeneren Varianten (Straußampfer-Margeritenwiesen etc.) besteht zwar ein zeitweises Angebot an Überständern, doch werden diese bei der Mahd eliminiert, sind also, im Gegensatz zu den Extensivweiden, nicht das ganze Jahr über verfügbar.

Bei der Ableitung von **Umweltqualitätszielen und Maßnahmen** ist das Ineinandergreifen von auenbedingten und durch Nutzung gesteuerten Prozessen im Auge zu behalten:

- "Zulassen" **überflutungsbedingter Erosionsprozesse**, die einen gewissen Anteil von Offenbodenstellen gewährleisten.
- Förderung **niedrigwüchsiger Vegetation** zur Ankunftszeit von Brutvögeln im zeitigen Frühjahr; dies setzt weitere Grünlandnutzung voraus, die Niedrigwüchsigkeit kann durch häufige Überschwemmungen gefördert werden.
- Förderung einer **hohen Strukturvielfalt** durch extensive Weidesysteme,
- Förderung von **Überständern** als Sitz- und Jagdwarten durch Extensivweiden bzw. kleinflächige Brachen.

Da es bei diesen Zielen und Maßnahmen zu erheblichen Konflikten mit dem floristischen Artenschutz kommen kann (Stromtal-Grünland ist auf Wiesennutzung angewiesen, s. REDECKER [2001]), mußten bei der räumlichen Festlegung **Prioritäten** gegeneinander abgewogen werden (s. Synthesebericht): wo aktuelle Vorkommen von Stromtal-Grünland vorhanden ist, wurde der Wiesennutzung höhere Priorität eingeräumt.

9.5.1.5 Einfluß des Nahrungsangebots

Verschieden intensiv genutzte Flächen unterscheiden sich im Nahrungsangebot für Vögel: im Intensiv-Grünland können z.B. Landschnecken, als Beute für Vögel, ganz ausfallen (HERDAM 1983), auch im Extensiv-Grünland dominieren meist noch Kleinschnecken, während erst in Brachen mit dicken Streuaufgaben arten- und individuenreiche Schneckenbestände auftreten (DAHL et al. 1993).

Für die Vogelarten, die in den Betrieben nachgewiesen wurden, sind mutmaßlich größere Wirbellose in der Vegetationsschicht (z.B. Heuschrecken, größere Dipteren), aber auch an Kuhfladen (z.B. Aaskäfer, Dungfliegen) wichtige Beutetiere. Es ist allerdings methodisch schwierig, den Einfluß des Nahrungsangebots auf den Brutbestand nachzuweisen, da die aufgenommene Nahrung per Sichtbeobachtung kaum genauer bestimmbar ist. Die Rolle des Nahrungsangebots für die Habitatwahl und -bindung konnte im Projekt nicht geklärt werden, Untersuchungen belegen jedoch, daß Nutzung resp. Strukturen einen entscheidenden Einfluß ausüben können. OPPERMANN (1999) untersuchte z.B. das Nahrungsangebot für das Braunkehlchen in verschiedenen Grünlandtypen und stellte fest, daß die Arthropodenzahl in der Vegetationsschicht in den intensiv genutzten Futterwiesen jahreszeitlich extrem schwankte, diese also kein kontinuierliches Nahrungsangebot über das Jahr zur Verfügung stellen. Das Braunkehlchen nutzte z.B. **Hochstaudenfluren** in der gesamten Zeit, in der es anwesend war; denn hier entwickelten sich zeitig im Jahr ein gutes Nahrungsangebot und ausreichende Überständernstrukturen; ähnliches galt für die untersuchten **extensiven Gras-Kraut-Fluren und Großseggenrieder**. Mangelndes Nahrungsangebot, besonders an Wirbellosen kann also für die Vogelwelt in Agrarflächen häufig zum pessimalen Faktor werden. Einige Arten weichen bei geringem Nahrungsangebot in Intensivflächen häufig in sporadisch genutzte Strukturen aus, wie Graben- oder Wegränder. Bisher ist es für viele wichtige Beutetiergruppen unklar, wieweit von solchen Randstreifen aus gemähte Flächen durch Wirbellose wiederbesiedelt werden. Mit großer Wahrscheinlichkeit sind aber Grünlandflächen, die mit Randstreifen ausgestattet sind, arten- und individuenreicher hinsichtlich Wirbelloser als Flächen ohne Randstreifen (HILDEBRANDT 1995b).

9.5.2 Zikaden

Bei der bisherigen Diskussion wurde schon deutlich, daß sich aus Einzelparametern wie Strukturen oder dem Nahrungsangebot Mehrfach-Funktionen aus Maßnahmen für Zielgruppen innerhalb der Fauna ergeben: so wirken Randstreifen positiv auf die Avifauna wegen ihrer strukturellen Diversität wie auch wegen ihres mutmaßlich größeren Reichtums an Beutetieren. Die Zikaden-Untersuchungen ergeben weitere Umweltqualitätsziele, die auf weitere Wirbelosentaxa der Agrarflächen bezogen werden können (s. dazu Kap. 10.4.2) und die sich nicht aus den bisherigen zur Brutvogelfauna ergeben. Dabei kommt vor allem die Pflanzenartenzusammensetzung von Flächen zum Tragen, die für die Besiedlung durch Vögel meist irrelevant ist. Einige bereits diskutierte Umweltqualitätsziele, die bereits in Kap. 9.5.1 für die Brutvogelfauna formuliert wurden, haben jedoch auch für die Insektenfauna der Vegetationsschicht Gültigkeit.

9.5.2.1 Einfluß von Strukturen, Pflanzenbestand, Nutzung und abiotischen Faktoren

Für viele Phytophagentaxa ist vor allem die Pflanzenartenzusammensetzung ein Hauptfaktor, der über eine erfolgreiche Ansiedlung in Nutzflächen entscheidet und meist über ein synergistisches Zusammenwirken von Nutzung, Feuchte und Bodentypen gesteuert wird. Allerdings treten weitere Faktoren hinzu, wie die Persistenz des Pflanzenbestandes, da häufige Störungen, z.B. durch Mahd, Nahrungs- und Eiablagsubstrate von Phytophagen vernichten können.

Die Habitatbindung der Zikaden ist aufgrund ihren verschiedenen Spezialisierungsgrade im Hinblick auf Pflanzen wie auch abiotische Faktoren komplex: die Wirtspflanzen-**Spezialisten** sind an nur wenige Pflanzenarten oder -gattungen gebunden, wie z.B. bei den oligophagen an *Carex spec.* saugenden Arten. Sind die Wirtspflanzen zugleich in enge Bereiche z.B. von Feuchte oder Nährstoffen eingemischt, so sind diese Wirtspflanzen spezialisten zugleich ausgesprochen stenök. Ist aber ihre Wirtspflanze euryök und weit verbreitet, wie z.B. die Große Brennnessel (*Urtica dioica*), so können auch die Zikadenspezialisten euryök sein. Anders ist es bei den oligo- bzw. polyphagen Arten, die z.B. im UG an Süßgräsern leben: sie können offenbar in verschiedenen Artenkombinationen an einer einzigen Grasart koexistieren, wenn dieses strukturell komplex aufgebaut ist, wie z.B. Schilf (*Phragmites australis*) oder Landreitgras (*Calamagrostis epigeios*) (DENNO & RODERICK 1990). Deshalb muß z.B. auch ein Rückgang der Pflanzenartendiversität bei der Verbrachung von Grünland nicht mit der von Zikaden einhergehen, wenn dabei die entsprechenden Gräser dominant werden, die von vielen Arten besiedelt werden können. Es können sogar in der Zikadenfauna gegenläufige Trends zur floristischen Vielfalt auftreten, indem sich bei Verbrachung die Diversität der Fauna erhöhen kann (BROWN et al. 1992). Die Strukturen komplex aufgebauter Gräser sind für die Diversität der Zikaden offenbar ein entscheidender Aspekt. Solche Gräser treten zugleich insbesondere in nur sporadisch oder ungenutzten Flächen auf. In den Nutzflächen wirkt sich nach den vorliegenden Untersuchungen die **Nutzungsintensität** auf die Abundanzen der Zikaden aus, was besonders die Saugfänge in 2000 ergaben (s. Kap. 9.4.13). Dies könnte mit der **Ausprägung bodennaher Strukturen** zusammenhängen: in den Intensiv-Grünländern sind diese weit weniger ausgeprägt als in den Extensivflächen und haben so evtl. eine weniger ökoklimatisch abpuffernde Wirkung. Es zeigte sich zudem, daß in Extensivflächen, wie den Stromtalwiesen auf dem Alandswerder, zugleich ein deutliches **Relief** ausgeprägt ist, so daß sich einige Arten an den nassen bzw. trockenen Stellen ansiedeln können. Derartige Reliefunterschiede werden im Zuge der Intensivierung häufig beseitigt oder sie sind aufgrund von Entwässerung, Düngung oder häufigerem Schnitt ökoklimatisch kaum noch verschieden von der großflächigen Grünland-Matrix. Hinsichtlich der Nutzung hat sich die große Sensibilität vieler Zikaden gegenüber Intensivierung erwiesen (z.B. REMANE 1958, HILDEBRANDT 1990, ACHTZIGER & NICKEL 1997), dabei sind allerdings die Kenntnisse zu den Auswirkungen der Mahd auf Zikaden besser als zur Beweidung: mit steigender Schnitthäufigkeit nimmt die Artenzahl und die Zahl von Spezialisten ab, weil Eiablagsubstrate beseitigt werden, wichtige Wirtspflanzen fehlen und die ökoklimatischen Effekte (stärkere Amplituden hinsichtlich Feuchte und Temperatur) eine strenge Auslese zugunsten extrem anspruchsloser Arten bewirken. Besonders anhand der Untersuchungen in 2000 ließ sich ein Unterschied zwischen Intensiv- und Extensivflächen belegen, der aber insgesamt geringer ausfiel als erwartet. Leider war es bisher mangels vorhandener Flächen nicht möglich, den Einfluß verschiedener Mahdregimes auf die Zikadenfauna zu untersuchen, mit Ausnahme der nur kurzzeitig beprobten Flächen der Landwirtschaftskammer Hannover (s. Kap. 9.4.14). Im folgenden sollen einige Einflußgrößen im UG weiter spezifiziert werden.

9.5.2.2 Bedeutung auentypischer Extremstandorte und extensiver Beweidung

Die auentypischen Extremstandorte sind die extrem nassen, häufig überfluteten Biotope, wie Schlankseggenrieder oder die extrem trockenen, sandigen Biotope, wie Silbergrasfluren, die für die regionale Eigenart besonders bedeutsam sind (s. Kap. 6): sie sind auch für die Zikadenfauna hochgradig wichtig. Diese Lebensräume liegen in der naturnahen Auenlandschaft häufig räumlich nah beieinander, wenn sich z.B. nah am Elbufer Sandrücken ausgebildet haben. Da in diesen geomorphologischen Eckpunkten der Aue die größte Zahl

von Zikadenspezialisten und Arten hoher Schutzpriorität lebt, läßt sich daraus das **Umweltqualitätsziel** "Erhaltung des natürlichen Reliefreichtums in der Flußau" ableiten. Bei Ausfall der landwirtschaftlichen Nutzung würden viele dieser Flächen jedoch rasch in Gebüsch- bzw. Waldstadien (Weichholzauwald bzw. Trockenwälder) übergehen. Deshalb ist als **Maßnahme** die Nutzung aufrechtzuerhalten, angesichts des unruhigen Reliefs, bei dem eine Mahd kaum möglich ist, ist allein eine extensive Beweidung standortgerecht. Diese Zikadenuntersuchung hat klar die Bedeutung extensiver Weidesysteme für den Außendeichsbereich von Flußauen herausgestellt, wie die Standorte in Neugarge (Amt Neuhaus) und dem Grippeler Werder (Dannenberger Marsch) zeigen. Unter Extensivbeweidung bildet sich eine besonders große Heterogenität von Vegetationstypen aus: es werden vielfältige Pflanzengesellschaftsmuster gefördert, die für spezialisierte Zikadenarten relevant sind, die aber für den floristischen Artenschutz eine eher untergeordnete Rolle spielen, wie z.B. Bestände mit Feld-Beifuß (*Artemisia campestris*.), Hauhechel (*Ononis spinosa*), Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) und Brennesselfluren (*Urtica dioica*). Ohne die Bearbeitung der Zikaden bzw. einer anderen Phytophagen gruppe mit vielen Wirtspflanzenspezialisten hätten sich im Rahmen dieses Projekts keine ökologisch fundierten Argumente für den Erhalt dieser Pflanzengesellschaften ergeben; denn für die Avifauna sind zwar die Strukturen dieser Gesellschaften, nicht aber ihre Artenzusammensetzung relevant.

9.5.2.3 Einfluß von Brachen, insbesondere auf sehr nassen und sehr trockenen Standorten

In ungenutzten bzw. kurzzeitig aus der Nutzung genommenen Flächen treten relativ viele Zikadenarten hoher Priorität auf. Dies gilt sowohl für die sandig-trockenen Ackerbrachen als auch für die feuchten bzw. nassen Folgegesellschaften im Grünland, wie Schlankseggenrieder. Einige Pflanzenarten, die sich im Übergangsbereich zwischen feucht und trocken ansiedeln, und ungenutzt bleiben, zeigen ein hohes Wirtspflanzenpotential, wie z.B. Hochgrasbestände aus Landreitgras (*Calamagrostis epigeios*). Nach Untersuchungen mehrjähriger Brachestreifen in Finnland entwickelt sich auf Brachen gegenüber den Nutzflächen eine arten- und individuenreiche Zikadenfauna (HUUSTULA-VEISTOLA & VASARAINEN 2000). Mit der Anlage von Randstreifen - möglichst über ein breites Spektrum von Feuchte- und Nährstoffgradienten - werden im UG Pflanzengesellschaften gefördert, die weniger für den floristischen Artenschutz eine Rolle spielen, als für die Wirbellosenfauna bedeutsam sind. Hinsichtlich **Umweltqualitätszielen und Maßnahmen** ergeben sich somit die in Kap. 9.5.1.3genannten Punkte zur Etablierung von Randstreifen, die hier nicht ergänzt zu werden brauchen.

9.5.2.4 Einfluß verschiedener Mahd- und Beweidungsvarianten

Das **Stromtal-Grünland** weist nach diesen Untersuchungen keine eigenständige Zikaden-Zoozönose auf im Sinne ausschließlich hier auftretender Arten. Bei diesem Nutzungstyp können also die Aspekte des faunistischen Schutzes gegenüber denen des floristischen zurückgestellt werden (**Umweltqualitätsziele und Maßnahmen** s. Synthesebericht): die Bewirtschaftungstermine (1. Mahd ab Mitte Juni) sollten beibehalten werden, um die hier auftretenden gefährdeten Pflanzenarten zu erhalten. Bei weniger tiefem Schnitt (> 15 cm) könnte sich die Artenzahl jedoch erhöhen.

Insgesamt erwies sich die Spannbreite von Grünland-Nutzungstypen im UG als relativ eng, viele Formen der Grünlandbewirtschaftung, wie sie in anderen Regionen Deutschlands praktiziert werden, konnten nicht untersucht werden bzw. sie wären auch in einer Auenlandschaft nicht standortgerecht. Dazu zählt z.B. die Streuwiesennutzung, die auf moorigen Standorten in Süddeutschland früher häufig praktiziert wurde und mit sehr späten Mähterminen im Jahr einhergeht. Aber auch weitere Varianten der Mähnutzung mit zeitlich gestaffelten Mähterminen lagen im UG nicht vor. Aus Untersuchungen in anderen Regionen Deutschlands, wie z.B. Wiesenbrüterflächen in Bayern, läßt sich ableiten, daß späte Mähtermine einen positiven Effekt auf die Biodiversität und den Anteil von Spezialisten haben (ACHTZIGER & NICKEL 1997). Das **Umweltqualitätsziel** "Förderung der Diversität von grünlandbesiedelnden Wirbellosen" kann also nicht unmittelbar aus der Status quo-Analyse dieses Projekts abgeleitet werden, sondern wird aus anderen Regionen übertragen. Als **Maßnahmen** wären denkbar:

- **Versetzte Schnittermine** auf jeweils kleineren Flächeneinheiten (dabei sind auch förderliche Effekte auf die Brutvogelfauna zu erwarten, s. Kap. 9.5.1.1),
- Erprobung von sehr **späten Mahdterminen** (ab Anfang/Mitte September), die z.B. auch zur Bereicherung der Tagfalterfauna beitragen können (s. Anhangsband).

9.5.3 Strukturen innerhalb und außerhalb der Nutzflächen

Die Ableitung von Umweltqualitätszielen und Maßnahmen, die sich auf Strukturen bezieht, macht nur im Zusammenspiel mit den entsprechenden biotischen Schutzgütern einen Sinn, da die Strukturen an sich keinen Wert ausmachen. Vielmehr erfüllen sie eine Funktion für die Lebewelt einschließlich des Menschen, z.B. als ästhetisch bereichernde Komponente in der Landschaft oder als Habitate für Tiere. Auch bei den Strukturen ist

es sinnvoll, über die hier durchgeführte Status quo-Analyse hinauszugehen und Untersuchungen zur Rolle von Strukturen in Agrarsystemen generell in die Zielformulierungen einzubeziehen.

9.5.3.1 Hecken

Die Ergebnisse der Heckenuntersuchung werden in Tab. 29 nochmals zusammengefaßt und die einzelnen Parameter bewertet. Dabei ist eine Quantifizierung dieser Parameter hinsichtlich ihres Werts für die Fauna aus diesen Untersuchungen allerdings kaum abzuleiten: es konnte z.B. nicht ermittelt werden, wie sich die Anzahl und Höhe der Überstände auf die Vogelwelt meßbar auswirkt. Dementsprechende Untersuchungen hätten sehr aufwendige Habitatanalysen erfordert. Die Erhebungen in diesem Projekt sollten vielmehr dazu dienen, eine landschaftsökologische Einordnung der Betriebsflächen zu gewährleisten.

In **Betrieb 1** dominieren im Vorland von Radegast nur in den ufernahen Bereichen Gehölze der Weich- und Hartholzaue, die deichwärts gelegenen Grünlandflächen sind aufgrund ihres offenen Charakters potentiell für Wiesenbrüter geeignete Flächen. Weiträumig offen ist auch der Radegaster Haken, in dem nur relativ wenige Weidengebüsche stehen. Der Binnendeichsbereich von Betrieb 1 ist auf seiner Westseite relativ heckenreich, und die Hecken sind strukturell gut für Heckenvögel geeignet. In **Betrieb 2** finden sich gut ausgebildete Heckennetze im Westen, während der Ostteil von Hybridpappelpflanzungen eingenommen wird. Damit ist der Offencharakter in Betrieb 2 weniger ausgeprägt als in den Außendeichsflächen von Betrieb 1 und die Wiesenbrütereignung mutmaßlich geringer, was noch durch die geringere Bodenfeuchte noch verstärkt wird. Die Hecken dieses Teilbereichs von Betrieb 2 sind teilweise avifaunistisch von großer Bedeutung, da hier z.B. der Neuntöter in mehren Brutpaaren auftritt. Während in **Betrieb 4** der Westteil kaum Gehölze aufweist, bildet der Ostteil einen ausgesprochenen Mosaikcharakter aus Offenland und Gehölzanteilen (Hudestrukturen). Auch das Außendeichsland von **Betrieb 6** ist großräumig offen, wird aber von einer Hecke hoher ökologischer Qualität begrenzt. Der untersuchte Binnendeichsbereich von Betrieb 6 weist ein recht reich strukturiertes Heckensystem auf, das durch seine Verbindung zu einem angrenzenden Wäldchen möglicherweise eine Korridorfunktion für die Fauna bildet. Die Eigenheiten der verschiedenen Betriebsflächen werden in Tab. 29 nochmals verbal zusammengefaßt.

Tab. 29: Übersicht zum Hecken- und Gehölzbestand in den Betriebsflächen

Betrieb	Zusammenfassende Kennzeichen
1 (Radegast)	lückig belaubte Hecken dominieren; hohe Überhälter; Ausprägung von Saumgesellschaften defizitär; kein Totholz; keine dornigen Sträucher
2 (Zeetze)	lückig belaubte Hecken dominieren; hohe Strauchschicht; wenige Hecken mit hohen Überhältern; Saumgesellschaften meist vorhanden; geringe Totholzanteile; relativ viele dornige Sträucher vorhanden; Vorkommen von Hybridpappeln
4 (Grippel)	Vielfalt an Belaubungstypen; hohe Strauchschicht; wenige hohe Überhälter; Ausprägung von Saumgesellschaften defizitär; hoher Totholzanteil; relativ viele dornige Sträucher vorhanden; Pflanzenartenzusammensetzung entspricht der einer Weich- bzw. Hartholzaue
6 (Aland, Kapern)	Vielfalt an Belaubungstypen; niedrigwüchsige Strauchschicht; gut ausgeprägte Überhälterstrukturen; Ausprägung von Saumgesellschaften defizitär; geringe Totholzanteile; hoher Anteil dorniger Sträucher

Bei der Ableitung von **Umweltqualitätszielen und Maßnahmen** fließen generelle Ziele für Hecken in die Befunde dieser Status Quo-Analyse ein. Stichwortartig zusammengefaßt ergibt sich daraus:

- In Gebieten mit hohem Potential für **Wiesenbrüter** sollte keine Vergrößerung der Heckenanteile angestrebt werden; dies trifft insbesondere für die Außendeichsflächen der Betriebe 1 und 6 zu.
- Es sollte eine **Erhöhung der Strukturvielfalt** der Hecken bzw. die Förderung der Gradientenvielfalt angestrebt werden. Dies kann erreicht werden durch Anlage **breiter Säume** (keine Nutzung am Rande der Hecken), **Anpflanzungen**, das Aufwachsenlassen von **Überhältern** und entsprechende **naturschutzgerechte Pflege** der Hecken (im Einzelnen s. z.B. BERGSTEDT 1992). Diese Ziele sind insbesondere binnendeichs von Betrieb 1 relevant, da hier die Heckendiversität gering ist. Bei einer angrenzenden Weide kann eine Saumstruktur durch Auskoppelung der Randbereiche gefördert werden.
- Eine **Erhöhung des Anteils dorniger Sträucher**, die wichtige Habitatrequisiten für Neuntöter und Sperbergrasmücke stellen, ist besonders im Ostteil von Betrieb 2 sinnvoll. Der hier angepflanzte Hybridpappelbestand ist für Flußauen untypisch und sollte durch regionaltypische Auwaldelemente ersetzt werden.

Grabenränder

Die Grabenränder sind sowohl für die Brutvogel- als auch für die Zikadenfauna bedeutsam, da sie im ungemähten Zustand strukturell divers und teils pflanzenartenreich sind. So brütet z.B. die Schafstelze in Betrieb 1 binnendeichs bevorzugt in diesen Randbereichen der Schläge. Zusatzbeprobungen hinsichtlich Zikaden in den Grabenrändern, z.B. in Betrieb 2, die mit Glatthafer (*Arrhenaterum elatius*) bestanden waren, zeigten eine deutlich höhere Zahl von Spezialisten, und hier wurde auch die bisher in ganz Deutschland nur in wenigen Exemplaren nachgewiesene *Criomorphus williamsi* festgestellt. Um die Strukturvielfalt zu erhöhen und die Refugialfunktion innerhalb der Nutzflächen zu gewährleisten (**Umweltqualitätsziele und Maßnahmen**), ist in allen Grabenrandbereichen eine **sporadische Nutzung** (Schlegen, abschnittsweise in mindestens zweijährigem Abstand) anzustreben. Damit wird einerseits eine ausreichende horizontale und vertikale Diversität gewährleistet, andererseits das Aufkommen von reinen Gehölzbeständen verhindert. Um die Ersatzfunktion von Grabenrändern in weiträumig offenen Nutzflächen zu verbessern, sollten die Grabenränder **ausreichend breit** sein und dabei etwa auf Maschinenbreite angelegt werden, um mit Gerät gemäht werden zu können.

9.5.3.2 Äcker

Äcker wurden strukturell nur in wenigen Stichproben bearbeitet, da eine derartige Untersuchung wenig effektiv gewesen wäre: die Strukturen der Äcker sind von der häufig wechselnden Fruchtfolge abhängig und werden z.B. auch von den Pflanzabständen bestimmt. Generalisierbare Aussagen zu Strukturen hätten ein umfangreiches Untersuchungsprogramm erfordert. Für Äcker wird für die Formulierung der Umweltqualitätsziele und Maßnahmen im Wesentlichen auf die Aussagen des Teilprojekts Boden und Wasser (s. ARUM 2001) zurückgegriffen, in denen ein "Grundschatz" formuliert wird. Äcker dienen der Produktion und lassen sich im UG derzeit wohl kaum im Sinne für den Naturschutz wertvoller Flächen umfunktionieren. Ihre Wirkung als "ökologische Falle" kann jedoch reduziert werden und ihre Randbereiche können eine gewisse Ausgleichsfunktion übernehmen. Keine der untersuchten Äcker wies ausreichend breite Säume auf, deshalb sollten hier Randstreifen angelegt werden (s. Kap. 9.5.1.3). Als zusätzliches biotisches Kriterium wird hier der Schutz der Ackerbegleitflora vorgeschlagen, der zugleich dem Schutz der auf sie spezialisierten Phytophagen und Blütenbesucher zugute kommt. Dazu sollte auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Dünger verzichtet werden.

Tab. 30: Bedeutung der Hecken und Gehölze in den Betriebsflächen und Vorschläge für Maßnahmen

9.5.3.3 Grünland

Die Analyse von Brutvogelfauna und Strukturen im Grünland hat gezeigt, daß folgende Strukturausprägungen positive Effekte auf die Vogelwelt haben:

- **Offenflächen** - mit hoher Sichtfreiheit auf den Boden - schaffen Nahrungsbiotope im Grünland, da hier Beutetiere gut sichtbar sind (Bedeutung z.B. für Braunkehlchen). Solche Bereiche mit lückiger Grasnarbe sind freilich aus Sicht der Landwirtschaft nicht erwünscht und werden häufig durch Nachsaat beseitigt.
- Ausreichend **niedrigwüchsige Vegetation** in der Phase der Habitatwahl und -besiedlung: hierdurch wird das Ökoschema für Offenlandbrüter, wie den Großen Brachvogel, gewährleistet. Es ist dabei ungeklärt, wie weit die relativ hohen Nährstoffeinträge durch die Elbe dazu beitragen, daß der Aufwuchs bei Ankunft der Wiesenbrüter aus den Rastgebieten zu hoch ist.
- Hohe Anteile **lockerwüchsiger Vegetation** im Jahresverlauf ermöglichen es den nah am Boden nach Nahrung suchenden Arten, zwischen den Pflanzenhalmen umherzulaufen. Lockerwüchsigkeit setzt eine entsprechend geringe Düngung und extensive Nutzung voraus; sie ist nach der Status Quo-Analyse am ehesten in Teilbereichen der Extensivweiden gegeben, weniger in den dichtwüchsigen Wiesen.
- Flächen mit ausreichenden **Überständerrhöhen und -dichten** bieten Ansitzwarten und werden ebenfalls durch Extensivbeweidung gefördert, während sie in Wiesen nur in den frischen bis trockenen Varianten häufiger vertreten sind.
- Flächen mit **dichter Vegetation in Bodennähe** und **hohen Anteilen abgestorbener Phytomasse** sind geeignet als Niststandorte, z.B. für Schafstelze oder Braunkehlchen. Sie sind in den Nutzflächen kaum vorhanden, sondern treten insbesondere in den Randbereichen auf, in gewissem Maße auch in den Extensivweideflächen.
- Ein **hoher Anteil von Kräutern bzw. Blüten** gegenüber Gräsern geht wahrscheinlich mit einem höheren Angebot an Insektennahrung für Vögel einher. Insofern sind die kräuterreichen Extensivwiesen möglicherweise auch gut geeignete Nahrungsflächen für die hier lebenden Wiesensingvögel, dieser Aspekt ist aber bisher nicht untersucht.

Somit zeigt sich, welcher komplexer "Anspruch" hinsichtlich der strukturellen Verhältnisse von Grünlandflächen seitens der Fauna besteht. Die wesentlichen **Umweltqualitätsziele und Maßnahmen**, die sich aus der Zusammenschau von Struktur- und avifaunistischen Untersuchungen ergeben, seien deshalb hier noch einmal zusammengefaßt:

- Die hohe **Überflutungsdynamik** als flüßentypischer Parameter muß gewährleistet bleiben, da nur so ein ausreichendes Angebot an offenen Wasserflächen sowie Offenbodenstellen geschaffen wird; dies geht einher mit einem **Erhalt der Grünlandnutzung**. Landwirtschaft und Auendynamik bilden hier einen miteinander verschränkten Faktorenkomplex (s. Kap. 5).
- Die **Wiesenbrüttereignung** des Grünlands im Außendeichsbereich ist in den Auswahlbetrieben nicht überall gegeben, zumindest nicht für das gesamte Spektrum an Leitarten, die sich nach FLADE (1992) benennen lassen: es sind derzeit keine bzw. höchst individuenarme Bestände von Limikolen vorhanden; hinzu kommen Risikofaktoren, wie die auch während der Brutzeit mögliche Überschwemmung der Flächen in einigen Jahren. Bedingt durch die hohen Nährstoffeinträge ist das Grünland zudem relativ dichtwüchsig, bedingt durch die hohen Sandanteile im Boden ist möglicherweise das Nahrungsangebot für stochernde Arten auch schlechter.
- **Extensive Weidenutzung** schafft ein Mosaik aus offener, teils niedrigwüchsiger und überständerrreicher Vegetation und Stellen mit verfilzter Grasnarbe, so daß insgesamt ein wesentlich größeres Habitatpotential entsteht als durch die reine Wiesennutzung.
- Durch **extensive Wiesennutzung** wird vermutlich ein gutes bzw. ausreichendes Nahrungsangebot für grünlandbesiedelnde Vogelarten geschaffen, die Brutbedingungen sind aber aufgrund der relativ homogenen Strukturen für viele Limikolenarten immer noch ungünstig. Allein für Singvogelarten des Grünlands haben diese Flächen derzeit einen hohen Wert. Ein sporadisch genutzter Saumbereich, in dem sich dichte und überständerrreiche Vegetation etabliert, kann eine wichtige Wertsteigerung für die Fauna bedeuten.
- Die **Intensivnutzung** des Grünlands wirkt sich auf die Avifauna wie auch die Arthropodenfauna stark dezimierend aus; bei einer Überbeweidung können allerdings auch lokal auf Sandböden Flächen entstehen, in denen sich regionale Leitarten hoher Priorität finden, wie *Tetrix*-Arten unter den Heuschrecken (s. Anhangsband). Ihr Vorkommen sollte aber angesichts der generellen ökologischen Verarmung dieser Flächen nicht überbewertet werden.

9.6 Synthetische Bewertung der Nutzungsvarianten im Auengradienten

Abschließend werden die im Rahmen dieses Vorhabens durchgeführten Untersuchungen zur Flora und Fauna sowie die Datenrecherchen aus der Literatur (s. Anhangsband) zusammengefasst, indem die Nutzungsvarianten noch einmal synthetisch betrachtet werden. Tab.32 zeigt vier **hydrologische Stufen**, in die jeweils die

Nutzungstypen und die daraus resultierenden **Pflanzengesellschaften** eingelagert sind. In den feuchten bis nassen, den wechselfeuchten bis wechsellackenen, den trockenen und den hydrologisch indifferenten Bereichen der Aue wurden verbrachte, extensiv und intensiv genutzte Agrartypen faunistisch-ökologisch untersucht. Nach **der floristisch-vegetationskundlichen Bewertung** sind insbesondere die extensiv genutzten Grünlandflächen im feucht-nassen bis in den wechsellackenen Bereich hinein hochwertig, hinzu kommen einige Brachestadien insbesondere auf den trocken-sandigen Varianten. Der Wert dieser Typen ist jedoch für die Fauna sehr unterschiedlich: für Wiesenlimikolen, Wiesensingvögel, Zikaden (als Indikatorgruppen, die in den Auswahlbetrieben untersucht wurden) sowie Gastvögel, andere Brutvogelarten hoher Priorität sowie weitere Wirbelosentaxa ergeben sich im Einzelnen sehr unterschiedliche Wertigkeiten: die gesetzlich geschützten Schilfseggenrieder (§ 28 Niedersächs. Nges) haben nur eine geringe Bedeutung für Wiesenvögel und Gastvögel, dagegen einen hohen für Zikaden, Röhrichtbrüter und andere Wirbellose, wie Nachtfalter. Floristisch wenig bedeutsame Bestände, wie aus Landreitgras, dagegen zumindest eine mittlere Bedeutung als Bruthabitate für Wiesensingvögel.

Viele der Einschätzungen in Tab. 32 sind allerdings aufgrund fehlender Daten nicht durch konkrete Untersuchungen verifiziert. Wo eine Einschätzung zu gewagt erschien, wurde auf eine Bewertung verzichtet (Tab. 32).

Insgesamt zeigt sich, daß viele der aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht nur gering- bis mittelwertigen Flächen für die Fauna eine große Bedeutung haben, wie die feuchten Senken und verbrachten Streifen im Grünland oder die Ackerbrachen. Allerdings sind auch die intensiv genutzten Grünländer und Äcker durch das Rast- und Nahrungsangebot, das sie Gastvögeln bieten, bedeutsam, obwohl sie für die meisten anderen Tiergruppen kaum wertvoll sind.

Es wird deutlich, daß im Auegradienten - von den trockenen bis zu den nassen geomorphologischen Eckpunkten - **verbrachte** wie auch **extensiv gemähte oder beweidete Grünlandflächen** hohe Wertigkeiten für Flora und Fauna bedeuten. Für die Entwicklung einer hohen regionalen Biodiversität erfüllen also verschiedenste Nutzungsvarianten wie auch Brachestadien spezifische und jeweils unterschiedliche Funktionen, die kaum von jeweils anderen Nutzungstypen abgedeckt werden können. Daraus ergibt sich, im UG möglichst ein breites Spektrum extensiver und nicht genutzter Flächen zu erhalten bzw. zu fördern und dies hatte ein größeres Set von Maßnahmen zur Konsequenz, die im Syntheseband nachzulesen sind.

9.7 Zusammenschau der Maßnahmen für die Fauna auf Regionsebene

Im Laufe der Recherche zu den Tiergruppen hat sich eine Bündelung von geeigneten Maßnahmen ergeben, die jeweils bestimmte Leitarten fördern und die auf die Regionsebene anwendbar sind. Aus Platzgründen werden diese Maßnahmen hier tabellarisch (Tab. 32) als Kurzübersicht dargestellt und können bezüglich der Einzelbegründungen im Anhangsband nachgelesen werden.

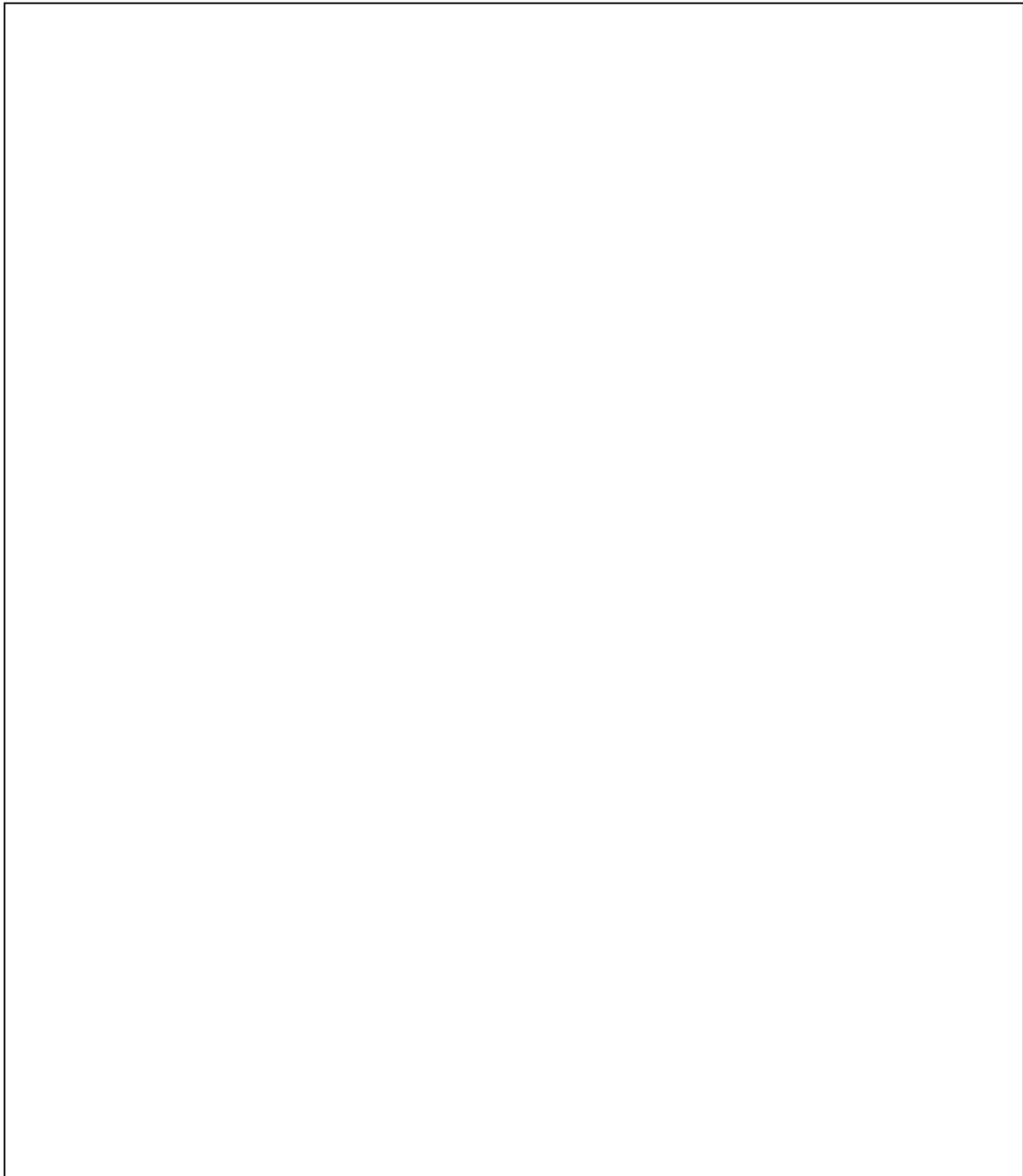
Tab. 31: Einschätzung von Maßnahmen zur Förderung von Leitarten

* = Maßnahmen zur Ablenkung bzw. zur Vermeidung der Konzentration von Gastvögeln

■ = Maßnahme hat positive Wirkungen auf regionale Leitarten innerhalb der Tiergruppe

Maßnahmen	Säuger	Brutvögel	Rastvögel	Amphibien/Reptilien	Laufkäfer	Schwebfliegen	Libellen	Krebse	Heuschrecken	Zikaden	Spinnen	Schmetterlinge
Agrarnutzung												
extensive Beweidung	■	■		■	■	?			■	■	■	■
extensive Mahd (wiesenbrütergerecht)		■			?	?			?		?	?
Nutzungs mosaik aus Brachen und Grünland	■	■		■	■	■	■		■	■	■	■
extensiv genutzte Grünlandränder	■	■		■	■	■	■		■	■	■	■
extensiv genutzte Ackerränder	■	■		■	■	■	■		■	■	■	■
Reduzierter Pestizideinsatz	■	■		■	■	■	■		■	■	■	■
Vermeidung von Winterkulturen auf staunassen bzw. grundwassernahen Böden*			■									
Staffelung der Maisernte bis Ende November*			■									
Vernässung von Grünland *			■	■	■	■	■		■	■	■	■
Anlegen von Rapsflächen *			■									
reduzierte Düngung bzw. Aushagerung				■			■	■	■	■		■
ungenutzte Bereiche												
Nullnutzung an Gewässern	■	■			■	■	■				■	■
Nullnutzung von Agrarflächen	■	■			■	■	■			■	■	■
Anlage von Hecken und Baumreihen	■	■		■		■	■				■	■
Anlegen von Kleingewässern		■		■	■	■	■	■				

Tab. 32: Synthetische Bewertung der Nutzungsvarianten im UG

The table content is currently blank, represented by a large empty rectangular box.

10 Ökologische Szenarienbildung und Modelle

10.1 Einleitung

In diesem synthetischen Kapitel stehen Fragen im Vordergrund, die sich auf die Effektivität der durchgeführten Untersuchungen, ihre Generalisierbarkeit und ihrer Verwendbarkeit für Modelle und Prognosen beziehen. Abschließend soll ein Ausblick auf zukünftige Verbesserungen im Rahmen des Monitorings anhand der Fauna gegeben werden. Die Fragestellungen sind im Einzelnen:

- Wieweit sind die Daten für **Prognosemodelle** verwendbar bzw. welche prognostischen Potentiale lassen sich aus der Untersuchung ableiten?
- Welche **Indikationsleistung** erfüllen die bearbeiteten Taxa?
- Welche **Mitnahmeeffekte** auf andere Tiergruppen haben diese?
- Wieweit lassen sich die Analysen verallgemeinern bzw. auf die **gesamte Region des UG übertragen**?
- Was folgt daraus für zukünftig durchzuführende **Monitoringprogramme**?

Hier soll, damit sich der Kreis wieder schließt, auf die konzeptionellen Überlegungen in Kap. 4 zurückgegriffen werden.

10.2 Ein kurzer Exkurs zu Prognosemöglichkeiten innerhalb dieses Vorhabens

Bei der Leitbildentwicklung wurden im Projekt Handlungsstränge und Maßnahmen zu ihrer Erreichung aufgezeigt. Diese können als **normative Prognosen** charakterisiert werden, die von gesetzten Zielen ausgehen, " ... und von diesen zurückschreitend feststellen, wie die Gegenwart beeinflusst werden muss, um den angestrebten Zustand zu erreichen." (JESSEL 2000: 197). Diesen stehen **explorative Prognosen** gegenüber, bei denen - von der augenblicklichen Situation ausgehend - Aussagen über die Zukunft gemacht werden sollen (l.c.). Eine Prognose, im Sinne der Vorhersage von Ereignissen, setzt das Vorliegen deterministischer Prozesse oder zumindest statistischer Gesetze voraus. Der Kenntnis dieser Prozesse steht aber meist eine äußerst komplexe ökologische Realität gegenüber, bei der die Rahmenbedingungen nicht überschaubar bzw. eingrenzbar sind und diese häufig wechseln. Zudem sind viele Einzelaspekte in systemischer Weise miteinander verknüpft. Einige Punkte aus den Zusammenstellungen von JESSEL (2000) hinsichtlich eines **Paradigmenwechsels** im Prognoseverständnis werden hier kurz zitiert und auf diese Untersuchungen bezogen:

1. Es gibt nicht eine deterministisch festgelegte Zukunft, sondern es sind **zahlreiche Entwicklungsmöglichkeiten** denkbar. Hält man die oben angeführten Umweltqualitätsziele und Maßnahmen nicht zu starr, sondern gestattet den Landwirten eine gewisse Flexibilität, eröffnen sich auch relativ weite Spielräume hinsichtlich dessen, was sich auf verschiedenen ökologischen Ebenen - von den Populationen bis zur Landschaft - ereignen könnte. Damit ist es hinfällig, starre Vorhersagen zu machen, in welchen Populationsstärken sich welche Art in welcher Zeitspanne voraussichtlich entwickeln werden; die Vorgabe von Toleranzspannen impliziert also auch eine entsprechende "Weichheit" von Prognosen.
2. Schon **kleinste Veränderungen** in den Rand- bzw. Anfangsbedingungen können zu völlig unterschiedlichen Systementwicklungen führen. Dies bedeutet z.B. für die Vogelfauna, daß Veränderungen in den Überwinterungsgebieten sich auf die Besiedlung in den Schlägen auswirken können. Selbst wenn also alle Habitatvoraussetzungen gegeben sind, wie eine ausreichende Dichte von Überständern, Nistmöglichkeiten im verfilzten Gras und nahrungsreiche Grünlandflächen, gewährleisten diese noch nicht eine sichere Prognose zum Auftreten einer bestimmten Art, wie des Braunkehlchens.
3. Es ist nur unter großem Aufwand möglich, eine **vollständige Information** über alle relevanten Prognoseparameter zu erhalten. Der Besiedlungserfolg der hier bearbeiteten Artengruppen kann von einer Vielzahl von Faktoren abhängen, die nicht erfaßt werden konnten, wie z.B. dem zeitweisen Nährstoffangebot innerhalb der pflanzlichen Leitgewebe für Zikadenarten. Für eine umfassende und ausreichend gründliche Habitatmodellierung hätten sich die Untersuchungen im Projekt auf eine oder sehr wenige Arten beschränken müssen. Damit wäre, angesichts knapper finanzieller und personeller Mittel, eine großflächige Status Quo-Analyse unmöglich gewesen.
4. Jeder Zustand der Landschaft, den wir aktuell beobachten haben, ist unmittelbar vom vorhergehenden abhängig: **Landschaften** sind in diesem Sinne "**geworden**" und Folge einer Vielzahl singulärer Ereignisse, die sich in Zukunft kaum wiederholen werden. Damit ist sowohl eine bestimmte Entwicklung unumkehrbar als auch die langfristige Entwicklung nicht vorhersagbar. Das Verteilungsmuster der Strukturen im Grünland kann z.B. Folge einer jahrzehnte- oder jahrhundertelangen Bewirtschaftstradition sein: die spezifische Pflanzenartenzusammensetzung z.B. einer Straußampfer-Margeritenwiese ist das Ergebnis derartig langfristig wirkender Prozesse (s. Kap. 5.3.2 , und damit ist es auch völlig ungewiß, ob sie bei veränderter Nutzung an einem anderen Standort Strukturen in ähnlicher Weise \pm kurzfristig einstellen werden.

Prognosen sollen im folgenden dazu verwendet werden, die **Probleme zu strukturieren** und die **Informationen aufzubereiten** (JESSEL, l.c.), weniger im wissenschaftlichen Sinn einer möglichst exakten Vorhersage. Damit wird z.B. auf Trendextrapolationen verzichtet, die - unter dem Deckmantel einer komplizierten Mathematik - die stillschweigende Annahme treffen, daß sich an den Einflußgrößen zukünftig nur die im Modell manipulierten ändern würden. Modelle dieser Art werden den in der Realität ständig wechselnden Rahmenbedingungen selten gerecht. Die hier vertretene eingeschränkte Erwartungshaltung bezüglich Prognosen mündet in folgende Fragen:

- Welche **Kausalfaktoren** lassen sich für die Artenbestände herleiten (aus der vorliegenden Erhebung oder aus Literaturquellen)?
- Lassen sich **Wahrscheinlichkeitsaussagen** treffen und reicht das zugrundeliegende Datenmaterial dazu aus?
- Wieweit lassen sich **klassifikatorische Informationen** aus den Daten gewinnen? Dies ist z.B. möglich, wenn die Strategietypen statt der Pflanzenarten für eine Sukzessionsprognose eingesetzt werden (KLEYER 1995).
- Welche **Analogieschlüsse** sind möglich? Sind bei anderen Fallkonstruktionen, wie in sog. "Vergleichsstudien", die äußerlichen und die sachlogisch-inhaltlichen Voraussetzungen gegeben, um sie auf das UG zu übertragen?

Einige dieser Punkte, aber bei weitem nicht alle, werden im folgenden behandelt, und zwar vor allem unter dem Gesichtspunkt der Generalisierbarkeit der Daten zu den hier bearbeiteten Brutvögeln und Zikaden. Diese Taxa sollen eine "Stellvertreterfunktion" für andere Tiergruppen ausüben, indem sie Informationen über andere abiotische und biotische Komponenten in den Standorten vermitteln.

10.3 Zur Indikationsleistung der untersuchten Artengruppen

Bei SCHAEFER (1992) findet sich folgende Definition von Bioindikatoren: "... Arten, deren Vorkommen oder Fehlen in einem Lebensraum innerhalb gewisser Grenzen bestimmte Faktorenverhältnisse anzeigt." Klassische Indikatororganismen beziehen sich meist auf stoffliche Belastungen der Umwelt, wie z.B. (in Klammern die jeweilig indizierten Parameter):

- Flechten, Waldkiefer (Luftschadstoffe),
- Vögel (DDT),
- Grünkohl (organische Schadstoffe),
- Ciliaten (Salzbelastung von Fließgewässern),
- Kieselalgen (Nährstoffe, Abwasser),
- Vegetation (komplexe Standortverhältnisse).

Außer der Zeigerfunktion für **Stoffbelastungen** wird der Begriff Indikator auch in einem positiven Sinn gebraucht, indem Indikatoren als Anzeiger von **Umweltqualitäten** fungieren können, wie z.B. Urzeitkrebse in periodischen Auengewässern als Indikatoren "intakter" Auendynamik. Eine dritte Rolle kommt Indikatorarten hinsichtlich ihres sog. Mitnahmeeffekts zu: nach BRINKMANN (1998) werden als **Zeigerarten** diejenigen Arten verstanden, die stellvertretend für andere betrachtet werden sollen (dies entspricht dem Begriff "Biodeskriptor" bei RECK 1990, 1992). Diese **Stellvertreterfunktion** ist weniger konkret als die des Bioindikatorbegriffs für die stoffliche Ebene, wo der Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung bekannt ist. BRINKMANN (l.c.) lehnt dagegen den Begriff der Leit- oder Zielart ab, da damit schon bestimmte normative Wertungen impliziert seien.

In diesem Projekt ging es vorrangig darum, die tierökologische Bedeutung von Lebensräumen zu ermitteln. Eine Indikation im stofflichen Sinne war nicht Ziel und Gegenstand der Untersuchungen und hätte einen erheblich größeren Arbeitsaufwand erfordert, da dann eine größere Zahl von parallelen abiotischen Messungen hätten durchgeführt werden müssen. Die von der FH Suderburg erhobenen Daten ließen sich nur unzureichend mit den hier durchgeführten Erhebungen zur Fauna in Zusammenhang bringen. Denn die Stoffgehaltmessungen im Boden bzw. im Pflanzenmaterial sind nach bisherigem Wissen sowohl für Vögel wie Zikaden irrelevant. Die hier bearbeiteten Taxa werden also im Sinne von **Bedeutungsindikatoren** verwendet. Dazu gehört z.B. die Zeigerfunktion von **Vögeln** hinsichtlich

- Größe und Struktur von Lebensräumen,
- obligatorischen Benachbarungen (Biotopkomplexe)
- anthropogenen Einflüssen, hier speziell Nutzungsintensität.

Bei den **Zikaden**

- Struktur und Pflanzenzusammensetzung von Kleinlebensräumen,
- eine evtl. differenziertere Reaktion auf Nutzungsintensitäten, die sich z.B. in Änderungen des Arten-Individuengefüges ablesen lassen.

Viele dieser Indikationsaspekte wurden bereits in Kap. 9,5 diskutiert. Im folgenden soll insbesondere die Frage behandelt werden, wie weit diese Tiergruppen eine "Stellvertreterfunktion" für andere Taxa übernehmen können.

10.4 Zum Mitnahme-Effekt der bearbeiteten Tiergruppen

Der klassische Ansatz, bei dem ökologische Eigenschaften von Arten zu Kategorien zusammengefasst werden, sind die sogenannten **ökologischen Gilden** (s. auch Kap. 4.3.2). In einer Gilde können Arten ganz verschiedener systematischer Stellung vereint werden, wie z.B. die Gilde der Nektarsauger, zu denen eine große Zahl von Arten innerhalb der Hymenopteren, Fliegen, Schmetterlinge und Käfer gehört. Über das Blütenangebot als essentielle Nahrungsressource kann also auf den Mitnahme-Effekt für andere Taxa geschlossen werden, wenn deren Schlüsselfaktoren bekannt sind. Eine Förderung des Blütenreichtums im Grünland sichert also weitere Vertreter dieser Gilde, ohne daß genauer spezifiziert werden kann, welche Arten der Blütenbesuchergilde davon profitieren. Mit vergleichbarer Unschärfe werden in Tab. 33 die Habitatparameter genannt, die von bestimmten Schlüsselgruppen der untersuchten Arten benötigt werden und die zugleich Habitatparameter für andere Tiergruppen sind. Dabei ist der Mitnahme-Effekt abhängig vom Umfang des jeweils "abgedeckten" Habitatspektrums: im Falle des Neuntöters bezieht er sich auf eine Reihe weiterer Heckenbrüter, die ebenfalls Hecken besiedeln. Hecken - als Habitatkomplex für andere Taxa - erfüllen dabei jeweils mehrfache Funktionen, wie z.B. Deckungs- und Nahrungsangebot für Herpetofauna und Säuger oder Windschutz für Libellenimagines. Sind die Habitatparameter dagegen eng eingegrenzt, wie z.B. bei der monophagen Zikade *Balclutha rhenana*, die an *Phalaris arundinacea* lebt, so erstrecken sie sich nur auf andere *Phalaris*-Besiedler, z.B. auf *Phalaris* spezialisierte Schmetterlinge. Angesichts der variablen Randbedingungen in ökologischen Systemen (s. Kap. 10.2) und der bei jeder Art unterschiedlichen Einnischung ist ein Mitnahmeeffekt, wie in Tab. 33 gezeigt, naturgemäß sehr ungenau und kann nicht auf die Artebene heruntergebrochen werden.

10.4.1 Mitnahmeeffekte der ausgewählten Brutvögel

Auf der Makroskala (Landschaftsebene) wurden vier Funktionsgruppen gebildet, die jeweils die in Kap. 10.3 genannten Zeigerfunktionen übernehmen: **Heckenbrüter**, **Wiesensingvögel**, **Vögel der deckungsreichen Vegetationsbestände** (die im deckungsarmen Agrarland nach Nahrung suchen) und die **Wiesenlimikolen feuchten bis frischen Grünlands**. Die Anwesenheit einer Zeigerart, wie z.B. der Sperbergrasmücke innerhalb der Heckenbrüter, impliziert bestimmte Habitatausprägungen, wie dornige Strukturen bestimmter Dichte und Größe, die sich allerdings nur schwer quantifizieren lassen (s. NEUSCHULZ 1988). Die jeweiligen Funktionen der Habitatparameter für andere Taxa sind in den rechten Spalten der Tab. 33 angeführt. Es zeigt sich, daß der Mitnahme-Effekt bei drei Funktionsgruppen unter den Vögel groß und nur bei den Wiesenlimikolen gering ist. Bei letzteren erstreckt er sich vor allem auf die Besiedler offen-feuchter Stellen im Grünland bei verschiedenen Arthropoden. Die Habitatausprägung "offene, große, spät genutzte Grünlandflächen" kann jedoch nicht nach den Vegetationsbeständen differenziert werden, da hierunter z.B. Pfeifengraswiesen oder Wassergreiskrautfluren fallen können. Deshalb eignen sich Arthropoden, wie die hier untersuchten Zikaden, um den kleinflächigen Zustand näher zu kennzeichnen.

10.4.2 Mitnahmeeffekte von Zikaden

Tab. 33 ordnet Zikaden Funktionsgruppen zu, die sich nach Nutzung, Feuchte und Nährstoffen einteilen lassen. So steht z.B. der *Festuca*-Sauger *Acanthodelphax spinosus* für besonnte, extensiv genutzte Gramineenstandorte; an *Festuca* leben zugleich zahlreiche Phytophage unter den Insekten, auf die sich in diesem Falle der Mitnahme-Effekt erstreckt. Insgesamt bezieht sich der Mitnahme-Effekt der Zikaden vornehmlich auf andere Wirbellosengruppen, kaum dagegen auf Wirbeltiere. Umgekehrt sind bei den Vögeln eher Mitnahme-Effekte auf Säuger und die Herpetofauna zu erwarten, da hier die Raumannsprüche größer sind.

Erläuterungen zu Tab. 33:

Ökologische Funktionen:

D/N = Deckungs- und Nahrungsangebot

F = Feuchteangebot

G = Gehölze

M = magere Standorte

OF = offen - feuchte Stellen

S/W = Übersommerungs- und Überwinterungshabitate

Sch = Schatten

SO* = Sonnenplatz (nur bei großflächiger Ausprägung)

Spez = Spezialisten an gleicher Wirtspflanze vorhanden

STR = vegetationsbedingte Strukturen

Streu = Streuschichtangebot

Wind = Windschutz

X = Trockenheit und Wärme

Tab. 33: Mitnahmeeffekt auf andere Taxa durch Avifauna und Zikaden

Außer der Zeigerfunktion von **Arten** lassen sich auch **biozönotische Parameter** zur Einschätzung des Mitnahme-Effekts verwenden: in Abb. 45 werden die Parameter Diversität, Artenzahl und Auftreten von Spezialisten mit den Schlüsselfaktoren der Standorte verkoppelt, die diese Parameter mutmaßlich bestimmen. Die hohe **Diversität der Zikadenzoozönose in den Brachen** läßt sich auf die komplexe Phytoarchitektur zurückführen, da sich offenbar eine große Zahl von Arten an den komplex strukturierten Gräsern ansiedeln kann. Dies impliziert eine **hohe Habitatvielfalt für Phyto- und Zoophage in der Vegetationsschicht**, die hier ein komplexes Raumgefüge vorfinden, in die sich Tiere z.B. durch Netze in verschiedenen Höhen (wie z.B. Spinnen), verschiedene Feuchte- und Temperaturgradienten (wie z.B. vegetationsbesiedelnde Käfer) einnischen können. Für den Artenreichtum in **Extensivweiden** ist neben dem Auftreten komplex vertikal zonierter Flächen - z.B. Hochgräser an vom Vieh gemiedenen Stellen - auch das räumliche Nebeneinander von trockenen und nassen Flächen verantwortlich, das wiederum zur Ausprägung verschiedener Vegetationseinheiten führt. Daraus ergeben sich Habitatangebote für **Feuchte-, Licht- und Bodenspezialisten** - wie unter den Laufkäfern, Heuschrecken - und für **Phytophage**, die sich an einer Vielzahl von Pflanzenarten ansiedeln können - wie Rüssel- und Blattkäferarten. Die geringen Unterschiede von **Mähweiden und Extensivwiesen** sind mutmaßlich auf den eliminierenden Einfluß von Mahd und Überflutung zurückzuführen, die dezimierend-synergistisch zusammenwirken.

Der Mitnahme-Effekt der Zikaden hat jedoch bei einigen weiteren naturschutzrelevanten Parametern seine Grenzen, wie **Blütenreichtum** und **Verknüpfung von Biotoperelementen**; denn nur wenige Zikaden sind auf Kräuter spezialisiert - Süß- und Sauergrasbesiedler dominieren bei weitem - und sie zeigen auch keinen Biotopwechsel, wie z.B. Raupen und Imagines vieler Tagfalter- und Schwebfliegenarten. Somit lassen sich über die Bedeutung z.B. der blütenreichen Stromtalwiesen für Blütenbesucher und das Nebeneinander z.B. von offenen Sandflächen und hochwüchsigen Strukturen anhand der Zikaden keine Aussagen treffen.

Diese Ausführungen sind natürlich nur sehr vorläufige Hypothesen und es wäre wünschenswert, konkrete Untersuchungen zum Mitnahme-Effekt von Vögeln und Zikaden anzustellen.

Abb. 45: Mitnahme-Effekt von Zikaden in Agrarbiotopen

10.5 Zur Frage der Effizienz der hier bearbeiteten Indikatorgruppen

Während **Vögel** seit langem als brauchbare und kaum in Frage gestellte Zeigergruppe für landschaftsökologische Aspekte eingesetzt werden, wird die Effizienz bei der Bearbeitung artenreicher, schwer bestimmbarer Wirbelosentaxa häufig angezweifelt. Dabei wird der Indikationswert von Vögeln z.B. zum Totholzreichtum von Wäldern, oft unhinterfragt vorausgesetzt. Anhand von Spechtarten hat SCHERZINGER (1998) zu Recht gezeigt, daß sie als Bioindikatoren nur eingeschränkt brauchbar sind. In diesem Vorhaben ließ sich anhand der bearbeiteten Vogelarten jedoch die Bedeutung von **komplex strukturierten Agrarflächen** und der **Wechselwirkung zwischen Säumen und Nutzflächen** herausarbeiten. Keine Informationen wurden darüber gewonnen, wie groß Flächen sein müssen, um überlebensfähige Populationen der Arten zu beherbergen oder zu stofflichen Belastungen, wie dem Pestizideinsatz.

Bei den **Zikaden** läßt sich fragen, ob nicht viele der Parameter, wie die Pflanzenartenzusammensetzung, ausgereicht hätten, um den Wert der Nutzflächen für Tiere zu beurteilen. Dies würde aber voraussetzen, daß von den Standortparametern aus ("bottom up") auf die Ausprägung einer entsprechend artenreichen Zoozönose geschlossen werden kann. Wenn also die Phytoarchitektur komplex sei, könne man daraus auf einen hohen faunistischen Artenreichtum schließen, ohne Tiergruppen erfassen zu müssen. Zahlreiche Randbedingungen, wie Alter, Störungen durch Mahd, Isolation, Stoffeinträge oder Konkurrenz beeinflussen jedoch zusätzlich die Ausbildung einer artenreichen Fauna, die freilich im Einzelnen kaum abschätzbar, geschweige denn quantifizierbar sind. Ein Standort mit komplexer Phytoarchitektur kann also sowohl von hoher als auch von sehr geringer faunistischer Diversität sein. Da über diese zusätzlichen Steuergrößen wenig bekannt ist, relativieren sich natürlich auch die Aussagen zum Mitnahme-Effekt in Kap. 10.4.

Die Zikadenuntersuchungen haben viele der in Kap. 9.5 genannten Umweltqualitätsziele und Maßnahmen ergänzen können, die bei einer alleinigen Bearbeitung der Avifauna nicht ableitbar gewesen wären. Allerdings haben sich keine Indikationsleistungen bezüglich des Nährstoffregimes oder anderer abiotischer Parameter direkt ableiten lassen. Dabei stellt sich die Frage, ob dies prinzipiell anhand terrestrischer Tiergruppen möglich ist, da diese nicht, wie aquatische Organismen, unmittelbar einem mit Stoffen belasteten Umweltmedium ausgesetzt sind.

10.6 Fragmentarische Beiträge zu Prognosemodellen

Die bisher dargestellten Analysen zur Fauna und zu Strukturen als auch die Datenintegrationen aus verschiedenen ökologischen Disziplinen lassen sich bisher kaum für konsistente Prognosemodelle verwenden. Vielmehr liegen bisher nur bruchstückhaft Erkenntnisse zu Einzelaspekten vor, die sich nur für unscharfe Prognosen verwenden lassen. Dazu wird beispielhaft auf einige Zusammenhänge zwischen Abiotik, Vegetation und Fauna eingegangen:

- Verwendung ökologischer Eigenschaften der Flora als Prognoseparameter,
- Prognostizierte Änderungen der Pflanzenartenzusammensetzung bei verschiedenem Mahdregime,
- Änderungen von Strukturmustern bei drei Nutzungsvarianten,
- EDV-technische Verknüpfung von abiotischen, vegetationskundlichen und faunistischen Parametern,
- Prognosen zu faunistischen Umschichtungen bei den vorgeschlagenen Maßnahmen.

10.6.1 Auswirkungen von Nutzungsänderungen auf Musterbildungen in der Landschaft

Lassen sich die Strukturuntersuchungen auf das landschaftsökologische Konzept aus Kap. 4.3.3 beziehen? Die Klassifizierung von Landschaftselementen nach Matrix-, patch- und Korridorfunktionen aus Kap. 4.3.3 läßt sich zunächst auf die Nutzungsvarianten im Grünland anwenden (Tab. 34). Die **Korridor**-Funktion für die Fauna ergibt sich im Wesentlichen aus den Strukturen, die randlich um die Nutzflächen gelagert sind (Grabenränder, Hecken) und wird hier vernachlässigt, da sie nicht untersucht werden konnte. Nach den Strukturanalysen ist die **Matrix** unter verschiedenen Nutzungsvarianten jeweils anders beschaffen, z.B. hinsichtlich des Gräser-Kräuter-Verhältnisses, der Heterogenität und des Überständerteils. Fleckenhaft im Grünland verteilte Elemente (**patches**) sind zwischen extensiven Wiesen und Weiden deutlich unterschiedlich häufig und anders verteilt: die **Extensivweiden** sind deutlich patchtypenreicher und zeigen eine höhere strukturelle Vielfalt. Dies wird im Wesentlichen durch den Beweidungseffekt gesteuert. In den **Extensivwiesen** ergibt sich ein patch-Muster vor allem aus den geomorphologischen Reliefunterschieden, während die Mahd selbst wenig zur patch-Vielfalt beiträgt, sondern - im Gegenteil - Unterschiede zwischen den Flächen nivelliert. Hier ist die entscheidende Steuergröße also der Langzeiteffekt zahlreicher Überflutungen. Eine schlagartige, flächenhafte Änderung der Matrixstruktur ergibt sich bei einer **Verbrachung**, die zugleich ein hohes Maß an Unvorhersagbarkeit mit sich führt.

Tab. 34: Prognose zu Strukturveränderungen im Grünland bei verschiedenen Nutzungsvarianten

Grünland-Nutzung	Kenzeichen der Matrix	Darin eingelagerte patch-Typen
Extensive Wiese: (2 Schnitte/Jahr)	kräuterreich, heterogen, geringe bis mittlere Überständerdichte, ab Juni hochwüchsig	niedrig- und lockerwüchsige Bereiche vor allem an hoch- und tiefergelegenen Stellen
Extensive Weide: (0.9-1.1.8 GV/ha in Betrieb 4 nach FRANKE, schriftl. 2001)	grasdominiert, heterogen geschichtet	Mosaik aus über- und unterbeweideten Stellen; vereinzelte Bäume und Gebüschsäume
Intensive Mähweide: (>> 1.5 GV/Jahr + Schnitt)	grasdominiert, niedrig- und dichtwüchsig	vegetationsarme Offenbereiche infolge Überweidung, Lägerfluren, Distel- und Hochstaudenbestände
Brache	hochwüchsig, heterogen geschichtet, hoher Überständerteil	vereinzelte bis dominierende Hochstauden

10.6.2 Beziehungen zwischen Pflanzenbestand und Fauna

Lassen sich aus den Vegetationsaufnahmen der Univ. Lüneburg (REDECKER 2001) faunistisch-ökologisch relevante Parameter ableiten? Die Beziehungen zwischen den Pflanzenbeständen in den Schlägen, deren ökologischer Eigenschaften und der Fauna können hier aus Zeit- und Platzgründen nur anhand eines Beispiels behandelt werden. Bei den Änderungen des Pflanzenbestands nach Nutzungsumstellungen lassen sich die exakten Artenkombinationen kaum vorhersagen; denn die Etablierung und die Überlebensfähigkeit von Pflanzenarten wird erheblich von den Ausgangsbedingungen sowie von im Zuge der Sukzession wirkenden stochastischen Prozessen gesteuert. Weit besser prognostizierbar sind hingegen bestimmte ökologische Eigenschaften der Flora, die in die dann veränderten Umweltbedingungen "passen". So gehen z.B. bei einer Aushagerung die nitrophilen und zugleich meist wuchsstarken und beschattenden Arten zugunsten von "Hungerkrütlern", wie Knabenkräutern, zurück (ROSENTHAL et al. 1998). Die vorliegenden Vegetationsaufnahmen zu den Auswahlbetrieben (REDECKER, schriftl. 2000) wurden mit den **ökologischen Eigenschaften** der hier jeweils dominanten Pflanzenarten verknüpft. Dabei lassen sich morphologische, strukturelle und physiologische Parameter verwenden:

- Dispersion der Diasporen, Anzahl, Gewicht, Gestalt und Lebensdauer der Diasporen,
- Daten zur Keimung im Jahresverlauf,
- Strukturparameter zu Spross-, Blatt- und Wurzelsystem, wie z.B. Wuchsform des Sprosses, Verzweigungstyp, Holzigkeit, Höhe, Wurzeltiefe,
- Phänologische Daten, wie z.B. Blütezeit, Periode der Samenverbreitung, Lebenszyklus, Alter zur ersten Blüte,
- Bestäubungs- und Reproduktionstypen.

Verschiedene Datenbanken und Florenwerke flossen in diese Auswertung ein (z.B. KLEYER 1995, Datenbank Projekt Feuchtgrünland). Abb. 46 stellt beispielhaft für eine Vegetationsaufnahme in einer **Brenndoldenwiese** (Cnidion) der Anteil von Arten mit bestimmten Ausbreitungstypen dar. Hier sind die wichtigsten **Ausbreitungsgentien** die **Luft bzw. der Wind** und der **Mensch**, indem Diasporen z.B. durch Heugewinnung oder durch den Transport über landwirtschaftliche Maschinen verbreitet werden können. Auswertungen dieser Art können auf verschiedene Sukzessionsstadien ausgedehnt werden, bis hin zu den Waldgesellschaften. Dabei läßt sich zeigen, daß z.B. die Rolle von Tieren als Verbreitungsmedien eine immer größere Rolle spielen kann, wenn z.B. in Gebüsch- und Waldbeständen die Verbreitung der Pflanzen durch Kleinsäuger oder Ameisen an Bedeutung zunimmt (HOWE & WESTLEY 1988).



Abb. 46: Artenanteil von Ausbreitungstypen im Cnidion

10.6.3 Änderungen der Pflanzenartenzusammensetzung bei verschiedenen Mahdregimes

Jeder Mahdtermin greift in die Phänophasen von Pflanzenarten unterschiedlich ein und begünstigt bestimmte Arten und benachteiligt andere. Aus der Mahdempfindlichkeit von Pflanzenarten, bezogen auf Schnitthäufigkeiten und -zeitpunkte, lassen sich Prognosen erstellen, welche Arten im UG jeweils positiv oder negativ beeinflusst werden (Tab. 35). Aus diesen Toleranzspannen ergeben sich annähernd Einschätzungen über den zukünftigen Pflanzenbestand bei einer Nutzungsveränderung. Über eine Verknüpfung mit den ökologischen Eigenschaften der Flora (s. Kap. 10.6.2) und den spezialisierten Phytophagen lassen sich mittels Datenbankabfragen Artenpotentiale ableiten. Derartige Umschichtungsprozesse in der Vegetation führen also zu Änderungen von Habitatparametern in der Fauna auf verschiedenen trophischen Ebenen, sollen hier aber aus Platzgründen nicht weiter ausgeführt werden.

10.6.4 Beziehungen zwischen Abiotik, Vegetation und Fauna

Eine Verknüpfung zwischen Abiotik, Vegetation und Fauna soll am Beispiel der Hydrologie im Feuchtgrünland verdeutlicht werden (Abb. 47): die **Jahresganglinien der Grundwasserstände** bestimmen maßgeblich die Ausprägung der Grünlandgesellschaften: erst ab Wasserstufe 3 stellen sich großflächig die typischen Pflanzenarten des Feuchtgrünlands ein, die in den Wasserstufen 1 bis 2 noch gegenüber Röhricht- und Riedarten zurücktreten. Die Vegetation kann nun über verschiedene Parameter mit der Fauna verknüpft werden: die **Vertikalstruktur** bestimmt das Auftreten strukturgebundener Tiere, wie z.B. einige Heuschreckenarten, im Zusammenwirken mit bestimmten **hydrologischen Zuständen**, die sich bisher nur unzureichend quantifizieren lassen. Bei einigen Tierarten spielt dagegen die Hydrologie eine nur ungeordnete Rolle, wie z.B. bei der Heuschrecke *Conocephalus dorsalis* (Kurzflügelige Schwertschrecke), die markhaltige Strukturen zur Eiablage nutzt und in einem breiten Feuchtebereich anzutreffen ist. Die Heuschreckenart *Stetophyma grossum* (Sumpfschrecke) dagegen besiedelt vorwiegend Bereiche mittlerer Vegetationshöhe und gilt als hygrophil, kann aber bisher nicht obigen Wasserstufen zugeordnet werden. Bei den spezialisierten Phytophagen ist die **Wirts- bzw. Eiablagepflanze** für die Besiedlung entscheidend, die z.B. bei der Wirtspflanze *Phragmites australis* eng mit bestimmten hydrologischen Stufen korreliert ist (im UG tritt *Phragmites* vorwiegend am Rande von Stillgewässern in der nassen Zone auf). Für viele **epigäische Arthropoden** haben dagegen die Wasserstände über den Vernässungsgrad des Bodens einen direkten Einfluß auf die potentielle Besiedlung der Flächen. Bei den meisten **Vogelarten** der Röhrichte/Rieder bzw. des Feuchtgrünlands sind neben den Strukturen und der Feuchte bestimmte **Mindestflächengrößen** für eine Ansiedlung ausschlaggebend (s. Kap. 8.6). Je nach Tiergruppe sind somit die **Schlüsselfaktoren** der Habitatbindung unterschiedlich, die in eine Szenarienerstellung einfließen. Um von Maßnahmen, wie einer Grundwasseranhebung, zur Ableitung eines faunistischen Potentials zu kommen, müssen für Leitarten Schlüsselparameter in möglichst quantitativer Form bekannt sein, es muß also eine eindeutige Zuordnung zu bestimmten Wasserstufen, zu Mindesthöhen der Vegetation oder klimatischen Zonen hergestellt werden können. Bisher ist dies nur für wenige Tierarten möglich, vielmehr beschränkt sich die Zuordnung bisher meist auf verbale, ± qualitative Parameter (Tab. 33). Aus diesen Toleranzspannen ergeben sich annähernd Einschätzungen über den zukünftigen Pflanzenbestand bei einer Nutzungsveränderung. Über eine Verknüpfung mit den ökologischen Eigenschaften der Flora (s. Kap. 10.6.2) und den spezialisierten Phytophagen lassen sich mittels Datenbankabfragen Artenpotentiale ableiten. Derartige Umschichtungsprozesse in der Vegetation führen also zu Änderungen von Habitatparametern in der Fauna auf verschiedenen trophischen Ebenen, sollen hier aber aus Platzgründen nicht weiter ausgeführt werden.

Tab. 35: Reaktionen von Pflanzenarten auf Mahd (zusammengestellt nach EMPEN 1992)

Blüh - Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Arten, die von früher Mahd (Mitte Juni) negativ betroffen sind											
Campanula patula											
Leucanthemum vulgare											
Symphytum officinale											
Viola persicifolia											
Cirsium arvense											
Cirsium palustre											
Cirsium vulgare											
Spätblühende Arten, die von früher Mahd (Mitte Juni) begünstigt werden											
Cnidium dubium											
Silaum silaus											
Lathyrus palustris											
Serratula tinctoria											
Centaurea jacea											
Rumex thyrsiflorus											
Daucus carota											
Gratiola officinalis											
Spätblühende Arten, die von einschüriger, später Mahd begünstigt werden											
Lathyrus palustris ?											
Linaria vulgaris											
Stachys palustris											
Lysimachia vulgaris											
Lythrum salicaria											
Filipendula ulmaria											
Thalictrum flavum											
Veronica longifolia											
Cirsium arvense											
Cirsium palustre											
Cirsium vulgare											
Tanacetum vulgare											
Epilobium hirsutum											
Agrimonia eupatoria											
Calystegium sepium											
Frühblüher, die auf Wiesen immer zur Blüte und Fruchtreife gelangen											
Cardamine pratensis											
Ranunculus auricomus agg.											
Glechoma hederacea											
Cruciata laevipes											
Erophila verna											
Arten, die zweischürige Mahd tolerieren											
Lotus uliginosus											
Lychnis flos - cuculi											
Rumex acetosa											
Trifolium hybridum											
Trifolium pratense											
Vicia cracca											
Stellaria palustris											
Arten, die Mehrschnittnutzung tolerieren											
Bellis perennis											
Taraxacum officinale											
Trifolium repens											
Trifolium fragiferum											
Trifolium dubium											
Lotus corniculatus											
Achillea millefolium											
Cerastium holosteoides											
Potentilla anserina											
Potentilla reptans											
Ranunculus repens											
Ranunculus acris											
Ranunculus flammula											
Veronica serpyllifolia											

In der in Kap. 3.2 genannten Datenbank wurden den Leitarten Schlüsselparameter in gesonderten Feldern zugewiesen, die aus Literaturrecherchen stammen (s. Abb. 48). Über eine Abfragestruktur lassen sich zu erwartende faunistische Änderungen der abiotischen oder vegetationskundlichen Parameter über eine "und" bzw. "oder" Verknüpfung darstellen; daraus ergibt sich ein zu erwartendes Potential an Leitarten. Mittels dieser Datenbank lassen sich also Einschätzungen der zu erwartenden faunistischen Veränderungen nach bestimmten Maßnahmen vornehmen. Bisher sind solche Verknüpfungen allerdings nur bei relativ "extremen" Maßnahmen durchführbar, wie einer Verbrachung von Flächen (s. Kap. 10.7), während feinere Veränderungen, wie eine Aushagerung oder veränderte Schnittnutzung bisher kaum auf die Fauna anwendbar sind.

Abb. 47: Verknüpfung abiotischer Parameter mit Pflanzengesellschaften und Fauna

Abb. 48: Abfragestruktur in der Datenbank und Ableitung von Artenpotentialen**10.6.5 Anwendung auf die im Projekt vorgeschlagenen Maßnahmen**

Die im Projekt vorgeschlagenen Maßnahmen sollen bestimmte regionale Zielarten fördern, in der Flora oder Fauna. Jede Maßnahme entfaltet aber meist komplexe Wirkungen auf verschiedenste Artengruppen und dabei entstehen positive und zugleich negative Effekte. Einige der Implikationen der Maßnahmen, die im Synthesebericht genauer erläutert sind, sollen für Prognosen zur Avifauna behandelt werden. Tab. 36 gibt dabei nur zu erwartende Zu- und Abnahmen von Beständen an, die aus den vorangegangenen Erörterungen zu Nutzung, Strukturen und Abiotik und Kenntnissen zur Habitatbindung der Arten abgeleitet werden. Die Kürzel zu den Maßnahmen werden im Folgenden in Klammern verwendet (s. Tab. 36).

Der Schutz und die Entwicklung von **Stromtal-Grünland** (Veg 1 + 2) hätte nur geringe positive Effekte auf die Brutvogelfauna, da nach den vorliegenden Daten nur wiesenbesiedelnde Singvögel Stromtal-Grünland besiedeln, nicht bzw. kaum dagegen Wiesenlimikolen. Allerdings sind diese Flächen für Gastvögel, insbesondere Gänse, in den Wintermonaten attraktiv. Für den Schutz des **mesophilen Grünlands** (Veg 4) wurde eine extensive Beweidung vorgeschlagen, die allerdings auf relativ trockenen Flächen durchgeführt wird, auf denen sich also die sensiblen Wiesenlimikolen, wie Uferschnepfe oder Rotschenkel, kaum zur Brut niederlassen werden, sondern eher die weniger feuchtebedürftigen Arten Kiebitz und Brachvogel. Dies ist anders bei Maßnahmen zum Erhalt bzw. der Entwicklung von **Feuchtwiesen und -weiden und Flutrasen** (Veg 6 + 7), da diese auf nassen bis feuchten Standorten stattfinden; dementsprechend werden auch Wiesenlimikolen hoher Priorität potentiell gefördert.

Der Schutz der **Sandtrockenrasen** (Veg 8) betrifft vor allem die an vegetationsarme und sandige Böden gebundenen Vogelarten, wie Heidelerche (*Lullula arborea*) und Brachpieper (*Anthus campestris*), denen günstige Habitate für die Nahrungssuche, weniger dagegen Brutplätze geschaffen werden.

Randstreifen (Fauna 1) entlang der Acker- und Grünlandschläge fördern vor allem die strukturgebundenen Singvögel, die hier günstige Brutbedingungen finden, zur Nahrungssuche sich aber vor allem in den offenen Nutzflächen aufhalten. Je nach Feuchtezustand des Bodens können sich dann auch weniger anspruchsvolle Röhrichtarten, wie die Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) ansiedeln, wenn sich die entsprechende Vegetation etabliert. Auf Gastvögel wirken sich die Randstreifen dann besonders negativ aus, wenn die Nutzflächen relativ klein sind, da dann der Effekt der Sichtbeschränkung besonders groß ist.

Die **wiesenbrütergerechte Nutzung** (Fauna 2) ist direkt auf die Förderung nur dieser Tiergruppe gerichtet und beinhaltet relativ strenge Nutzungsaufgaben besonders in den Frühjahrsmonaten zur Brutzeit der Tiere. Eine förderliche Wirkung ergibt sich auch auf Singvögel des Grünlands.

Die **Neubegründung von Auwäldern** (Fauna 5) beeinflusst positiv eine große Zahl von Vogelarten, die bisher nicht in den Flächen nachgewiesen wurden, die sich dann einstellenden Artenbestände sind in Abhängigkeit von Flächengrößen, Alter usw. nicht prognostizierbar. Tab. 36 führt deshalb nur Arten an, die in den Betriebsflächen nachgewiesen wurden sowie die negativen Effekt für Gastvögel, die diese Flächen nicht mehr aufsuchen werden. Zu ebenfalls gleichzeitig fördernden und dezimierenden Effekten kommt es bei der **Vergrößerung und Verbreiterung der Hecken** (Fauna 6 + 7), wenn auch nicht in dem Ausmaß wie bei der Etablierung von Auwald, sondern gleichsam auf Linien reduziert: potentiell sind Bestandsrückgänge von Wiesenbrütern und Arten der offenen Kulturlandschaft zu erwarten, wenn die Schläge damit ihren offenen Charakter verlieren, da Arten wie Kiebitz oder Brachvogel Mindestabstände von ca. 100 m zum "Störfaktor Hecke" einhalten (FLADE 1994).

Wie diese Erörterung zeigt, mußte eine sorgfältige Abwägung der einzelnen Maßnahmen erfolgen: die Ansprüche des floristischen Artenschutzes sollten gegen die der Fauna insgesamt gestellt werden. Aber selbst innerhalb der Brut- und Gastvögel kommt es bei vielen Maßnahmen zu Konflikten. Die Matrix in Tab. 36 kann dazu beitragen, diese innerfachlichen Interessenkollisionen transparent zu machen und zeigt zugleich, daß einzelne Schläge nicht mit Maßnahmenbündeln überfrachtet werden dürfen, sondern eine räumliche Entzerrung der Maßnahmen notwendig ist. Dies geschah im Projektverlauf durch die Erarbeitung eines Entscheidungsschlüssels (s. Synthesebericht).

In stark verkürzter Form zeigt Tab. 37 die positiven und negativen Effekte der vorgeschlagenen Randstreifen auf Flora und Fauna. Diese Maßnahme war wegen der teils schwierigen Umsetzbarkeit, besonders in Weidesystemen, und der nur geringen Akzeptanz seitens der Landwirte besonders strittig. Die Vielzahl von positiven ökologischen Wirkungen ist andererseits besonders drastisch und soll hier noch einmal zusammengefaßt werden.

Tab. 36: Prognose zu Bestandsveränderungen der Brutvogelfauna im Zuge der vorgeschlagenen Maßnahmen

Tab. 37: Positive und negative Effekte von Randstreifen auf verschiedene Zielartengruppen der Flora und Fauna

Artengruppe	Auswirkung
Positive Effekte	
Fledermäuse	Entstehung von Leitlinien beim nächtlichen Jagdflug, wenn sich Gehölze etablieren
Kleinsäuger	Deckungsangebot; Überwinterungsraum
Brutvögel	Brutplätze und Sitzwarten für Wiesensingvögel (z.B. Schafstelze, Braunkehlchen)
Amphibien	Sommer- und Winterhabitate mit ausreichender Deckung und Transpirationsschutz
Epigäische Arthropoden	Hibernationsraum; Refugialraum während der landwirtschaftlichen Nutzung (Umbruch, Mahd)
Blütenbesucher	erhöhtes Angebot an Blüten über einen längeren Zeitraum im Jahr; größere Blütenvielfalt durch Etablierung von Hochstauden
Libellen	Windschutz
Heuschrecken	Förderung von Arten der Säume und Brachen
Spinnen	Angebot an Strukturen für Radnetzbauer
Schmetterlinge, Zikaden, phytophage Käfer und andere Phytophage	ungestörte Entwicklung der Ontogenesestadien; Förderung von Spezialisten der Röhrichte, Rieder, Hochstauden u.a.
Negative Effekte	
Stromtalpflanzen	Verdrängung zugunsten von Arten der Brachen
Amphibien	evtl. Barrierewirkung bei der Zu- und Abwanderung bezüglich der Laichgewässer in der Fortpflanzungsperiode (?)
Heuschrecken	Rückgang thermophiler bzw. an offene Grünlandflächen gebundener Arten
Rastvögel	unzureichende Sichtfreiheit bei zu breiten Randstreifen; evtl. Nichtakzeptanz der Flächen und Ausweichen in andere Gebiete

10.7 Szenarien am Beispiel "Eigenentwicklung außendeichs"

Eines der drei Szenarien, die im Projekt als "unabgestimmte Naturschutzleitbilder" verwendet wurden (s. Synthesebericht) wird hinsichtlich seiner ökologischen Konsequenzen kurz beleuchtet. Dazu wurde die Variante "Eigendynamik" ausgewählt, da die Szenarienerstellung bei den anderen beiden Varianten auf erhebliche Prognoseprobleme stößt:

-Bei der Variante "**Diversität**" kommt es zu Nutzungsumstellungen, wie z.B. von Mahd auf extensive Beweidung, die eine differenzierte Einsicht in eine Vielzahl ökologischer Steuergrößen voraussetzen. Ein Szenario zu entwickeln, würde bedeuten, die Ausgangs- und Rahmenbedingungen eines Standorts sehr genau zu kennen (s. Kap. 10.2) und wäre nur bei einer aufwendigen ökologischen Analyse möglich. Es müßte z.B. der Diasporenvorrat im Boden bekannt sein, um eine Prognose von Artenumschichtungsprozessen in der Vegetation zu ermöglichen. Weiterhin wäre bei dieser Variante eine klar fixierte Festlegung der Nutzung nötig, wie z.B. definierte Besatzdichten, Weidetierrassen oder Mahdtermine.

-Bei der Variante "**Ressourcenschutz**" wurden im Vorhaben biotische Aspekte bewußt ausgeklammert, um eine klare Trennung von den anderen beiden Varianten zu ermöglichen.

Die Rahmenbedingungen und einige Steuergrößen bei Flächenstilllegung im Außendeichsbereich werden zunächst beschrieben und dann potentielle Sukzessionsabläufe in Vegetation und Fauna dargestellt.

Die Sukzession in den Außendeichsflächen hängt stark von der **Hydroperiode** ab: Flächen mit einer Überflutungsdauer von > 174 Tagen zählen zur Zone der permanenten Gewässer und Uferbereiche (ARUM 1997), ihnen folgen die stets im nassen bzw. feuchten Bereich liegenden Röhrichte (Überflutungszeiten der einzelnen Pflanzengesellschaften: s. Synthesebericht). Grundsätzlich können sich zum Zeitpunkt der Beendigung landwirtschaftlicher Nutzung die Kräfte am Standort "spontan" entfalten, die vorher durch Nutzung "unterdrückt" oder durch andere Mechanismen ersetzt wurden, wie das regelmäßige Entfernen pflanzlicher Biomasse durch Mahd. Diese Prozesse laufen in unterschiedlicher Geschwindigkeit und in verschiedenem Ausmaß ab, da sich z.B. die Konkurrenzverhältnisse unter den Pflanzenarten vergleichsweise nur langsam verändern oder die Neueinwanderung von Tierarten in den Standort sich in einem sigmoiden Kurvenverlauf entlang der Zeitachse vollzieht. Mögliche Prognoseparameter, die als Rahmenbedingungen bekannt sein müssen, sind:

-**Standörtliche Ausgangsbedingungen in der Aue und vorangegangene Nutzungsweisen:** die topographischen, edaphischen und hydrologischen Verhältnisse am Standort, wie z.B. Geländehöhe, Bodentyp und -substrat, Überflutungshäufigkeit und -intensität stellen quasi das ökologische Gerüst dar, auf dem sich

Nutzungen in der Vergangenheit vollzogen haben, wie z.B. die Düngermengen und die Nährstoffvorräte im Boden, die den Sukzessionsverlauf beeinflussen.

-**Betretungsintensität:** sie entscheidet bei störungsempfindlichen Tierarten, wie Gänsen, Kranich oder Seeadler über eine erfolgreiche Ansiedlung.

-**Form und Flächengröße:** sie entscheiden über das Ausmaß an Interaktionen der stillgelegten Fläche mit dem Umfeld, wie z.B. die Immigrationsraten von Arten. Große und sich der Form des Quadrats nähernde Schläge werden weniger von Randeffekten beeinflusst als kleine längliche Flächen.

-**Entfernung der Brache zu Nutzflächen:** je näher genutzte Flächen an Sukzessionsflächen liegen, desto größer ist ihr potentieller Einfluß auf sie, da z.B. immer wieder Wanderbewegungen von Pflanzen und Tieren stattfinden.

-**Diversität der Landschaft:** Form- und Biotopdiversität eines Landschaftsausschnittes bestimmen über das Ausmaß an Interaktionen und die Sukzessionsvielfalt.

Bei der Sukzession kommen außer diesen Rahmenbedingungen die ökologischen Eigenschaften der Arten zum Tragen, die teilweise bereits in Kap. 5 behandelt wurden, wie z.B.

- Samenproduktion,
- Verbreitungsmedien,
- Entfernung der Population zu den Rekrutierungsflächen,
- Überlebensraten,
- Wachstums- und Ausbreitungstypen.

BEINLICH et al. (1997) kommen nach Untersuchungen in Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb zu dem Ergebnis, daß sich **keine eindeutigen linearen Sukzessionsverläufe** erstellen lassen, vielmehr etabliert sich standortabhängig meist ein ganzes **Netz von Sukzessionsvarianten**. Ohne Kenntnis der Samenbank eines Standorts sind keine Prognosen zum Sukzessionsverlauf zu erstellen, da sich z.B. beim Trockenfallen oder einer Vernässung jeweils unterschiedliche Arten der Samenbank etablieren können. Die Zufallsfaktoren, die die Sukzession im Überschwemmungsbereich beeinflussen können, sind in Tab. 38 zusammengefaßt. Es sind besonders die Auswirkungen des Hochwassers, die eine Vielzahl von Sukzessionsprozessen auslösen (s. Tab. 38).

Tab. 38: Zufallsfaktoren, die eine Sukzession im Überschwemmungsbereich beeinflussen können (zusammengestellt aus Böttcher et al. 1994, Beinlich et al. 1997)

Faktor	Wirkung	Sukzession
Hydrologie: Überflutung/ Hochwasser	- Sedimentablagerung, Entstehung vegetationsfreier Rohböden, Eisschur - lückige Grasnarbe - Schäden in der bestehenden Vegetation	- Pioniergesellschaften, Flutrasen in tiefgelegenen, nassen Bereichen - Lücken für die Ansiedlung von Gehölzen - Änderung der Dominanzverhältnisse im Grünland
Boden: hochwasserbedingter Streuauftrag und -abtrag	Bedeckung bzw. Freilegung von Böden und Vegetation	Geschwindigkeit der Auwaldsukzession
Vegetation: Präsenz von Gehölzen	Etablierungsraten von Gehölzen	Geschwindigkeit der Auwaldsukzession
Fauna: - Wühl- und Grabetätigkeit von Tieren - Kot, Speiballen von Säugern und Vögeln	- Verletzungen der Bodennarbe; offene Bodenstellen - Eintrag von Samen	- Pioniergesellschaften - Geschwindigkeit der Auwaldsukzession

10.7.1 Änderungen in der Vegetation

Änderungen in der Vegetation nach Flächenstilllegung werden im folgenden auf Grünland sowie die gesamte Elbtalaue bezogen. Kurzfristig sind in den verschiedenen Typen des Grünlands im UG folgende Änderungen in den Dominanzbeständen zu erwarten (Tab. 38):

Langfristig ist dagegen mit der Ausbildung überwiegend von **Waldgesellschaften** bzw. **Röhrichten und Hochgrasbeständen** zu rechnen (nach FRÖHNER 1994) (Tab. 40):

Tab. 39: Bei Grünlandverbrachung zu erwartende Vegetation (nach Böttcher et al. 1994)

Grünlandtyp	Wahrscheinlich dominante Pflanzenarten
wechselfeucht	<i>Cirsium arvense</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Phragmites australis</i>
wechselfrisch	<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Elymus repens</i> (letztere sehr überflutungs- und zugleich austrocknungstolerant! [MEISEL 1977])
wechseltrocken	ausläufertreibende Arten, wie <i>Poa pratensis</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> ; langfristig Gehölze wie <i>Prunus spinosa</i> bei einer Ausbreitungsgeschwindigkeit von 0.5 m/a (SCHREIBER 1980)
offene Bodenstellen	Gehölze, in nassen Flächen Flutrasen

Tab. 40: Zu erwartende Sukzessionsstadien im gesamten Auengradienten des UG

Pflanzengesellschafts-Komplexe	Pflanzengesellschaft nach langfristiger Sukzession
Buhnen-Strandkomplex	Silberweidenauwald, Korbweidengebüsch
Flutrinnenkomplex	Silberweidenauwald, Korbweidengebüsch
Uferrehnen/Dünenkomplex	Eschen-Ulmen-Auwald
Mesophiles Grünland	Eschen-Ulmen-Auwald
Acker-Komplex	Eschen-Ulmen-Auwald
Röhricht-Komplex	Silberweidenauwald
Frühlingsspark-Silbergrasflur	unter Grundwasser-Einfluß: Landreitgras-Gesellschaften, bei Bedeckung mit Feinerde und nährstoffreichem Boden (bei Spitzenhochwasser oder Düngung): Frühseggen-Grasnelkenflur
Wasserpfeffer-Zweizahnges.	Rohrglanzgrasröhricht
Rohrglanzgrasröhricht	bei längerer Überflutung und Eutrophierung: Wasserschwadnröhricht
Brenndolden-Rasenschmielenwiese	Eichen-Ulmenwald
Straußampfer-Margeritenwiesen	Eschen-Ulmenwald
Frühseggen-Grasnelkenrasen	Rosen-Schlehengebüsch
Ehrenpreis-Helmkrautges.	Silberweidenauwald, Korbweidengebüsch
Weidelgras-Weißklee-weide	Eschen-Ulmenwald
Schilfrohrgesellschaft	überwächst u.U. andere Röhrichte, wie z.B. Rohrglanzgrasröhricht

Verglichen mit der großen Vielfalt an Pflanzengesellschaften, die in Abb. 5 als Profil der Elbtalau dargestellt wurde, kommt es also zu einer deutlichen **Verarmung** an Vegetationseinheiten bei freier Sukzession und natürlich auch zum großflächigen Verlust der Stromtalvegetation.

10.7.2 Änderungen in der Fauna

Einschätzungen zu Artenumschichtungen beschränken sich im folgenden auf Wirbeltiere und die hier untersuchten Zikaden. Bei freier Sukzession werden sich die Bruthabitate für **Wiesenvögel** schnell verschlechtern, ebenso die Nahrungsflächen für **Gastvögel**. Bei einer Verbrachung von nur wenigen Werdern an der Elbe hätte eine Stilllegung der Flächen auf den Gesamtbestand der Gastvögel wahrscheinlich nur geringe Auswirkungen, da in der Nachbarschaft weiterhin attraktive Äcker und Grünländer als Äsungsflächen zur Verfügung stehen. Es käme dann nur zur Verlagerung der Äsungsflächen und einem erhöhten Fraßdruck auf anderen Flächen, nicht aber zu einer Abnahme, da Gänse und Schwäne von ihren Schlafplätzen relativ weite Flüge zu den Nahrungsflächen unternehmen (SPILLING 1999).

In den trockenen Außendeichsbereichen werden zu Beginn der Sukzession Vogelarten profitieren, die auf Sing- und Jagdwarten angewiesen sind, da sich zunehmend hochwüchsige Gräser und Stauden ansiedeln werden. Typische Arten der sich später etablierenden **Weichholzbestände** sind die Beutelmeise (Nest an hängenden Zweigen), der Kleinspecht (Höhlen im morschen Holz) und der Schlagschwirl (in üppiger Bodenvegetation) (FLADE 1999). In den **Hartholzauen** wird sich voraussichtlich eine größere Strukturvielfalt als in der Weichholzaue entfalten, dadurch wird die avifaunistische Diversität höher sein und auch die Zahl der Höhlenbrüter, wie Mittel- und Schwarzspecht, größer (l.c.).

Nach den Untersuchungen im "Auwaldprojekt" bei Lenzen an der Mittelbe lassen sich folgende Prognosen zur Veränderung der **Säugerfauna** stellen (S. MÜLLER, schriftl. Mitt. 2000):

Kleinsäugern nehmen nach der Verbrachung deutlich zu gegenüber Grünlandflächen. Dies wirkt sich zugleich in Richtung eines besseren Nahrungsangebots, z.B. für Beutegreifer unter den Vögeln aus. Zunächst nehmen typische Kleinsäuger des Grünlands zu - wie die Feldmaus -, bei zunehmender Höherwüchsigkeit der Vegetation dagegen die Zwergmaus, die z.B. *Phalaris*- und *Glyceria*-Röhrichte besiedeln kann. Mit der Zunahme der Waldflächen werden Gelbhals- und Rötelmaus stark gefördert. Die Mäuse können die **Entwicklung der Sukzession** zu Gehölzen und Wäldern maßgeblich beeinflussen, da sie Wintervorräte anlegen, aus denen Gehölze auskeimen können, wobei besonders Eicheln beliebt sind. In dichter Vegetation, in der die Etablierung von Gehölzen meist nicht stattfinden kann, können Maulwürfe Initialstellen schaffen, da die Maulwurfshaufen als Saatbeete für Baumsamen dienen können (TURCEK 1967). Eine große Rolle kann auch das **Wildschwein** spielen, das aufgrund seines guten Schwimmvermögens auch Überflutungsflächen besiedelt und durch seine Wühlaktivität Keimbetten für Baumsamen schafft.

Andererseits können durch Mäuse erhebliche **Schäden an den etablierten Gehölzen** entstehen, z.B. bei Ringelung der Rinde durch Rötelmäuse oder Fressen der Wurzeln durch Schermäuse (FORTMANN 1996). Ein Aufwachsen der Gehölze können auch hohe **Rehdichten** verhindern sowie die Aktivitäten des **Bibers**, der dünne Weichhölzer (< 5 cm Dicke) in Ufernähe bevorzugt, bei Nahrungsknappheit aber auch größere Bäume und eine Vielzahl von Baumarten nutzt. Auch **Vögel** spielen für die Ausbreitung des Waldes eine große Rolle, wenn sie

Vorräte anlegen (wie Dohle, Kleiber, Eichelhäher) oder Diasporen durch Kot oder Speiballen verfrachten (wie Drosseln, Grasmücken, Elstern).

Bei den Zikaden (s. Tab. 41) kommt es generell zu einem Rückgang der eurytopen Gramineenbesiedler und zu einer Zunahme hygrophiler Hochgrasbesiedler. Auf den wechselfeuchten, -frischen und -trockenen Flächen werden sich jeweils andere Pflanzenarten etablieren (s. Tab. 41). Die beiden hochwüchsigen Gramineen Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Schilf (*Phragmites australis*) werden von relativ vielen Zikadenspezialisten besiedelt, so daß der Rückgang der floristischen Diversität nicht mit der von Zikaden positiv korreliert zu sein braucht. In den weniger feuchten Bereichen (wechselfrisch) können sich nach Verbrachung zumindest kurzzeitig Wiesenfuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Quecke (*Elymus repens*) stärker ausbreiten, an denen nur vier im UG nachgewiesene Zikadenarten leben. Eine größere Artenzahl ist auf den wechselfeuchten Standorten zu erwarten, da hier von der Ausbreitung von Landreitgras (*Calamagrostis epigeios*) auszugehen ist, an dem viele Spezialisten leben.

Diese Prognosen zu Umschichtungen in der Zikadenfauna sind bisher simpel an Änderungen der Wirtspflanzenpotentiale vorgenommen worden. In der Realität ist es aber meist so, daß nur wenige der Artenpotentiale auch tatsächlich auch an einem Standort vorkommen, aus bisher ungeklärten Gründen.

Tab. 41: Prognosen zu Artumschichtungsprozessen bei Zikaden nach Verbrachung

a) wechselfeuchte Bereiche	
Hypothese: Zunahme von <i>Cirsium arvense</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Phragmites australis</i>	
Potentiell geförderte Zikadenarten	Wirtspflanzen
<i>Stenocranus major</i> (KBM.) <i>Paraliburnia adela</i> (FL.) <i>Balclutha rhenana</i> W.WG. <i>Mocuellus metrius</i> (FL.) <i>Delphax crassicornis</i> (PANZ.) <i>Delphax pulchellus</i> (CURT.) <i>Euides speciosa</i> (BOH.) <i>Chloriona dorsata</i> EDW. <i>Chloriona glaucescens</i> FIEB. <i>Chloriona smaragdula</i> (STAL) <i>Chloriona vasconica</i> RIB. <i>Paralimnus phragmitis</i> (BOH.) <i>Pentastiridius leporinus</i> (L.)	<i>Phalaris arundinacea</i> <i>Phragmites communis</i>
b) wechselfrische Bereiche	
Hypothese: Zunahme von <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Elymus repens</i>	
Potentiell geförderte Zikadenarten	Wirtspflanzen
<i>Javesella obscurella</i> (BOH.) <i>Artianus interstitialis</i> (GERM.) <i>Eurybregma nigrolineata</i> SCOTT <i>Psammotettix sabulicola</i> (CURT.)	<i>Alopecurus</i> u.a., Juncaceae?, Cyperaceae <i>Elymus repens</i> u.a. <i>Elymus repens</i> , <i>Holcus lanatus</i> <i>Elymus</i> , <i>Ammophila</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i> ?
c) wechselfeuchte Bereiche	
Hypothese: Zunahme von <i>Poa pratensis</i> , <i>Galium verum</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i>	
Potentiell geförderte Zikadenarten	Wirtspflanzen
<i>Ribautodelphax albostratus</i> (FIEB.) <i>Balclutha calamagrostis</i> OSS. <i>Arthaldeus arenarius</i> REM. <i>Doratura impudica</i> HORV. <i>Eurysula lurida</i> (FIEB.) <i>Mirabella albifrons</i> (FIEB.) <i>Endria nebulosa</i> (BALL) <i>Paluda flaveola</i> (BOH.)	<i>Poa pratensis</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> (u.a.?) <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>C. canescens</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>C. canescens</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>C. canescens</i> ? <i>Calamagrostis</i> , <i>Molinia</i> ?

10.8 Aspekte der Übertragbarkeit

Hinsichtlich der Übertragbarkeit der Daten in die Gesamtregion bzw. in andere Flußauenbereiche in Mitteleuropa lassen sich aus den Erhebungen zur Fauna folgende Fragestellungen ableiten:

- Von welcher Variabilität ist bei den analysierten **Strukturen in den Nutzflächen** auszugehen? Lassen sich die Ergebnisse für Nutzungssysteme verallgemeinern?
- Lassen sich über die Verschneidung der Strukturtypen mit der **Avifauna** Habitatmodelle und Prognosen für andere Regionen erstellen?
- Lassen sich anhand der **Zikadenfauna** übertragbare Aussagen bezüglich Nutzung vornehmen?

10.8.1 Strukturen

Die erfaßten Strukturparameter (s. Kap. 9.2) zeigten sämtlich eine große Variabilität in Raum und Zeit. Ordnet man die untersuchten Agrarflächen im UG in das gesamte Spektrum von Acker- und Grünlandtypen ein, so bilden sie nur einen Ausschnitt aus einer weit größeren Spanne von Nutzungssystemen, in denen viele strukturbildende Faktoren wiederum anders ausgeprägt sind. Dazu können z.B. folgende Faktoren zählen (nach REICHHOFF et al. 1979):

- Form und Häufigkeit der Bearbeitung (z.B. Schleppen und Walzen),
- Beregnung,
- Art des Weidesystems (Stand-, Umtriebs- und Portionsweiden),
- Mahdtermine,
- Termine und Geschwindigkeit der Ernte.

Diese **nutzungsbedingten Faktoren** erklären aber nur teilweise die beträchtliche **Variationsbreite** in den ermittelten Strukturparametern (s. Kap. 9.2). Der Blütenreichtum z.B. ist stark von den jeweiligen Mähterminen beeinflusst, hängt aber ebenso von Hydrologie oder Bodentyp ab. Der Anteil von offenen Bodenstellen kann mit der Intensität der Beweidung zunehmen, wird aber ebenfalls von den Überflutungen außendeichs überlagert und dem Sandanteil im Auenboden. Diese **standortspezifischen Einflüsse**, wie die Bodenart und das Bodengefüge, der Bodenchemismus und die Hydrologie überlagern in jeder Region die nutzungsbedingten Einflüsse und machen Übertragungen besonders schwierig. Bisher ist noch nie versucht worden, Strukturanalysen aus verschiedenen Regionen zusammenzufassen. Die aggregierten Strukturtypen in Kap. 9.2.4.4 sind somit nur sehr vorläufige Typisierungen, ihre Generalisierbarkeit bleibt unklar und es sind weiterführende Untersuchungen nötig. Wegen der starken Abhängigkeit der Strukturprägung im UG - insbesondere von den Mahdterminen, dem Beweidungsbeginn und der Beweidungsintensität - wäre es voreilig, aus den bisherigen Daten bereits übertragbare Strukturtypen zu postulieren, die in anderen Regionen in gleicher Weise ausgeprägt sind; denn ohne die genaue Kenntnis der Randbedingungen, die im Prinzip für jede Region neu erhoben werden müssen, sind Prognosen zu Strukturen in Nutzflächen kaum möglich, es sei denn, sie bleiben sehr generell formuliert.

10.8.2 Avifauna und Zikaden

Lassen sich die Besiedlungsmuster in den Schlägen der Betriebe bei Brutvögeln und Zikaden auf andere Betriebe in der Region, ggf. sogar in anderen Flußauen in Deutschland übertragen? Bei der Übertragbarkeit von Tierarterhebungen treten zunächst Einschränkungen auf, die sich auf die Regionalität der Daten beziehen: Arten können eine regional unterschiedliche **Habitatbindung** zeigen, wie z.B. der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*), der im UG offenbar nutzungsempfindlicher ist als weiter westlich (KELM, mdl. 1999) oder der Moorfrosch (*Rana arvalis*), der umgekehrt nach Osten hin eurytoper wird (NETTMANN, mdl. 1999). Bei Übertragungen in andere Regionen müssen für jede Leitart die Habitatansprüche und Verbreitungsmuster also genau geprüft werden. Eine Übertragbarkeit der Erhebungen in diesem Vorhaben ist mit folgenden Datendefiziten konfrontiert, die sich vor allem auf die mangelnde Kongruenz der Strukturdaten mit den avifaunistischen Daten beziehen:

1. Eine **flächendeckende Strukturerrfassung** im gesamten UG war nicht möglich, da keine Luftbilder ausreichender Auflösungsschärfe zur Verfügung standen. Mittels hochauflösender Luftbilder (die derzeit bereits im Bereich von 30 x 30 cm liegen) hätte aus den in den Betrieben erfaßten Strukturen eine Übertragung in andere Betriebe versucht werden können. Bei unseren Gelände-Untersuchungen erlaubten es die Arbeitskapazitäten nicht, weitere Betriebe hinsichtlich einer Übertragbarkeit der Strukturergebnisse zu testen. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

2. Die **Zahl der kartierten Brutvogelarten** reichte für eine umfassende statistische Analyse nicht aus. So wurden z.B. in einer Habitatmodellierung von SANDKÜHLER & SCHRÖDER (1999) jeweils > 100 Reviere von Braunkehlchen, Schafstelze und Wiesenpieper ausgewertet und im GIS mit anderen Daten verschnitten. Die Abundanzen in den Betriebsflächen waren dagegen weit geringer (s. Kap. 9.3.3.2).

3. Viele Brutvogelarten im UG brüten am **Rande der Schläge**, wo andere Strukturtypen ausgeprägt sind als auf der Gesamtfläche. Da die Nutzfläche also häufig nur als Nahrungshabitat aufgesucht wird, spielen deren Strukturen in ihrer Feinausprägung eine nur untergeordnete Rolle für die Habitatqualität.

4. Die **Relevanz** der erfaßten Strukturparameter für die Brutvogelfauna konnte nicht genügend herausgearbeitet werden, um daraus statistisch abgesicherte Habitatmodelle zu erstellen. Dies hatte mehrere Gründe, wie die oben genannten geringen Abundanzen, vor allem aber die ungenügende Quantifizierbarkeit der Parameter für die Avifauna, z.B. eine Aussage darüber, welche Toleranzbereiche das Braunkehlchen gegenüber der Dichte von Überständern hat. Um diese Aspekte zu klären, wären sehr umfangreiche Untersuchungen an einer (oder wenigen) ausgewählten Arten nötig gewesen. Somit liegt bisher nur ein Basis-Datenpool vor, auf dem noch anzugehende Habitatmodelle aufbauen könnten.

5. Es bleibt unklar, welche Parameter sich auf den Reproduktionserfolg der Vogelarten im UG auswirken. Diese **proximaten Schlüsselfaktoren** nach HILDÉN (1965) können in jeder Region andere sein, wie das Nahrungsangebot im Grünland oder die Zahl geeigneter Neststandorte am Boden. VOGEL (1999) konnte z.B. für die Heidelerche (*Lullula arborea*) den Anteil vegetationsfreier Bodenstellen als **Schlüsselfaktor** festmachen, während Sitzwarten, Waldränder (als Fluchträume) und geeignete Niststandorte im Lebensraum meist nicht limitiert sind und somit eher sekundäre Faktoren der Habitatbindung darstellen. Arten können auf veränderte Schlüsselparameter häufig sehr flexibel reagieren: z.B. nimmt bei der Heidelerche mit dem Anteil vegetationsfreier Bodenstellen zugleich auch die Größe der home ranges ab (VOGEL 1999), was durch die **Optimal-Foraging-Theorie** (s. BEGON et al. 1991) erklärbar ist: in kleinen Revieren ist der Energieaufwand für die Nahrungssuche geringer, auch die energetischen Kosten für die Revierverteidigung und die Versorgung der Jungvögel sind in kleinen Revieren niedriger.

Bei den festgestellten **Beziehungen der Brutvogelfauna zur Nutzung**, insbesondere zur extensiven Beweidung und Mahd, kann man von einer hohen Übertragbarkeit der Daten ausgehen: denn die Vegetationsmuster in Flußauen - bei vergleichbarem Relief - werden bei einer Extensivbeweidung vermutlich ähnlich sein und die späten Schnittzeitpunkte ab Mitte Juni fallen auch in anderen Regionen kaum noch in die Reproduktionszeiten der Wiesenvögel, da sich deren phänologisches Verhalten nur in relativ engen Grenzen ändert. Natürlich sind die Artenbestände in Grünland-Gebieten anderer Regionen anders, da hier die Arealgeographie der Arten zum Tragen kommt ebenso wie die unterschiedliche naturräumliche Ausstattung. So zeigen z.B. Flußmarschgebiete andere Artenkombinationen und Dominanzen als die der Talsande (s. ROSENTHAL et al. 1998).

Ähnlich stellt sich bei den **Zikaden** die Frage, ob gleiche Nutzungstypen in Flußauen ähnliche Effekte auf die Zönose ausüben, ob z.B. die dezimierende Wirkung von Überflutung und Mahd hier auch auftreten, bzw. ob es generalisierbare Daten zu den Auswirkungen der Mahd auf die Zikadenfauna gibt.

Viele Studien haben bisher eine negative Korrelation zwischen der **Nutzungsintensität** und der **Artenzahl** belegt: so war in der Biebrza (Nordost-Polen) die Artendiversität bei Zikaden auf drainierten Moorböden niedrig, auf den typischen Moorformationen dagegen hoch (Andrzejewska 1999). Eine Abnahme von Spezialisten und eine Zunahme von Eurytopen bei steigender Nutzungsintensität stellte bereits Remane (1958) in verschiedenen Grünlandtypen Nordwestdeutschlands fest, ähnliche Tendenzen zeigten sich in BAYERN (ACHTZIGER & NICKEL 1997). Generell gilt, daß die Zunahme der Nettoprimärproduktion im Grünland - als Ziel der Bewirtschaftung - mit einer Abnahme der Diversität an Pflanzenarten und der -architektur einhergeht. Eine ähnlich inverse Beziehung besteht zur Zikadenfauna (ANDRZEJEWSKA 1979).

Wir stellten in dieser Untersuchung eine Reihe von **Arten** fest, die **ausschließlich in Brachen und Extensivweiden** auftraten, wie z.B. *Eurybregma nigrolineata*, *Ribautodelphax collinus*, *Graphocraerus ventralis*, *Athysanus argentarius* und *Jassargus pseudocellaris*. In einigen Fällen kann das Fehlen von Arten in den Mähwiesen durch das Fehlen der Wirtspflanzen erklärt werden: so fehlt z.B. das Drüsige Johanniskraut (*Hypericum perforatum*) in Wiesen Mitteleuropas und dementsprechend die mit dieser Pflanze assoziierte Zikadenart *Zygina hyperici*. Wahrscheinlich eliminiert aber die Mähwiesennutzung auch Zikadenarten, auch wenn die entsprechenden Wirtspflanzen vorhanden sind, was z.B. für eine Reihe von *Carex*-Besiedlern gilt, wie *Kelisia* spp., *Cicadula flori*, *Metalimnus formosus* und *Cosmotettix costalis*, von denen einige jedoch in einschürigen Wiesen am Alpenrand nachgewiesen wurden (NICKEL, unpubl. Daten).

Ein weiteres übertragbares Ergebnis ist der steigende Anteil von **r-Strategen** mit zunehmender Nutzungsintensität (ANDRZEJEWSKA 1979), was sich in dieser Untersuchung in den hohen Anteilen von Pionierarten und Eurytopen in den Mähwiesen niederschlägt, die auch in den Extensivwiesen noch hoch waren. Dies ist durch den eliminierenden Effekt der **Mahd**, der weit stärker ist als der einer Beweidung erklärbar: die Pflanzenmasse wird schlagartig auf großer Fläche entfernt, somit gehen Eiablagesubstrate und Nährpflanzen verloren, und dies meist in den Reproduktionsphasen vieler Zikadenarten. Mit der Mahd verbunden ist zugleich eine drastische Veränderung des Mikroklimas im Vergleich zu den weit moderateren Veränderungen in Extensivweiden. Leider ließ sich der zusätzlich dezimierende Effekt der Überflutungen nicht von den geschilderten Wirkungen der Mahd klar trennen.

Die Ergebnisse aus den **Brache**-Standorten lassen sich in Bezug auf Strukturen und Störungsfreiheit generalisieren: unter Brache kommen i.d.R. Gräser komplexer Architektur zur Dominanz, die von einer Vielzahl

von Zikadenspezialisten besiedelt werden können. Weiterhin sichert die ausbleibende Störung der Vegetationsdecke durch Mahd oder Beweidung eine hohe Persistenz in Bezug auf Eiablagesubstrate und Wirtspflanzen. Demzufolge kann sich in Brachen, sei es auf Äckern, sei es auf ehemaligem Grünland, eine weitgehend eigenständige Zikadenzönose entfalten, die in den Nutzflächen weitgehend fehlt.

10.9 Monitoringprogramme

Bereits in der ersten Hälfte der Projektphase wurde in Zusammenarbeit mit der Bezirksregierung Lüneburg an einem Zielartenkonzept für das UG gearbeitet. Als Ergebnis entstand eine Matrix, in der naturschutzrelevante Grünlandflächen klassifiziert und mit geeigneten Monitoringgruppen aus Flora und Fauna hinterlegt wurden (s. Tab. A 10 im Anhang). Es wurde anfangs versucht, Mindestanzahlen von Zielarten vorzugeben (i.S. von Mindeststandards), was sich aber bald als nicht praktikabel und sinnvoll erwies, da die Schwankungen in Flußauen zu stark sind (s. Kap. 5). Auch eine Festlegung von Mindestgrößen für Zielarten wird ohne genaue mehrjährige Untersuchungen zu Schwankungsbereichen von Populationen im Flußauenbereich nicht möglich sein. Daten zu diesem Aspekt lagen für das UG nicht vor. Die in Tab. A 10 (Anhang) genannten Zielarten bzw. -gruppen können als Vorgaben für zukünftige Monitoringprogramme eingesetzt werden, es fehlt hier aber noch an einer Regionalisierung des Zielartenkonzepts, das auch nach den Recherchen, die im Anhangsband ausgeführt werden, bisher nicht ausgereift ist. Viele der Faunengruppen in Tab. A 10 (Anhang) sind nach Literaturrecherchen ermittelt und nicht anhand konkreter Geländeerhebungen im UG. Es muß vielfach noch überprüft werden, ob die zu den entsprechenden Biotoptypen bzw. Pflanzengesellschaften genannten Tierarten im UG überhaupt repräsentativ sind bzw. ob sie an den Standorten überhaupt aktuell (noch) vorhanden sind.

10.10 Abgleich mit den Zielsetzungen im Rahmen der finanziellen Aufstockung zur Fauna

Die im Aufstockungsantrag formulierten Zielsetzungen werden hier noch einmal aufgegriffen und einer kritischen Bilanz unterzogen. Dabei sei vorab nochmals auf den sehr unglücklichen zeitlichen Ablauf des Teilprojekts Fauna hingewiesen: der sehr große Datenbedarf, der bei den intendierten Zielen zu Habitatmodellen anfällt, konnte erst gegen Ende der Projektlaufzeit befriedigt werden (September 2000), was dazu führte, daß nicht mehr genügend Zeit verblieb, die Daten in Richtung einer Modellbildung auszuwerten. Einzelziele im Rahmen der erweiterten Bearbeitung der Fauna waren:

1. **Status Quo-Analyse und Umweltqualitätsziele:** Anhand von Brutvögeln, Zikaden und Strukturen sollten bestehende ökologische Wertigkeiten in den Auswahlbetrieben ermittelt werden. Für die terrestrischen Bereiche haben sich die ausgewählten Indikatorgruppen als brauchbar erwiesen, die ökologischen Zustände der Nutzflächen und der umliegenden Flächen hinreichend genau zu beschreiben. Es ergaben sich klar Wertigkeiten, die sich aus den vegetationskundlich-floristischen Arbeiten nicht ableiten ließen und die somit eine wichtige Ergänzung zur Leitbild-Entwicklung darstellen. Dabei wurde allerdings der **aquatische bzw. semiaquatische Bereich** nur unzureichend abgedeckt, da keine Aussagen über den Zustand der Gewässer - insbesondere der Qualmgewässer und der Gräben - getroffen werden konnten. Hier hätten als aussagekräftige Indikatoren Amphibien und Libellen in den Betrieben bearbeitet werden können. Bewertungsdefizite ergaben sich im **terrestrischen Bereich** bezüglich blütenreicher Strukturen und zur Bedeutung der Vernetzung von Biotopelementen. Dazu hätten weitere Taxa, wie Wildbienen, Schwebfliegen oder Schmetterlinge, eingesetzt werden können. Somit waren die hier bearbeiteten Taxa Vögel und Zikaden für eine Ableitung sämtlicher relevanter Umweltqualitätsziele eigentlich nicht ausreichend und hätten um weitere Indikatorgruppen ergänzt werden müssen.

2. **Erarbeitung von Szenarien, Aufzeigen von Entwicklungsspielräumen:** Für Modelle im Sinne einer "explorativen Prognose" (s. Kap. 10.2) konnten nur erste Grundlagen erarbeitet werden. Die Variabilität der Strukturen erwies sich als zu groß bzw. von zu vielen Randparametern abhängig, die im Rahmen dieser Analysen nicht vollständig eingeschätzt werden konnten, wie z.B. Nutzungstraditionen, Mähterminen (s. Kap. 10.8.1). Auch die Zahl der Datensätze für die Brutvogelfauna war für eine Habitatmodellierung nicht ausreichend. Es mangelte zudem an detaillierten Daten für Flächen außerhalb der Auswahlbetriebe, um eine Übertragbarkeit zu überprüfen. Deshalb können hier nur sehr einfache Hypothesen formuliert werden (s. Kap. 10.6). Diese eingeschränkte Aussagefähigkeit betrifft auch die aufgezeigten Entwicklungsspielräume in den Nutzflächen: bisher kann nur höchst sektoral prognostiziert werden, wie Populationen, Arten, Biozönosen und Ökosysteme sich verändern, wenn z.B. Düngergaben eingeschränkt oder Mahdtermine versetzt werden, wie dies z.B. in Kap. 10.6.3 geschah.

3. **Habitatmodellierung und Erstellung von Habitateignungskarten:** Ursprünglich war eine Erstellung von rasterbasierten Habitateignungskarten vorgesehen, in denen jeweils relevante Habitatparameter kartographisch abgebildet werden. Für das GIS liegen mittlerweile Werkzeuge vor (z.B. spatial analyst), mit denen Punktdaten oder Transektaufnahmen in Raster übertragen werden können, die größere Raumeinheiten

abdecken. Diese Modellierung konnte jedoch erst nach Abschluß der Erhebungen Anfang Oktober 2000 angegangen werden, da die Datenmenge aus 1999 nicht ausreichend war. Vor allem aus Zeitgründen war eine Ausarbeitung nicht mehr möglich, da die Weiterentwicklung des erhobenen Datengerüsts zu Habitatmodellen mehrere Monate Arbeitszeit notwendig gemacht hätte und nur im Rahmen einer Verlängerung des Vorhabens möglich gewesen wäre.

4. **Erklärungswert der Modelle:** Angesichts der fehlenden Zeit für eine gründliche Analyse des Datenmaterials werden auch Interpretationen zum Erklärungswert der Modelle hinfällig. Wie in Kap. 10.8 erläutert, gibt es zur Übertragbarkeit der Daten erhebliche Einschränkungen, aber durchaus auch viele generalisierbare Ergebnisse. Diese beziehen sich jedoch häufig auf stark abstrahierte Aussagen und lassen sich meist nicht auf die Ebene der Arten bzw. -gemeinschaften und Populationen herunterbrechen.

5. Insgesamt wurden **zusammenfassend** die Zielvorstellungen im Rahmen dieser Aufstockungen nur zum Teil erfüllt: die Teilziele hinsichtlich der Einspeisung der Ergebnisse in die Leitbild-Entwicklung wurden zwar erreicht, nicht jedoch hinsichtlich der Habitatmodellbildung. Dieser stark "boomende" Bereich der Ökologie setzt auch derzeit noch, trotz oder gerade wegen des immer größeren EDV-Einsatzes, einen erheblichen personellen und zeitlichen Aufwand voraus.

11 Literatur (incl. Anhangsband)

- ACHTZIGER, R. (1999): Möglichkeiten und Ansätze des Einsatzes von Zikaden in der Naturschutzforschung (Hemiptera: Auchenorrhyncha).- *Reichenbachia* 33 (23): 171-190
- ACHTZIGER, R. & NICKEL, H. (1997): Zikaden als Bioindikatoren für naturschutzfachliche Erfolgskontrollen im Feuchtgrünland. - *Beiträge zur Zikadenkunde* 1: 3-16.
- ADDICOTT, J.F. et al. (1987): Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. - *Oikos* 49: 340-346.
- ALLEN, T.F.H. & HOEKSTRA, T.W. (1992): *Towards a unified ecology*.- 384 S.; New York: Columbia University Press
- ALLMER, F. (1981): Verbreitung des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im Landkreis Lüneburg von 1950 bis 1980. - *Jahrbuch des naturwissenschaftlichen Vereins Fürstentum Lüneburg* 35: 143-158.
- ALTMÜLLER, R., BREUER, M. & RASPER, M. (1989): Zur Verbreitung und Situation der Fließgewässerlibellen in Niedersachsen. - *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 9, 8/89.
- AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (1999): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis*.- Ulmer, Stuttgart.
- ANDRÉN, C. & NILSON, G. (1988): Effects of acidification on Swedish brown frogs.- *Memor. Soc. Fauna Flora Fennica, Helsinki-Helsingfors* 64 (3): 139-141
- ANDREZKE, H. (1994): Überschwemmung und Nutzungsintensität als Faktoren für die Verteilung von Laufkäfern (Carabidae) in einer norddeutschen Flußniederung. - *Diplomarbeit Universität Bremen*, 142 S.
- ANL (1998): Warum es die Feldlerche in der heutigen Landschaft schwer hat. - *Natur und Landschaft* 73 (5): 236.
- ANSORGE, H. (1990): Daten zur Fortpflanzungsbiologie und zur Reproduktionsstrategie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*, in der Oberlausitz. - *Säugetierkundl. Inf.* 3 (14): 185-199.
- APPELT, M. (1996): Elements of population vulnerability of the bluewinged grasshopper, *Oedipoda caerulea* (Linnaeus, 1758) (Califera, Acrididae). In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): *Species survival in fragmented landscapes*: 320-323.
- ARENDE, K., BLOHM, T., FREYMAN, H., HENNE, E. & MANOWSKY, O. (1998): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Schorfheide-Chorin. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 7(3): 191-194.
- ARUM (Arbeitsgemeinschaft Umwelt- und Stadtplanung) (1997): *Erhaltung und Entwicklung von Vordeichflächen und Binnenstromland in der unteren Mittelelbe*. - TU Hannover, 2. Zwischenbericht.
- ARUM (Arbeitsgemeinschaft Umwelt- und Stadtplanung) (2001): *Letbilder und Maßnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Boden- und Wasserressourcen im niedersächsischen Elbetal - Konzepte zur Bewältigung landwirtschaftlich-naturschutzfachlicher Konfliktfelder in Auenökosystemen*.- Hannover
- ASKEW, R.R. (1988): *The Dragonflies of Europe*.- Harley Books, Colchester, 291 S.
- ASSMANN, T. & KLENNER, M. (1993): Laufkäfer als Bioindikatoren - Einführung in Systematik, Ökologie und Habitatbindung. - *Seminarberichte der NNA*: 1-22.
- ASSMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. - *Norddeutsche Naturschutzakademie Berichte* 3/94:142-151.
- ASSMANN, T. & TERLUTTER, H. (1999): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems.- *Angewandte Carabidologie Supplement* 1: 33-40
- BAESE, K. (1999): Aspekte der Agrarphänologie in Norddeutschland. - *NNA Berichte* 12 (3): 3-10.
- BARKEMEYER, W. (1994): Untersuchungen zum Vorkommen der Schwebfliegen in Niedersachsen und Bremen (Diptera: Syrphidae). - *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 31: 516 S.
- BASEDOW, T. & RZEHA, H. (1988): Abundanz und Aktivitätsdichte epigäischer Raubarthropoden auf Ackerflächen. - *Zoologische Jahrbücher Abt. für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere* 115: 495-508.
- BAST, H.D., BREDOW, D., LABES, R., NEHRING, H., NÖLLERT, A. & WINKLER, H. (1992): *Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien Mecklenburg - Vorpommerns*, 1. Fassung Stand: Dezember 1991.- Schwerin
- BASTIAN, A. & BASTIAN, H.-V. (1996): *Das Braunkehlchen*. - Aula Wiesbaden.

- BATHON, H. (1973): Über das Formensehen bei der Verbergeorientierung der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Untersuchungen an *Carabus problematicus* Thoms., *Agonum assimile* Payk., *Abax ater* Vill. und *Bembidion litorale* Oliv.- Zeitschrift für Tierpsychologie 32: 337-352
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung.- Wiesbaden
- BECK, P. & FRÜND, H.-C. (1983): Habitatstrukturmessungen zur Gewinnung von Indikatoren für Tiergemeinschaften: Prinzipien der Anwendung. - Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege 41: 78-81.
- BEGON, M.E., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. (Hrsg.) (1996): Ökologie. - "Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 750 S.
- BEINLICH, B., HAMPICKE, U.; PLACHTER, H. & TAMPE, K. (1997): Erhaltung großflächiger Kalkmagerrasen und magerer Wirtschaftswiesen auf der Schwäbischen Alb. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54: 53-76, Bonn-Bad Godesberg.
- BELLMANN, H. (1987): Libellen: beobachten - bestimmen. - Melsungen.
- BERGER, H. & GÜNTHER, R. (1996): Bergmolch - *Triturus alpestris*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 104-120
- BERGER, H. (1988): Entwicklung der Kammolch-, Rotbauchunken- und Laubfroschbestände im Bezirk Leipzig.- Mitt. Feldherp. Ichthyofauna Bez. Leipzig: 10-12
- BERGMANN, A. (1951-55): Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands, Band 1-5, Jena: Urania
- BERGMANN, H.-H. (1999): Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland. - NNA-Berichte 12 (3): 105-112.
- BERGMANN, P. (1979): Faunistische Untersuchungen auf einem Grünlandstandort im Überschwemmungsbereich der Elbe unter besonderer Berücksichtigung der Coleopteren, Araneen, Opilioniden und Lumbriciden.- Diplomarbeit Univ. Hamburg.
- BERGSTEDT, J. (1992): Handbuch angewandter Biotopschutz.- ecomed, Landsberg/Lech
- BERLO, M. VON, KEMNADE, G., PUTZ, M. & STEINHARDT, U. (1998): GIS - gestützte Bewertung von potentiellen Biberhabitaten in der niedersächsischen Elbtalau zwischen Schnackenburg und Grippel. - 4. Projekt Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, Universität Hannover.
- BERNAYS, E.A. & CHAPMAN, R.F. (1994): Host-plant selection by phytophagous insects.- Contemporary Topics in Entomology 2, Chapman & Hall, New York, London
- BERNDT, R.K. (1995): Veränderungen der Habitatwahl Schleswig-Holsteinischer Brutvögel. Verstärkung, Wechsel von Nadel- in Laubholz, Besiedlung von Wintersaaten und Ackerbrachen.- Corax 16: 109-124
- BERNDT, R. & WINKEL, W. (1974): Ökoschema, Rivalität und Dismigration als öko-ethologische Dispersionsfaktoren.- Journal für Ornithologie 115 (4): 398-417
- BERNDT, S., SCHLUMS, C., SCHNATHMEIER, C. & VOEDISCH, U. (1997): Schutzwürdigkeitsgutachten mit einem Beitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet "Qualmwasserbereich zwischen Wilkenstorf und Brandstade". - 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, 214 S.
- BEZZEL, E. (1976): Vögel als Bewertungskriterien für Schutzgebiete - einige einfache Beispiele aus der Planungspraxis. - Natur und Landschaft 51: 73-78.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. - Ulmer, Stuttgart.
- BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriften-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien.- Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz Bonn 18, 3. Aufl.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere.- Kilda Verlag, Greven, 4. erweiterte und neubearbeitete Auflage, 479 S.
- BLANKE, D. (1998): Biber in Niedersachsen. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 18 (2): 29-35.
- BLASCHKE, T. (1994): Eine Studie zum 'Potential range'-Konzept anhand faunistischer Leitarten.- Salzburger Geographische Materialien 21: 83-101
- BÖLSCHER, B. (1988): Untersuchungen zur Dispersion und Habitatwahl der Vogelarten nordwestdeutscher Hoochmoor- und Grünlandbiotope: Versuch einer Biotopbewertung. - Dissertation, TH Braunschweig, 289 S.
- BONN, A. & HELLING, B. (1997): Einfluß von schwankenden Wasserständen auf die Flugaktivität von Laufkäfern. - Mitt. der Deutschen Ges. für allgemeine und angewandte Entomologie 11: 439 - 442.
- BONN, A. & HELLING, B. (1997): Einfluß von schwankenden Wasserständen auf die Flugaktivität von Laufkäfern. - Mitt. d.Dt. Ges. f. allgemeine und angewandte Entomologie 11: 439 - 442.

- BONN, A. (1998): Vergleich der Besiedlungstypen und der Habitatbindung der ripicolen Carabidengemeinschaften in den Auen der mittleren Elbe und Weser. - Abschlußbericht "Carabiden in Auen", Zoolog. Institut Uni Braunschweig, AG Bodenzoologie, 47 S. + Anhang.
- BONN, A.: (1998): Vergleich der Besiedlungstypen und der Habitatbindung der ripicolen Carabidengemeinschaften in den Auen der mittleren Elbe und Weser. - Abschlußbericht "Carabiden in Auen", Zoolog. Inst. Uni Braunschweig, AG Bodenzoologie, 47 S. + Anhang.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. - Quelle & Meyer, Wiesbaden, 404 S.
- BORCHERT, J. (1992): Flußkorridore als überregionale Verbundstrukturen. - Natur und Landschaft 67(9): 413 - 418.
- BÖTTCHER, S., DITTBERNER, M., GRAMSCH, M. & KEMPKEN, E. (1994): NSG Elbdeichvorland zwischen Strachau und Herrenhof: Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept. - 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, 205 S.
- BOYE, P. (1995): Dismigration und Migration bei Kleinsäugetern - Untersuchungsmethoden und Naturschutzaspekte. - Methoden feldökologischer Säugetierforschung 1: 257-267.
- BRADLEY, C. (1997): The hydrological basis for conservation of floodplain wetlands: Implications of work at Narboroug Bog, U.K. - Aquatic conservation 7(1): 41-62.
- BRINKMANN, R. (1997): Bewertung tierökologischer Daten in der Landschaftsplanung.- NNA-Berichte 10(3), Bewerten im Naturschutz: 48 -60.
- BRINKMANN, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/98: 1-127.
- BROWN, V.K. (1985): Insect herbivores and plant succession.- Oikos 44: 17-22
- BROWN, A.G, HARPER, D. & PETERKEN, G.F. (1997): European floodplain forests: structure, functioning and management. - Global ecology and biogeographic letters 6 (3-4): 169-178.
- BROWN, V.K., GIBSON, C.W.D. & KATHIRITHAMBY, J. (1992): Community organization in leafhoppers. - Oikos 65: 97-106.
- BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1997): Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen. Ein Beitrag zur Objektivierung des Instruments der Roten Listen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29(8): 138 - 145.
- BURNHAUSER, A. (1983): Zur ökologischen Situation des Weißstorches in Bayern: Brutbestand. - Institut für Vogelkunde, Garmisch-Partenkirchen.
- BUSCH, W. (1979): Bodenzoologische Untersuchungen im Überschwemmungsbereich der Elbe unter besonderer Berücksichtigung der Coleopteren, Araneen, Opilioniden und Lumbriciden von Auwaldstandorten. - Diplomarbeit Univ. Hamburg.
- BUSCHE, G. (1995): Bestandsentwicklungen von Brutvögeln in Marschen (Agrarland, Salzwiesen) des westlichen Schleswig-Holstein 1960-1994. - Vogelwelt 116: 73-90.
- BUSCHENDORF, J. & GÜNTHER, R. (1996): Teichmolch - *Triturus vulgaris*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 174-195
- CHECKLAND, P. (1981): Systems Thinking, Systems Practice.- Wiley, New York.
- CLAUSNITZER, CH. & CLAUSNITZER, H.-J. (1984): Erste Ergebnisse einer Wiederansiedlung des Laubfrosches *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758) im Landkreis Celle (Salientia: Hylidae).- Salamandra 20 (1):50-55
- CLAUSNITZER, H.-J. (1999): Bedeutung von Primärhabitaten für die mitteleuropäische Fauna.- Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (9): 261-266.
- CORBET, G. & OVENDEN, D. (1982): Pareys Buch der Säugetiere. - Parey, Hamburg, Berlin, 240 S.
- DAHL, A., KLEMM, M. & WEIS, M. (1993): Untersuchung der Landgehäuseschnecken im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes für die Fischerhuder Wümmeniederung. - Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Osterholz, 66 S. + Anhang.

- DDA & DS/IRV (1991): Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1. Fassung, Stand 10.11.1991). - Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz (30): 15 - 29.
- DENNO, R.F. & RODERICK, G.K. (1990): Population biology of planthoppers.- Annual Review of Entomology 35: 489-520
- DIERKING, H. (1992): Untere Mittelbe-Niederung zwischen Quitzöbel und Sassendorf. Naturschutzfachliche Konzeption.- Reinbeck, 60. S.
- DONATH, H. (1984): Libellen als Indikatoren für Fließgewässer.- Libellula 3 (3/4): 1-5.
- DORMANN, W. & HILDEBRANDT, J. (1997): Wirbellose im Bereich der Wümmeniederung - Auswirkungen von Überflutungen und wasserbaulichen Renaturierungsmaßnahmen in einem Feuchtgrünlandgebiet. - Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster 18: 227-243.
- DREYER, W. (1986): Die Libellen. - Gesenberg, Hildesheim, 219 S.
- DÜLGE, R., ANDRETZKE, H., HANDKE, K., HELLBERND-TIEMANN, L. & RODE, M. (1994): Beurteilung nordwestdeutscher Feuchtgrünlandstandorte mit Hilfe von Laufkäfergesellschaften (Coleoptera, Carabidae). - Nat. und Landschaft 69 (4): 148 - 156.
- DWENGER, R. (1973): Das Rebhuhn. - Neue Brehm Bücherei, Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 112 S.
- DZIEWIATY, K. (1992): Nahrungsökologische Untersuchungen am Weißstorch *Ciconia ciconia* in der Dannenberger Elbmarsch (Niedersachsen). - Die Vogelwelt 113(3): 133-144.
- EBERSBACH, H., HAUER, S., HOFMANN, T. & TÖPFER, S. (1995): Zur Besiedlung der niedersächsischen Elbtalaue durch den Elbebiber (*Castor fiber albicus* MATSCHIE, 1907). - Kartierung im Auftrag der Niedersächsischen Fachbehörde für Naturschutz, 8 S.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg; 1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 1, Tagfalter 1 & Band 2, Tagfalter 2, Ulmer, Stuttgart.
- ELBING, K., GÜNTHER, R. & RAHMEL, U. (1996): Zauneidechse - *Lacerta agilis*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 535-558
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D.: (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18, 2. Aufl., Göttingen, 258 S.
- EMELJANOV A.F. (1964): Suborder Cicadinea (Auchenorrhyncha).- Keys to the Insects of the European USSR. 1964, 1: 337-437.
- EMPEN, R. (1992): Ökologische Untersuchungen und Entwicklung von Pflegevorschlägen auf Feuchtgrünland im Mittleren Elbetal. - Unveröff. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 398 S.
- ENGEL, H. (1984): Untersuchungen zur Ökologie der Rotbauchunke als Grundlage für ein Artenschutzprogramm.- Unveröff. Bericht i.A. Niedersächs. Landesverwaltungsamt, Naturschutz
- FILODA, H. (1981a): Amphibien im östlichsten Teil Lüchow-Dannenberg - eine siedlungsbiologische Bestandsaufnahme. - Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 34(3): 125 - 136.
- FILODA, H. (1981b): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichsten Teils Lüchow-Dannenberg. - Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 34(3): 185 - 189.
- FILODA, H. (1983): Über Geschlechterverhältnis und Populationsdynamik der Erdkröte (*Bufo bufo*) und des Grasfrosches (*Rana temporaria*) - Untersuchungen im Gartower Forst (Kreis Lüchow-Danneberg). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F.: 303 - 310.
- FISCHER, S. & SCHNEIDER, R. (1996): Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. - Vogelwelt 117: 225-234.
- FISCHER, S. (1999): Abhängigkeit der Siedlungsdichte und des Bruterfolgs der Grauammer (*Militaria calandra*) von der agrarischen Landnutzung: Ist das Nahrungsangebot ein Schlüsselfaktor? - NNA Berichte 12 (3): 24-29.
- FISCHER, S.F., POSCHLOD, P. & BEINLICH, B. (1995): Die Bedeutung der Wanderschäfererei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften.- in: BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (Hrsg.): Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung.- Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 83: 229-256.
- FLADE, M. (1991): Norddeutsche Brutvogelgemeinschaften: Leitarten, Strukturwerte, Gefährdungssituation. - Natur und Landschaft 66 (6): 340-344.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. - IHW-Verlag, Berlin, 879 S.

- FLADE, M. (1997): Wo lebte der Wachtelkönig *Crex crex* in der Urlandschaft? - Vogelwelt 118: 141-146.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986): Landscape Ecology. - J.Wiley & Sons, New York, 619 S.
- FORTMANN, M. (1996): Wühlmäuse und Maulwürfe. Erkennen, Vorbeugen, Abwehren. Falken, Niedernhausen.
- FRANK, K. (1977): Untersuchung zur Verbreitung von Amphibien-Laichplätzen in der Elbmarsch (Raum Echem - Bleckede) 1977. - Klausur-Ersatzleistung zur Prüfung für das Lehramt, Pädagog. Hochschule Lüneburg, 59 S.
- FRITZ, U. & GÜNTHER, R. (1996): Europäische Sumpfschildkröte - *Emys orbicularis*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 518-534
- FRÖHNER, T.S. (1994): Landschaftsökologisch-ornithologische Untersuchung des Elbdeichvorlands zwischen Hitzacker und Schnackenburg. - Diplomarbeit Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, 198 S.
- FRÜND, H.-C. & B. RUSZKOWSKI (1993): Untersuchung der epigäischen Spinnenfauna in der Fischerhuder Wümmeniederung.- Osterholz: Gutachten im Auftrag der Biolog. Station Osterholz (Maßnahmenträger: Lk Verden), 50 S.
- GÄNSRICH, C., ROLL, E., SCHAUB, R. & STORRE, I. (1993): Pflege- und Entwicklungskonzept für das zukünftige NSG Großer See (Amt Neuhaus/Elbtalau). - Projektarbeit am Institut für Naturschutz und Landschaftspflege der Universität Hannover.
- GARVE, E. (1987): Atlas der gefährdeten Gefäßpflanzenarten in Niedersachsen und Bremen (Zwischenauswertung). - Hannover.
- GEORGE, K. (1992): Siedlungsdichte der Wachtel *Coturnix coturnix*: Stand und Aussichten. - Die Vogelwelt Jg.113(2): 81 - 89.
- GEORGE, K. (1999): Sommerlebensräume der Wachtel (*Coturnix coturnix*) in der mitteleuropäischen Agrarlandschaft? - NNA Berichte 12 (3): 88-91.
- GEPP, J., BAUMANN, N., KAUCH, E.-P. & LAZOWSKI, W. (1986): Auengewässer als Ökozellen. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, Wien.
- GERKEN, B. (1981): Zum Einfluß periodischer Überflutungen auf bodenlebende Coleopteren in Auewäldern am südlichen Oberrhein. - Mitt. der deutschen Ges. für allgemeine und angewandte Entomologie 3: 130-134.
- GERKEN, B. (1985): Zonationszönosen bodenlebender Käfer der Oberrhein-Niederung: Spiegel der Wandlung einer Stromauenlandschaft. - Mitt. der deutschen Ges. für allgemeine und angewandte Entomologie 4: 443-446.
- GILLANDT, I., MARTENS, J.M. & WILKENS, H. (1983): Seltene Krebse temporärer Gewässer und ihre Verbreitung im Elbe-Bereich zwischen Schnackenburg und Hohnstorf (Crust., Anostraca, Notostraca, Copepoda). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 339-350.
- GILLANDT, L. & MARTENS, J. (1983): Amphibien des Landkreises Lüchow-Dannenberg und die Verteilung ihrer Laichgewässer auf Naturraumeinheiten. - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 281-302.
- GILLANDT, L., GRIMMEL, E. & MARTENS, J.M. (1983): Naturräumliche Gliederung des Kreises Lüchow-Dannenberg aus biologischer Sicht. - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 133-150.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K.M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9
- GODDARD, P. (1981): Limited movement areas and spatial behaviour in the smooth snake *Coronella austriaca* in Southern England. - Proc. Europ. Herp. Symp. C.W.L.P., Oxford 1980 (Coburn, J. ed.): 25-40.
- GOETHE, F., HECKENROTH, H. & SCHUMANN, H. (1985): Die Vögel Niedersachsens - Entenvögel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen B, 2.2.
- GORETZKI, J. & PAUSTIAN, K.-H. (1982): Zur Biologie des Rotfuchses *Vulpes vulpes* (L., 1758) in einem intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiet. - Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 12: 96-107.
- GORETZKI, J. (1998): Interessenkonflikt Rotfuchs. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 86-88.
- GOTTSCHALK, E. (1996): Population vulnerability of the grey bush cricket *Platycleis albopunctata* (GOETZE, 1778) (Ensifera: Tettigoniidae). In: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes: 324-328.
- GREEN, R.E., ROCAMORA, G. & SCHÄFFER, N. (1997): Populations, ecology and threats to the corncrake *Crex crex* in Europe. - Vogelwelt 118: 117-134.

- GRÖNGRÖFT, A. & MIEHLICH, G. (1983): Bedeutung der Bodenfeuchte für die Populationsdynamik von Enchytraeidae (Oligochaeta) und Oribatei (Adari) - Untersuchung in der Rohhumusaufgabe im Kiefernforst Gartow (Kreis Lüchow-Dannenberg). - Abh. d. Nat. V. Hamburg N.F. 25: 115 - 132.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Kammolch - *Triturus cristatus*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 120-141
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Laubfrosch (*Hyla arborea*).- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 343-364
- GROSSENBACHER, K. (1988): Verbreitungsatlas der Amphibien der Schweiz.-Doc. Faun. Helvetiae 7
- GÜNTHER, R. & MEYER, F. (1996): Kreuzkröte - *Bufo calamita*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 302-322
- GÜNTHER, R. & NABROWSKY, H. (1996): Moorfrosch - *Rana arvalis*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 364-389
- GÜNTHER, R. & PLÖTNER, J. (1987): Untersuchungen über den Einfluß von detergentienhaltigen Haushaltschemikalien auf Eier und Larven von Froschlurchen.- Feldherpetologie: 23-31
- GÜNTHER, R. & SCHNEEWEISS, N. (1996): Rotbauchunke - *Bombina orientalis*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 215-232
- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996a): Ringelnatter - *Natrix natrix*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 666-684
- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996b): Schlingnatter - *Coronella austriaca*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 631-647
- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996c): Blindschleiche - *Anguis fragilis*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 617-631
- GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996d): Waldeidechse - *Lacerta vivipara*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 588-600
- GÜNTHER, R. (1996): Teichfrosch - *Rana kl. esculenta*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart
- GÜNTHER, R., GÜNTHER, J. & PODLOUCKY, R. (1996): Springfrosch - *Rana dalmatina*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 389-412
- GÜRLICH, S. (1999): Die Laufkäferfauna der Tideelbe.- Angewandte Carabidologie Supplement 1: 3-32
- GÜRLICH, S., SUIKAT, R. & ZIEGLER, W. (1995): Katalog der Käfer Schleswig-Holsteins und des Niederelbegebietes. - Verh. Ver. Naturwiss. Heimatforsch. Hamburg 41: 1-111.
- GUSTINA, W. DELLA (1989): Homoptères Cicadellidae. Vol. 3. Compléments aux ouvrages d'Henri Ribaut.- Faune de France 73, Paris
- HAASE, P. (1997): Dynamik - ein Ziel für die Entwicklung und Betreuung von Schutzgebieten in der Havelaue. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 54: 217-228.
- HAGEN, K. (1997): Spinnen in Flußauen - Ausgewählte Uferbereiche und Auwaldrelikte der mittleren Elbe und Weser im Vergleich. - Unveröff. Diplomarbeit TU Braunschweig, 102 S. + Anhang
- HANDKE, K. & HILDEBRANDT, J. (HRSG.) (1997): Einfluß von Vernässung und Überstauung auf Wirbellose.- Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster 18/1997: 316 S.
- HANDKE, K. & MENKE, K. (1995): Laufkäferfauna von Röhrichten und Grünlandbrachen. - Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (3): 106-114.
- HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics.- Journal of Animal Ecology 63: 151-162.
- HAUER, S., EBERSBACH, H., HOFMANN, T. & TÖPFER, S. (1995): Vorkommen des Fischotters (*Lutra lutra* L., 1758) in der niedersächsischen Elbtalaue. - Kartierung im Auftrag der Niedersächsischen Fachbehörde für Naturschutz, 8 S.
- HECKENROTH, H. & LASKE, V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen.- Naturschutz Landschaftspf. Nieders. 37: 1-329
- HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviansammler. - Keltern.
- HEIDT, E. & FLADE, M. (1999): Ermittlung regionaltypischer Vogelarten. - Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (11): 329-337.
- HERDAM, V. (1983): Zum Einfluß der Grünlandintensivierung auf Artenvielfalt und Siedlungsdichte von Mollusken.- Nat.sch.arbeit Berlin Brandenburg 19(2): 42-48.
- HERMANN, G. & MÖLLER, A. (1996): Landschaftsökologische Analyse und Bewertung der Oberen Seegeniederung. - Unveröff. Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Universität Hamburg, 172 S.+ Anhang.
- HEROLD, P. (1997): Untersuchungen zur Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) von Schweineweidern im Naturpark "Brandenburgische Elbtalaue" bei Lenzen/Elbe. - Diplomarbeit Universität Marburg.
- HIK, D.S. & JEFFERIES, R.L. (1990): Increases in the net above-ground primary production of a salt-marsh forage grass: a test of the predictions of the herbivore-optimization model. - J. of Ecology 78: 180-195.

- HILDEBRANDT, J. & HANDKE, K. (1997): Überflutungen und Wirbellose - eine Einführung.- Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster 18/1997: 9 - 13
- HILDEBRANDT, J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel der Zikaden. - *Natur und Landschaft* 65 (7/8): 362 - 365.
- HILDEBRANDT, J. (1995a): Auswirkungen der Extensivierung von Grünland auf phytophage Insekten - Erfahrungen aus den Wümmewiesen und dem GVZ - Ausgleichsraum.- *Bremer Beiträge zu Naturkunde u. Naturschutz* 1: 135-142
- HILDEBRANDT, J. (1995b): Erarbeitung von Biotopschutzkonzeptionen der Bundesrepublik Deutschland für ausgewählte Biotoptypen: Feuchtgrünland.- Abschlußbericht, Anhang "Terrestrische Wirbellose".- Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn/Bad Godesberg, Bremen, 256 S.
- HILDÉN, O. (1965): Habitat selection in birds: A review. - *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- HOLMEN, M. & WEDERKINCH, E. (1988): Monitoring amphibian populations in the Copenhagen region.- *Memoranda Scoc. Fauna Flora Fennica, Helsinki-Helsingfors* 64 (3): 124-128
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs 1.2. - Ulmer Stuttgart: 725-1420.
- HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes.- *Libri Botanici* 12, IHW-Verlag, 209 S.
- HORST, K., KOCH, E. & STAMM R.A. (1981): Zur biologischen und landschaftsökologischen Bedeutung der Hecken in schutzwürdigen Teilen der Lüneburger Elbmarsch. - *Jahrbuch des naturwissenschaftlichen Vereins Fürstentum Lüneburg* 35: 77 - 142.
- HOVESTADT, T., ROESNER, J. & MÜHLENBERG, M. (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. - *Berichte aus der Ökologischen Forschung 1*, Forschungszentrum Jülich GmbH, 277 S.
- HOWE, H.F. & WESTLEY, L.C. (1988): *Ecological relationships of plants and animals.*- Oxford University Press, New York, Oxford.
- HUGENSCHÜTT, V. (1997): Bioindikationsanalyse von Uferzonationskomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) an Fließgewässern im Drachenfelder Ländchen. - Dissertation Univ. Bonn.- *Archiv zool. Publ.* 2.- M. Galunder Verlag, Wiehl.
- HUGHES, F.M.R. (1997): Floodplain biogeomorphology. - *Progress in physical geography* 21(4): 501-529.
- HUUSELA-VEISTOLA, E. & VASARAINEN, A. (2000): Plant succession in perennial grass strips and effects on the diversity of leafhoppers (Homoptera, Auchenorrhyncha).- *Agriculture, ecosystems and environment* 80: 101-112
- JAX, G., VARESCHI, E. & ZAUKE, G.-P. (1993): Entwicklung eines theoretischen Konzepts zur Ökosystemforschung Wattenmeer. - *UBA-Texte* 47/93: 1-138.
- JESSEL, B. (2000): Von der "Vorhersage" zum Erkenntnisgewinn. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (7): 197-203.
- JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (1995): *Data analysis in community and landscape ecology.*- Cambridge University Press, Cambridge
- JUNG, G., SCHÄDLER, M., AUKE, H. & R. BRANDL (2000): Effects of herbivorous insects on secondary plant succession. *Mitt. Deut. Ges. Allg. Ang. Ent.* 12 (1-6), 169-174
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. (1989): The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems.- In: Dodge, D.P. (ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127
- KABISCH, K. & BELTER, H. (1968): Das Verzehren von Amphibien und Reptilien durch Vögel.- *Zool. Abh. Mus. Tierkd. Dresden* 29 (15): 191-227
- KALLIOLA, R. & PUHAKKA, M. (1988): River dynamics and vegetation mosaicism: a case study of the River Kamajohka, northernmost Finland. - *Journal of Biogeography* 15: 703-719.
- KARBIENER, O., KUNITZ, T. & DE WOLF, B. (1994): NSG-Werder Neu Garge: Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept. - 3. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz, der Universität Hannover, 175 S.
- KAULE, G. & BEUTLER, A. (1981) Beurteilung des Systemzustandes von Agrarlandschaften. Ergebnisse der Modelluntersuchung Ingolstadt. - *Daten und Dokumente zum Umweltschutz* 31: 23-42, Hohenheim.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz.* - UTB - Eugen Ulmer Verlag, 2. erweit. Auflage, Stuttgart, 519 S.

- KEMPF, L. (1993): Rote Liste Laufkäfer (Carabidae).- In: Rote Liste - Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.
- KIRSCH, K.-W. (1991): Kurzgutachten über ausgewählte Vogelarten in Feuchtwiesengebieten im östlichen Teil der Lüneburger Elbtalau. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesverwaltungsamts - Fachbehörde für Naturschutz, Lüneburg, 169 S.
- KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Bearb.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften.- Schriften-Reihe Lschpfl Natsch. 54: 310 S.
- KLEYER, M. (1995): Biological traits of vascular plants. A database.- Arbeitsberichte des Instituts für Landschaftsplanung und Ökologie Universität Stuttgart N.F. Band 2, 23 S.
- KNOLLE, F. & HECKENROTH, H. (1985): Die Vögel Niedersachsens - Hühner- und Kranichvögel. In: HECKENROTH, H.(Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. B,H. 2.4.
- KÖHLER, G. (1996): The ecological background of population vulnerability in central european grasshoppers and bush crickets: a brief review.- in: SETTELE, J., MARGULES, C.R., POSCHLOD, P. & HENLE, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes: 290-298
- KÖHLER, J. (1992): Die Glasflügler (Lepidoptera: Sesiidae) im Hannoverschen Wendland (Ost-Niedersachsen). Biologische und ökologische Ergebnisse. - Braunschweiger naturkundliche Schriften 4(1): 101-141.
- KÖNIGSTEDT, D. (1993): Die Bedeutung des unteren Elbetals zwischen Wittenberge und Boizenburg für den Vogelzug. - Gutachten im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg -Vorpommern, 132 S.
- KONTKANEN, P. (1950): Quantitative and seasonal studies on the leafhopper fauna of the field stratum on open areas in North Karelia.- Ann.zool.Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo 13 (8)
- KOVACH, W.L. (1999): MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows, ver. 3.1.- Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- KRAMER, H. (1968): Zum Bestand der Weihen und Milane im Bundesgebiet. - Ornithologische Mitteilungen 20: 58.
- KRATOCHWIL, A. & SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften.- Ulmer, Stuttgart, 756 S.
- KREUZIGER, J. (1998): Auswirkungen großflächiger Renaturierungsprozesse auf die Brutvogelgemeinschaft einer Flußaue. - Vogelwelt 119: 65-90.
- KRIEGBAUM, H. (1988): Untersuchungen zur "Lebensgeschichte" von Feldheuschrecken (Acrididae, Gomphocerinae): Fortpflanzungsstrategie und Akustisches Verhalten im natürlichen Habitat. - Dissertation Universität Erlangen-Nürnberg, 96 S.
- KRÜGER, E. (1999): Gänse in der Elbe - Alandniederung - Ein Winterquartier für nordische Gastvögel - Dokumentation über Gänsebeobachtungen in der Alandniederung/Sachsen-Anhalt 1995 bis 1999.- Karl Kaus Stiftung für Tier und Natur, Projektbüro Alandniederung, unveröff. Gutachten, 21 S.
- KUDRNA, O. (1986): Butterflies of Europe. - Aula-Verlag, Wiesbaden, 323 S.
- KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter - Bewertung von Habitategnung und -isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems.- Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt/Main, 270 S.
- LANA [Arbeitsgemeinschaft der Landesanstalten und -ämter für Naturschutz und Bundesamt für Naturschutz] (1994): Die Elbe und ihr Schutz - eine internationale Verpflichtung.- Natur und Landschaft 69 (6): 239-250
- LAUENSTEIN, G. (1999): Was sind Gänseschäden, wann und wo treten sie auf? - Forschungsergebnisse aus dem Rheiderland - Anforderungen an die Schadensermittlung aus der Sicht der Landwirtschaft. - NNA-Berichte 12 (3): 132-134.
- LAUßMANN, H. & PLACHTER, H. (1998): Der Einfluß der Umstrukturierung eines Landwirtschaftsbetriebs auf die Vogelfauna: Ein Fallbeispiel aus Süddeutschland. - Vogelwelt 119: 7-19.
- LAZOWSKI (1997): Auen in Österreich - Vegetation, Landschaft und Naturschutz.- Monographien des Umweltbundesamts Österreich, Band 81, Wien
- LEHMACHER, H. (1978): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden (Coleop. Carab.) im Gebiet der Siegmündung. - Decheniana 131: 188-197.
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. - Zeitschr. Morphologie und Ökologie der Tiere 55: 597-630.
- LENTNER, R. & LANDMANN, A. (1994): Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: räumliche und saisonale Muster. - Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins Innsbruck, Suppl. 12: 1-130.

- LESER, H. (1991): Landschaftsökologie. Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung.- Stuttgart.
- LILLE, R. (1999): Habitatpräferenzen, Nestlingsnahrung und Jungenaufzucht bei der Goldammer (*Emberiza citrinella*); Methodik und phänologische Zusammenhänge. - NNA Berichte 12 (3): 16-23.
- LIMPENS, H., MOSTERT, K. & BONGERS, W. (1997): Atlas van de Nederlandse vleermuizen. KNNV Uitgeverij 1. Aufl., 260 S.
- LITZBARSKI, H. (1998): Prädatorenmanagement als Artenschutzstrategie. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 92-97.
- LOBENSTEIN, U. (1988): Rote Liste der in Niedersachsen gefährdeten Großschmetterlinge - Stand 1986. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 6/88: 110-136.
- LÖBF (Hrsg) (1997): Praxishandbuch Schmetterlingsschutz.- LÖBF-Reihe Artenschutz, Band 1, 286 S.
- LOHSE, G.A. (1954): Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins.- Verhandlungen des Vereins für naturwissenschaftliche Heimatforschung Hamburg 31: 1-39
- LUBCZYK, P. (1995): Nutzung eines Untertagequartiers durch Fledermäuse in Norddeutschland.- Diplomarbeit Universität Bremen, 119 S.
- MADSEN, T. (1984): Movements, home ranges size and habitat use of Radio-tracked Grass-Snakes (*Natrix natrix*) in Southern Sweden- Copeia 3:707-713.
- MAGERL, C.H. (1981): Bestandsaufnahme und Untersuchungen zur Habitatstruktur des Großen Brachvogel *Numenius arquata* im nordöstlichen Erdinger Moos. - Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft in Bayern 20(1): 1 - 34.
- MANZKE, U. & PODLOUCKY, R. (1991): Zur Situation des Laubfrosches (*Hyla arborea*) in Niedersachsen.- Seevögel 12: 71-73
- MARTENS, J.M. & GILLANDT, L. (1983a): Allotopes Vorkommen der Laubheuschrecken *Tettigonia viridissima* und *T. cantans* in Abhängigkeit von der landschaftsstruktur im Kreis Lüchow-Dannenberg (Insecta, Orthoptera). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 315 - 326.
- MARTENS, J.M. & GILLANDT, L. (1983b): Zur Kleinsäugetier-Fauna im Landkreis Lüchow-Dannenberg unter besonderer Berücksichtigung der Brandmaus *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 223 - 236.
- MARTENS, J.M. (1983): Die Tierwelt im Landkreis Lüchow-Dannenberg: Artenlisten ausgewählter Gruppen. - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 383 - 410.
- MARTIN, D. (1991): Zur Autökologie der Spinnen. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnen. - Arachnologische Mitt. 1: 5-26.
- MAZUR, T. (1966): Preliminary studies on the composition of amphibian`s food.- Ekol.Pol.Ser. A, Warszawa 14: 309-319
- MEIBEYER, W. (1980): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 58 Lüneburg. - Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg
- MEIER-PEITHMANN, W. (1983): Auswirkungen unterschiedlicher Wasserstände auf die Sommervögel der Tauben Elbe. - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 237-254.
- MEIER-PEITHMANN, W. (1985): Habitatverteilung und Bestandsentwicklung von Schwirlen (*Locustella*) und Rohrsängern (*Acrocephalus*) an der Tauben Elbe (Kreis Lüchow-Dannenberg). - Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 17(2): 37-51.
- MEISEL, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flußtäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. - Schriften-Reihe für Vegetationskunde 11: 121 S.
- MEISSNER, A. (1998): Die Bedeutung der Raumstruktur für die Habitatwahl von Lauf- und Kurzflügelkäfern (Coleoptera: Carabidae et Staphylinidae) - Freilandökologische und experimentelle Untersuchungen einer Niedermoorzönose.- Diss. TU Berlin, 184 S.
- MEISSNER, K. (1970): Zur arttypischen Struktur, Dynamik und Aktualgenese des grabspezifischen Appetenzverhaltens der Knoblauchkröte, *Pelobates fuscus* Laurenti.- Biol. Zbl. 89: 409-443
- MELTER, J. (1996): Bestandsentwicklung von Uferschnepfen - Bewertung der Effizienz des Feuchtwiesenschutzes inner- und außerhalb von Schutzgebieten im östlichen Münsterland. - Naturschutz und Landschaftsplanung 28: 298-301.

- MEYER, H. & MIEHLICH, G. (1983): Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standorteigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). - Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg N.F. 25: 41-73.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. - Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, 2 Bde., Remagen, 1339 S.
- MLETZKO, G. (1970): Beitrag zur Carabidenfauna des NSG Burgholz Halle/S. - *Hercynia* 7: 88-106.
- MLETZKO, G. (1972): Ökologische Valenzen von Carabidenpopulationen im Fraxino-Ulmetum. - *Beiträge zur Entomologie* 22: 471-485.
- MOOIJ, J.H. (1995): Ergebnisse der Gänsezählungen in Deutschland 1988/89 bis 1992/93. - *Vogelwelt* 116: 119-132.
- MOOIJ, J.H. (1999): Übersicht über die Bestandssituation und Bestandsentwicklung der Gänse in der Arktis und der westlichen Paläarktis. - *NNA-Berichte* 12 (3): 113-126.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum.- Quelle & Meyer, Wiesbaden, 312 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. et al. (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns, 1. Fassung. Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Schwerin.
- NAIMAN, R.J. & DECAMPS, H. (1990): The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.- Elsevier, Amsterdam
- NEUSCHULZ, F. (1983): Einjährige Brutbestandsaufnahme vom Kiebitz (*Vanellus vanellus*), vom großen Brachvogel (*Numenius arquata*) und von der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) im Raum Dannenberg- Lüchow-Gorleben (Kreis Lüchow-Dannenberg). - *Lüchow-Dannenger Orn. Jber.* 9: 133-137.
- NEUSCHULZ, F. (1988): Lebensraum, Bestandsdichte und Synökie von *Sperbergrasmücke* (*Sylvia nisoria*) und Neuntöter (*Lanius collurio*) im Landkreis Lüchow-Dannenberg. - *Jahrbuch des naturwissenschaftlichen Vereins Fürstentum Lüneburg* 38: 121 - 130.
- NEUSCHULZ, F. (1990): Die Wiesenlimikolen in der Dannenberger Marsch (Landkreis Lüchow-Dannenberg) - Aktuelle Bestandssituation, Gefährdung und Schutzkonzept. - Gutachten im Auftrag des Bundes für Umwelt und Naturschutz Kreisgruppe Lüchow - Dannenberg, Gorleben, 27 S. + VI Tafeln.
- NIBIS (1997): Digitale Bodenübersichtskarten 1: 50.000 und Auswertungen.- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- NICKEL, H. & SANDER, F.W. (1998): Rote Liste der Zikaden (Homoptoera, Auchenorrhyncha) Thüringens. - *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 35 (2): 33-37.
- NLÖ (1986-94): Verbreitung der Fledermaus - Arten in Niedersachsen. - Unveröffentlichtes Kartenmaterial.
- NLÖ (1993-95): Kartierung avifaunistisch wertvoller Bereiche. - Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie - Staatliche Vogelschutzwarte - und Amt für Agrarstruktur, Lüneburg.
- NÖLLERT, AA. & GÜNTHER, R. (1996): Knoblauchkröte - *Pelobates fuscus*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart
- OELKE, H. (1968): Ökologisch-siedlungsbiologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Peiner Moränen- und Lößgebiet, mittleres-östliches Niedersachsen). - *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft*, N.F. 13: 126-171.
- OPITZ, S. & KÖHLER, G. (1997): Wie nutzen Feldheuschrecken (Caelifera: Gomphocerinae) ihr Habitat? - *Mitt. der Dt. Ges. für allgemeine und angewandte Entomologie* 11: 619-623.
- OPPERMANN, R. (1987): Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen.- Ergebnisse einer Fallstudie an Schmetterlingen und Heuschrecken im württembergischen Alpenvorland. - *Natur und Landschaft* 62: 235-241.
- OPPERMANN, R. (1992): Habitatpräferenzen verschiedener Vogelarten für Strukturtypen des Grünlandes. - *Naturschutzforum* 5/6: 257 - 295.

- OPPERMANN, R. (1999): Habitatwahl des Braunkehlchens (*Saxicola rupetra*) - Ergebnisse nahrungsökologischer und vegetationskundlicher Untersuchungen.- NNA Berichte 12 (3): 74-87
- OSSIANNILSSON, F. (1978): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, part 1: Introduction, infraorder Fulgoromorpha.- Fauna entomologica Scandinavia 7: 1- 222
- OSSIANNILSSON, F. (1981): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, part 2: The Families Cicadidae, Cercopidae, Membracidae and Cicadellidae (excl. Deltocephalinae). - Fauna entomologica Scandinavia 7: 223 - 593.
- OSSIANNILSSON, F. (1983): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, part 3: The family Cicadellidae: Deltocephalinae. - Fauna entomologica Scandinavia 7: 594 - 908.
- PASSARGE, H. (1955): Die Pflanzengesellschaften der Wiesenlandschaft des Lübbenauer Spreewaldes. - Feddes Repertorium specierum novarum regni vegetabilis, Beiheft 135: 194-231.
- PEACH, W.J., THOMPSON, P.S. & COULSON, J.C. (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. - J. of Animal Ecology 63: 60-70
- PERCIVAL, S.M. (1993): The effects of reseeded, fertilizer application and disturbance on the use of grasslands by barnacle geese, and the implications for refuge management. - J. of Applied Ecology 30: 437-443.
- PETTS, G.E. (1990): The role of ecotones in aquatic landscape management. - In: NAIMAN, R.J. & DECAMPS, H. (eds): The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. - The Parthenon Publishing Group, Paris: 227-261.
- PICKETT, S.,T.A. & WHITE, P.S. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics.- Academic Press, Orlando, Florida
- PLACHTER, H. (1986): Composition of the Carabid beetle fauna of natural riverbanks and of manmade secondary habitats. - In: BOER, P. J. DEN LUFF, M. L. MOSSAKOWSKI, D. WEBER, F.(Hrsg.): Carabid beetles: Their adaption and dynamics, Fischer, Stuttgart: 509-535.
- PLACHTER, H. (1989): Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage.- Shr.R.Bayer. Landesamt Umweltschutz 80: 58-89.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz.-Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 463 S.
- PLAISIER, F. (1997): Zur Struktur der Avifauna einer intensiv genutzten Agrarlandschaft im Emsland. - Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 59/4: 105-112.
- PLATEN, R., MORITZ, M & v. BROEN, B. (1991): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin, Schwerpunkt Berlin (West). - Schriften des Fachbereichs Landschaftsentwicklung TU Berlin: 169-206.
- PODLOUCKY, R. & FISCHER, CH. (1994): Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen.- Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 14 (4): 109-120
- PRIMACK, R.B. (1995): Naturschutzbiologie. - Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- RABELER, W. (1955): Zur Ökologie und Systematik von Heuschreckenbeständen nordwestdeutscher Pflanzengesellschaften. - Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, N.F. 5: 184-192.
- RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E.; KAULKE, 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 Landschaftsrahmenprogramms in Baden-Württemberg.- Laufener Seminarbeiträge 4/94: 65-94.

- REDECKER, B. (2001): Schutzwürdigkeit und Schutzperspektiven der Stromtalwiesen an der Unteren Mittelelbe - ein vegetationskundlicher Beitrag zur Leitbildentwicklung.- Dissertation Universität Lüneburg, Fachbereich Umweltwissenschaften und Umweltchemie, Lüneburg (in Vorb.)
- REDDIG, E. (1981): Die Bekassine. - Die Neue Brehm-Bücherei 533, Wittenberg.
- REHFELD, G. (1984): Carabiden (Coleoptera) ostniedersächsischer Flußauen. - Braunschweiger naturkundliche Schriften 2: 99-160.
- REICHHOFF, L., JESCHKE, L., GÖRNER, M., KÖNIG, H. (1979): Eine Typisierung des Graslandes der DDR im Hinblick auf ornitho-ökologischer Untersuchungen.- Falke 26: 270-278
- REINKE, E. (1990): Grundlagen für ein Feuchtgrünlandschutzkonzept für Wiesenvögel in Niedersachsen. - Schriftenreihe des Instituts für Landschaftspflege und Naturschutz, Fachbereich Landespflege der Universität Hannover, Arbeitsmaterialien 15, 81 S.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. - Zeitschrift für Angewandte Entomologie 42(4).
- REMANE, R., ACHTZIGER, R., FRÖHLICH, W., NICKEL, H. & WITSACK, W. (1998): Rote Liste der Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha). - In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriften-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 243-245.
- REUSSE, P. (1993): Habitatansprüche und Bestandsförderung des Baumfalken (*Falco subbuteo*) nach 15jährigen Untersuchungen in der Großenhainer Pflege. - Artenschutzreport 3: 1-6.
- RIBAUT, H. (1936): Homopteres, Auchenorrhynchiques. I. Typhlocybidæ. - Faune de France 31, Lechevalier et Fils, Paris: 1-474.
- RIBAUT, H. (1952): Homopteres, Auchenorrhynchiques. II. Jassidæ. - Faune de France 57, Lechevalier et Fils, Paris: 1-281.
- RIECKEN, U. (1991): Probleme der Raumgliederung aus tierökologischer Sicht.- LÖLF-Mitt. 4: 37-43
- RIESS, W. (1986): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. In: ANL (Hrsg.): Laufener Seminarbeiträge / Biotopverbund in der Landschaft: 102-115.
- ROSENTHAL, G. & MÜLLER, J. (1988): Wandel der Grünlandvegetation im mittleren Ostetal. Ein Vergleich. - Tuexenia 8: 79-99.
- ROSENTHAL, G., HILDEBRANDT, J., HENGSTENBERG, M., ZÖCKLER, C., LAKOMY, W., BURFEINDT, I. & MOSSAKOWSKI, D. (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland - Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. - Angewandte Landschaftsökologie 15, 336 S. + 32 Karten.
- RÖSLER, S. & WEINS, C. (1996): Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaftspolitik und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. - Die Vogelwelt 117: 169-185.
- ROBBACH, B. (1992): Zum Schutz der Gestreiften Zartschrecke (*Leptophyes albovittata*) am nordwestlichen Arealrand bei Hamburg (Saltatoria: Tettigoniidae). - Artenschutzreport 2: 39-41.
- RUTSCHKE, E. (1987): Die Wildgänse Europas - Biologie, Ökologie, Verhalten. - AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden, 255 S.
- RUTSCHKE, E. (1994): Zur Bedeutung von Rast- und Sammelpätzen für Verhalten und Schutz von Wasservögeln nach Untersuchungen an Graugänsen (*Anser anser*). - Artenschutzreport 4: 35-38.
- SACHTELEBEN, J. & RIESS, W. (1997): Flächenanforderungen im Naturschutz. Ableitung unter Berücksichtigung von Inzuchteffekten - II. Teil: Bayern als Beispiel. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29(12): 373 - 377.
- SALO, J. (1990): External processes influencing origin and maintenance of inland water-land ecotones. - In: NAIMAN, R.J. & DECAMPS, H. (eds): The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. - The Parthenon Publishing Group, Paris: 37-64.

- SANDKÜHLER, K. & SCHRÖDER, B. (1999): GIS-unterstützte Habitatstrukturanalyse wiesenbrütender Kleinvögel im Drömling (O-Niedersachsen) . - NNA Berichte 12 (3): 41-49.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken und der Raumstruktur ihrer Habitate. - Zoologische Jahrbücher Abt. für Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 104: 433 - 488.
- SCHAEFFER, M. (1992): Ökologie.- Wörterbücher der Biologie, UTB, 3. überarb. u. erw. Auflage, G. Fischer, Jena
- SCHÄFFER, N. & WEISSER, W.W. (1996): Modell für den Schutz des Wachtelkönigs *Crex crex*. - J. für Ornithologie 137: S. 53-75.
- SCHÄFFER, N. (1999): Vegetationsstruktur - der Schlüssel zum Schutz des Wachtelkönigs. - NNA Berichte 12 (3): 50-60.
- SCHARFF, G. (1982): Über die Bedeutung des Wiesenbewuchses in Brachvogelbrutgebieten. - Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 25: 33-43.
- SCHATZ, I., HAAS, S. & KAHLER, M. (1990): Coleopterenzönosen im Naturschutzgebiet Kufsteiner und Langkampfener Innauen (Tirol, Österreich). - Berichte nat.-med. Verein Innsbruck 77: 199-224.
- SCHERNER, E.R. (1977): Möglichkeiten und Grenzen ornithologischer Beiträge zu Landeskunde und Umweltforschung am Beispiel der Avifauna des Solling.- Dissertation Göttingen
- SCHERNER, E.R. (1989): Aspekte der Dispersionsdynamik des Höckerschwans (*Cygnus olor*) in Nordwestdeutschland. - Verh. der Ges. Ökologie (Essen 1988) 18: 729-739.
- SCHERZINGER, W. (1998): Sind Spechte gute Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern?.- Vogelwelt 119: 1-6.
- SCHIEMENZ, H., BIELLA, H.-J., GÜNTHER, R. & VÖLKL, W. (1996): Kreuzotter - *Vipera berus*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 710-728.
- SCHLÜPMANN, M. & GÜNTHER, R. (1996): Grasfrosch - *Rana temporaria*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 412-454
- SCHLÜPMANN, M., GÜNTHER, R. & GEIGER, A. (1996): Fadenmolch - *Triturus helveticus*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 143-174.
- SCHOPPENHORST, A. (1989): Habitatwahl und Reproduktionserfolg verschiedener Wiesenvogelarten im Niedervieland, Bremen/Wesermarsch.- Universität Münster, Diplomarbeit, 195 S.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der BRD. - Ursus Scientific Publishers, Bithaven.
- SCHREIBER, K. F. (1980): Brachflächen in der Kulturlandschaft. - Daten und Dokumente zum Umweltschutz 30: 61-93.
- SETTELE, J. (1996): Species survival in fragmented landscapes.- Kluwer, Dordrecht, 381 S.
- SETTELE, J., FELDMAN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.) (1999): Die Tagfalter Deutschlands.- Ulmer, Stuttgart.
- SIEBER, J. (1998): 20 Jahre nach der Wiederansiedlung: Biber-Management unvermeidlich? - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 79.
- SIEDLE, K. (1992): Libellen - Eignung und Methoden. - In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, Weikersheim.
- SIEPE, ARMIN (1989): Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens. - Dissertation Universität Freiburg im Breisgau.
- SPÄH, H. (1977): Ökologische Untersuchungen an Carabiden zweier Auwälder der Rhein- und Erftniederung. - Decheniana Beihefte 20: 96-103.
- SPILLING, E. & KÖNIGSTEDT, D.G.W. (1995): Phänologie, Truppgößen und Flächennutzung von Gänsen und Schwänen an der unteren Mittelbe. - Vogelwelt 116: 331-342.
- SPILLING, E. (1998): Raumnutzung überwintender Gänse und Schwäne an der Unteren Mittelbe: Raumbedarf und anthropogene Raumbegrenzung. - Cuvillier Verlag, Göttingen, 135 S. + 9 Karten.
- SPILLING, E. (1999): Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung. -NNA-Berichte 12 (3): 138-143.
- SPILLING, E., BERGMANN, H.-H. & MEIER, M. (1999): Truppgößen bei weidenden Bläß- und Saatgänsen (*Anser albifrons*, *A. fabalis*) an der Unteren Mittelbe und ihr Einfluß auf Fluchtdistanz und Zeitbudget. - J. für Ornithologie 140: 325-334.
- SPITZENBERGER, H.-J. (1983): Zooplankton der Gewässer des Landkreises Lüchow-Dannenberg. - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 357 - 382.
- SPRICK, P. & WINCKELMANN, H. (1993): Bewertungsschema zur Eignung einer Insektengruppe (Rüsselkäfer) als Biodeskriptor (Indikator, Zielgruppe) für Landschaftsplanung und UVP in Deutschland.- Insecta (Berlin) 1 (1993) 2: 155 - 160.

- SSYMANCK, A. & DOCZKAL, D. (1998): Rote Liste der Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae).- BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTKE, H. & PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55.
- STIEBEL, H. (1997): Habitatwahl, Habitatnutzung und Bruterfolg der Schafstelze *Motacilla flava* in einer Agrarlandschaft. - Vogelwelt 118: 257-268.
- STIEBLING, U. (1998): Der Rotfuchs, *Vulpes vulpes* (L., 1758) im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 1: 89-92.
- STRECK, O.E. & WISNIEWSKI, N. (1961): Verbreitung und Vorkommen der Lurche und Kriechtiere in der Mark Brandenburg.- Märkische Heimat 5: 260-270.
- STRUWE, B. (1993): Nahrungsökologie und Bruterfolg der Uferschnepfe (*Limosa limosa*, L. 1758) an einem renaturierten Flachsee (Hohner See, Krs. Rendsburg-Eckernförde).- Universität Kiel, Diplomarbeit, 80 S.
- STRUWE, B. & THOMSEN, K.M. (1991): Untersuchungen zur Nahrungsökologie des Weißstorchs (*Ciconia ciconia* L.) in Bergenhusen. - Corax 14 (3): 210-238.
- STRUWE-JUHL, B. (1999): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (*Limosa limosa*) am Hohner See, Schleswig-Holstein. - NNA Berichte 12 (3): 30-40.
- STUBBE, M. & STUBBE, A. (1995): Säugetierarten und deren feldökologische Erforschung im östlichen Deutschland. - Methoden feldökologischer Säugetierforschung 1: 407-454.
- SÜDBECK, P., KAISER, H. & SPILLING, E. (1996): Alternative feeding sites for geese and swans in Niedersachsen, NW-Germany: a recent management project to minimise land-use conflicts.- Wetlands International Goose Specialist Group Bull. 7: 20-22
- SÜDBECK, P. & KÖNIGSTEDT, B. (1999): Gäneschadensmanagement in Niedersachsen. - NNA-Berichte 3/99: 145-151.
- THIELE, H. U. & WEISS, A. E. (1976): Die Carabiden eines Auwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. - Schriften-Reihe für Vegetationskunde 10: 359-374.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid Beetles in their Environments. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 370 S.
- THIESMEIER, B. & GÜNTHER, R. (1996): Feuersalamander - *Salamandra salamandra*.- in: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands.- G. Fischer Verlag, Stuttgart: 82-104
- TIETZE, F. (1973a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. - Hercynia N.F. 10: 3-76.
- TIETZE, F. (1973b): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. - Hercynia N.F. 10: 111-126.
- TIETZE, F. (1973c): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. - Hercynia N.F. 10: 243-263.
- TIETZE, F. (1974): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. - Hercynia N.F. 11: 47-68.
- TIMM, T. (1983): Faunistische Charakterisierung und Bewertung des subkontinentalen Maujahn-Moores in NE-Niedersachsen. Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 169 - 186.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae), 2. Fassung, Stand Dezember 1996. - Naturschutz und Landschaftsplanung 29(9): 261-273.
- TURCEK, F.J. (1967): Ökologische Beziehungen der Säugetiere und Gehölze.- Verlag d. Slow. Akad. d.Wissenschaft. Bratislawa, 210 S.
- VAN WINGERDEN, W.K.R.E. et al. (1991): The influence of cattle grazing intensity of grasshopper abundance (Orthoptera: Acrididae). - Proceedings Exper. Appl. Entomol 2: 28-34.
- VIDAL, S. (1983): Zur Schwebfliegen-Fauna des Landkreises Lüchow-Dannenberg (Diptera, Syrphidae). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 25: 327-337.
- VOGEL, B. (1999): Vegetationsfreie Bodenflächen in Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) - Von der Habitatwahl zum Schlüsselfaktor der Habitatqualität. - NNA Berichte 12 (3): 98-103.
- WALOFF, N. (1980): Studies on grassland leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera) and their natural enemies.- Advances in Ecological Research 11: 81-215
- WALTHER, K. (1977): Die Vegetation des Elbtals. Die Flußniederung von Elbe und Seege bei Garto (Kr. Lüchow-Dannenberg). - Abh. des Naturwiss. V. Hamburg N.F. 20 (Suppl.): 1 - 123.
- WEGENER, H. (1991): Die untere Elbtalau - eine makroepidopterologische Dokumentation, Tag- und Nachtfalterkartierung im Elbtal zwischen Sassendorf und Quitzöbel. - Gutachten im Auftrag des Nieders. Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.
- WEIDEMANN, H.-J. (1988): Tagfalter: Entwicklung, Lebensweise, Band 2: Biologie - Ökologie - Biotopschutz.- Neumann-Neudamm, Melsungen, 372 S.
- WENZEL, E. (1997): Die Uferkäferfauna (Coleoptera) der Bever Talsperre bei Hückeswagen im Bergischen Land. - Decheniana Beihefte 36: 279-350.

- WESTPHALEN, J. (1995): Biologische Bestandsaufnahme und Bewertung des Elbebogens "Böser Ort" (Lüchow-Dannenberg, Niedersachsen). - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Univ. Hamburg, 112 S. + Anhang.
- WIEGLEB, G. (1989): Explanation and prediction in vegetation science. - *Vegetatio* 83: 17-34.
- WILKENS, H. (1979): Die Amphibien des mittleren Elbetals: Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. - *Natur und Landschaft* 54(2): 46-50.
- WINK, M. (1988): Kartierung der Wintervogelverbreitung in Nordrhein-Westfalen. - *Charadrius* 24(3): 162 - 170.
- WITSACK, W. (1995): Rote Liste der Zikaden des Landes Sachsen-Anhalt. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 18: 29-34.
- WITT, H. (1988): Auswirkungen der Extensivförderung auf Bestand und Bruterfolg von Wiesenvögeln. - Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- WOHLGEMUTH-VON REICHE, D., GRIEGEL, A. & WEIGMANN, G. (1997): Reaktion terrestrischer Arthropodengruppen auf Überflutungen der Aue im Nationalpark Unteres Odertal.- in: HANDKE, K. & HILDEBRANDT, J. (1997): Einfluß von Vernässung und Überstauung auf Wirbellose.- *Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster* 18: 193-208
- ZAHN, A. & MAIER, S. (1997): Jagdaktivität von Fledermäusen an Bächen und Flüssen. - *Zeitschrift für Säugetierkunde* 62: 1-12.
- ZIEBELL, S. & BENKEN, T. (1982): Zur Libellenfauna in West-Niedersachsen (Odonata). - *Drosera* 82: 135-150.
- ZWÖLFER, H. & STECHMANN, D.-H. (1989): Struktur und Funktion von Hecken in tierökologischer Sicht. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XVII*: 643 - 654.
- ZWÖLFER, H. (1982): Die Bewertung von Hecken aus tierökologischer Sicht.- *Laufener Seminarbeiträge ANL* 5/82, Laufen

12 Anhang

Tab. A 1: Parameter Grabenrandaufnahmen 1999

Tab. A 2: Verlauf der vertikalen Diversität in den Probeflächen 2000

Tab. A 3: Vertritt in den Flächen 2000

Tab. A 4: Auftreten stehenden Wassers 2000

Tab. A 5: Blütenreichtum 2000

Abb. A 1: Hydrologie in Betrieb 1 (2000)

Abb. A 2: Hydrologie in Betrieb 2 (2000)

Abb. A 3: Hydrologie in Betrieb 4 (2000)

Abb. A 4: Hydrologie in Betrieb 6 (2000)

Abb. A 5: Kartographische Darstellung der vertikalen Diversität in den Betriebsflächen (2000)

Abb. A 6: Kartographische Darstellung der horizontalen Diversität in den Betriebsflächen (2000)

Abb. A 7: Kartographische Darstellung des Gräser-Kräuter-Verhältnisses in den Betriebsflächen (2000)

Abb. A 8: Kartographische Darstellung der Überständerdichte in den Betriebsflächen (2000)

Abb. A 9: Kartographische Darstellung des Blütenreichtums in den Betriebsflächen (2000)

Tab. A 6: Aggregation der Daten zu den Strukturfassungen (1999)

Tab. A 7: Gesamtzahl der Zikaden in den Standorten (1999 und 2000)

Tab. A 8: Zikaden nach Saugfängen (Ende Mai 2000)

Tab. A 9: Zikaden nach Saugfängen (Anfang August 2000)

Tab. A 10: Zielartenmatrix für naturschutzrelevantes Grünland im UG