



Institut für Biologie und Biochemie
Arbeitsgruppe Vegetationsökologie und Naturschutz

**„GIS-gestützte Prognose der Biotopentwicklung
auf Grundlage von Biotoptypen- und Vegetationserhebungen
auf geplanten Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe
in Sachsen-Anhalt“**

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
„doctor rerum naturalis“
(Dr. rer. nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin „Vegetationsökologie“

eingereicht an der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Potsdam

von
Ralf Baufeld

Potsdam 2005

Referent: Prof. Dr. Florian Jeltsch (Potsdam)

Korreferenten: Prof. Dr. Axel Bronstert (Potsdam)

Prof. Dr. Rüdiger Prasse (Hannover)

Tag der Disputation: 17.02.2005

PROLOG:

„The GIS revolution,
are we ready for GeoComputation ?

(...) To argue that the GIS revolution has run its course is to overlook a crucial part of a revolution, its acceptance by the people. While numerous surveys might show the widespread adoption of GIS and some researchers may think they have all the problems solved, the few surveys on actual GIS use suggest that the diffusion is far from complete. (...)“

(S. Mann 1997)

1	Einleitung	1
2	Herangehensweise und Untersuchungsgebiet	5
2.1	Herangehensweise	5
2.2	Allgemeines zur Elbe	7
2.3	BMBF-Projekt an der Mittleren Elbe.....	8
2.4	Lage und Naturräume	8
2.5	Klima	12
2.6	Geologie	13
2.7	Böden	14
2.8	Hydrologie	15
2.9	Landschaftsgeschichte	16
2.10	Potenzielle natürliche Vegetation.....	17
	Teil A: Bestandserfassung und Auswertung	19
3	Einleitung	19
4	Methoden	22
4.1	Bestandserfassung	22
4.1.1	Biotoptypenkartierung.....	22
4.1.2	Vegetationserfassung	22
4.2	Grundlagen der Auswertung	25
4.2.1	Auswertungsraum der rezenten Aue	25
4.2.2	Höhenmodell und hydrologische Daten.....	25
4.2.3	Bodenkundliche Daten	29
4.3	GIS-Verknüpfung	30
4.4	Zusammenführende Auswertung.....	32
4.4.1	Vegetationscharakterisierung	32
4.4.2	Biotoptypencharakterisierung.....	33
5	Bestand und Analyse	34
5.1	Biotoptypen und Vegetation	34
5.1.1	Übersicht über Biotoptypen und Vegetationseinheiten	34
5.1.2	Biotoptypen des Untersuchungsgebietes	35
5.1.2.1	Wälder (W).....	35
5.1.2.2	Gehölze (H)	37
5.1.2.3	Grünland im weiteren Sinne (KG, KM)	37
5.1.2.4	Staudenfluren (KS)	39
5.1.2.5	Röhrichte, Sümpfe (KF)	40
5.1.2.6	Gewässer (G)	40
5.1.2.7	Annuelle Pionierstandorte (F)	41
5.1.2.8	Acker (AA).....	41
5.1.2.9	Sonstige Biotoptypen.....	41
5.1.3	Auentypische Teilräume.....	41
5.2	Vegetation der rezenten Aue und Standortverhältnisse.....	44
5.2.1	Plausibilität der Hydrologie	45

Inhalt	Seite
5.2.2 Vegetationseinheiten und Hydrologie	45
5.2.3 Vegetationseinheiten und bodenkundliche Daten	47
5.3 Biotoptypen der rezenten Aue und Standortverhältnisse	50
5.3.1 Vereinfachung der hydrologischen Daten	51
5.3.2 Zusammenhang zwischen Elbeabfluss und Grundwasserflurabstand	53
5.3.3 Biotoptypen und Hydrologie	55
5.3.4 Biotoptypen und Bodengesellschaften	60
5.3.5 Nutzungsbiotoptypen	63
6 Diskussion der Grundlagendaten für die Modellierung	64
6.1 Methodenproblematik	64
6.2 Einfluss der Überflutungshydrologie	66
6.2.1 Einfluss der Überflutungshäufigkeit auf Auenwaldbiotoptypen	66
6.2.2 Einfluss der Überflutungshäufigkeiten auf Grünlandbiotoptypen	68
6.3 Einfluss der Grundwasserdynamik auf Auenstandorte	70
6.4 Einfluss des Bodens auf die Überflutungstoleranz	71
6.5 Verwendbarkeit der erhobenen Daten für die Modellbildung	71
Teil B, Modellierung	73
7 Einleitung	73
8 Modellvoraussetzungen	77
8.1 Deichvarianten und Retentionsflächenzunahmen	77
8.2 Hydrologische Prognose	78
8.3 Bodenkundliche Prognose	78
8.4 Szenarios	79
8.5 Potenzielle Biotoptypen und Sukzession	82
9 Methoden	83
9.1 GIS-Bearbeitung	83
9.2 Regionalisierung der Vegetation	83
9.3 Modellentwicklung	84
9.4 Modellüberprüfung	86
9.5 Kartendarstellungen	87
10 Modellentwicklung	88
10.1 Relevante Faktoren	88
10.2 Kausaldiagramm	90
10.3 Flussdiagramm	92
10.4 Regelsatz	94
10.4.1 Regelsatz PNV	95
10.4.2 Regelsatz Grünland	96
10.4.3 Regelsatz ungenutztes Offenland	97
11 Modellüberprüfung	99
12 Modellergebnisse und Interpretation	101
12.1 Regionalisierung der Vegetationsdaten	101
12.2 Zukünftige Potenzielle Natürliche Vegetation	102
12.2.1 Modellierung der zPNV im Teilgebiet Sandau	102

Inhalt	Seite
12.2.2 Modellierung der zPNV im Teilgebiet Rogätz	102
12.2.3 zPNV im Variantenvergleich.....	103
12.3 Potenzielle Biotoptypen der Nutzungsszenarios.....	104
12.3.1 Teilgebiet Sandau	104
12.3.2 Teilgebiet Rogätz	106
12.3.3 Vergleich der landwirtschaftlichen Nutzung innerhalb der Varianten	108
12.4 Modelliertes Vorkommen von Pflanzengesellschaften.....	111
12.4.1 Vegetationsprognose Teilgebiet Sandau	111
12.4.2 Vegetationsprognose Teilgebiet Rogätz	113
12.4.3 Nutzungsvariantenvergleich am Beispiel Möwenwerder, Sandau	116
13 Diskussion der Modellierungsergebnisse	119
13.1 Methodenproblematik und Auswahl des Modelltyps	119
13.2 Grenzen und Robustheit der Biotoptypenmodellierung	121
13.3 Möglichkeiten der flächigen Vegetationsmodellierung und Regionalisierung	123
13.4 Verwendbarkeit der Biotopmodellierung für die Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen	123
14 Übergreifende Aspekte und Ausblick	125
14.1 Möglichkeiten der Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen	125
14.2 Hinweise für Planung und Nutzung	126
14.3 Übertragbarkeit der Vorgehensweise.....	128
14.4 Ausblick	129
15 Zusammenfassung.....	131
16 Summary	133
17 Literatur und Kartenwerke	135
17.1 Kartenwerke:.....	135
17.2 Literatur.....	135

Tabellenverzeichnis:

1. Klimatische Daten für die Projektgebiete Sandau und Rogätz	13
2. Flächen der derzeitigen Überflutungsauere, die den Bestand definieren	25
3. Abflussmengen und Überflutungsdauer für Biotoptypen in Sandau und Rogätz	26
4. Flächenanzahl und –größe der Bodengesellschaften des Datensatzes Sandau.....	29
5. Flächenanzahl und –größe der Bodengesellschaften des Datensatzes Rogätz	30
6. Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu den Biotoptypen	34
7. Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu den Biotoptypen	35
8. Auenspezifische Pflanzengesellschaften im Untersuchungsgebiet	42
9. Verteilung der Stromtalpflanzen auf die Pflanzengesellschaften mit Stetigkeitsangaben	44
10. Flächenanzahl und –größe der Biotoptypen des Datensatzes rezente Aue Sandau.....	50
11. Flächenanzahl und –größe der Biotoptypen des Datensatzes rezente Aue Rogätz.....	50
12. Retentionsflächenzunahmen im Teilraum Sandau bei unterschiedlichen Deichvarianten.....	77
13. Retentionsflächenzunahmen im Teilraum Rogätz bei unterschiedlichen Deichvarianten	78
14. Szenarios für die Modellierung.....	79
15. Modellüberprüfung anhand der rezenten Aue des Teilraums Sandau	99
16. Modellüberprüfung anhand der rezenten Aue des Teilraums Rogätz	100
17. Regionalisierung der Vegetationsdaten des Teilgebietes Sandau	101
18. Regionalisierung der Vegetationsdaten des Teilgebietes Rogätz.....	102
19. Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Sandau in der maximalen Deichvariante.....	112
20. Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Sandau in der kleinen Deichvariante.....	113
21. Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der maximalen Deichvariante	114
22. Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der mittleren Deichvariante	115
23. Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der kleinen Deichvariante.....	116

Abbildungsverzeichnis:

1. Übersichtskarte der Lage der Projektgebiete innerhalb des Landes Sachsen-Anhalt.....	9
2. Übersichtskarte der Projektgebiete Sandau und Rogätz.....	10
3. Naturraumeinheiten des Projektgebietes Sandau.....	11
4. Naturraumeinheiten des Projektgebietes Rogätz.....	12
5. Abflüsse am Pegel Havelberg in den Jahren 1998 bis 2000	16
6. Zusammenhang zwischen den Elbeabflusswerten der beiden Teilgebiete Sandau und Rogätz.....	27
7. Schematische Darstellung der Flächenverschneidung mit Bildung der kleinsten, ökologisch einheitlichen Einheiten.....	31
8. Die verschnittene Karte ermöglicht anhand der Datenbankinhalte sowohl die Darstellung der Biotoptypen als auch die Visualisierung von Boden und Hydrologie	32
9. Zusammenhang zwischen Pflanzengesellschaften, Elbeabflussmenge Grundwasserflurabstand und Grundwasseramplitude beider Teilgebiete	46
10. Pflanzengesellschaften, Bodengesellschaften und Aufnahmezahl im Teilgebiet Sandau	48
11. Pflanzengesellschaften, Bodengesellschaften und Aufnahmezahl im Teilgebiet Rogätz	49

Inhalt	Seite
--------	-------

12. Mittelwerte und Standardabweichungen der Daten der Achsen der Hauptkomponentenanalyse für die Biotoptypen in Sandau	52
13. Mittelwerte und Standardabweichungen der Daten der Achsen der Hauptkomponentenanalyse für die Biotoptypen in Rogätz	53
14. Mittelwerte, Standardabweichungen und Streuung der Grundwasserflurabstände in den Elbeabflussklassen für Sandau mit Trendlinie	54
15. Mittelwerte, Standardabweichungen und Streuung der Grundwasserflurabstände in den Elbeabflussklassen für Rogätz mit Trendlinie	54
16. Mittelwerte und Standardabweichungen sowie nach Fläche gewichtete Mittel der Elbeabflüsse ab der die Biotoptypen überflutet werden für Sandau.....	55
17. Mittelwerte und Standardabweichungen sowie nach Fläche gewichtete Mittel der Elbeabflüsse ab der die Biotoptypen überflutet werden für Rogätz	56
18. Die mittlere Grundwasseramplitude des Projektgebiete Sandau.....	57
19. Die mittlere Grundwasseramplitude des Projektgebietes Rogätz	58
20. Grundwasserfluramplitude und Elbeabfluss der Magerrasen und Reitgrasfluren für Sandau.....	59
21. Grundwasserfluramplitude und Elbeabfluss der Magerrasen und Reitgrasfluren für Rogätz	59
22. Biotoptypen, Bodengesellschaften und Fläche im Teilgebiet Sandau	60
23. Biotoptypen, Bodengesellschaften und Fläche im Teilgebiet Rogätz.....	61
24. Biotoptypen, Bodenart und Elbeabfluss mit Mittelwerten, Teilgebiet Sandau.....	62
25. Biotoptypen, Bodenart und Elbeabfluss mit Mittelwerten, Teilgebiet Rogätz	62
26. Schematische Darstellung der Datenübertragung von Punkten auf die Fläche	84
27. Startfenster der Datenbankbearbeitung	86
28. Kausaldiagramm für die Modellierung.....	91
29. Flussdiagramm	93
30. Prognose der zPNV innerhalb der verschiedenen Deichvarianten	103
31. Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante	105
32. Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Sandau, minimale Deichvariante.....	105
33. Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante.....	107
34. Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, mittlere Deichvariante	108
35. Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, minimale Deichvariante	108
36. Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante.....	109
37. Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante	109
38. Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Sandau, kleine Deichvariante	110
39. Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, mittlere Deichvariante	110
40. Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, kleine Deichvariante.....	111
41. Prognose der Pflanzengesellschaften, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante	112
42. Prognose der Pflanzengesellschaften, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante	114
44. Prognose der Pflanzengesellschaften bei verschiedenen Varianten, Beispielgebiet Möwenwerder	117

Anhang I: Biotoptypencode und Bodengesellschaften

1	Darstellung der Biotopcodes.....	1
2	Darstellung der Bodengesellschaften	2

Anhang II: Vegetationsbeschreibung

3	Vegetation.....	1
3.1	Synsystematik der Pflanzengesellschaften	1
3.2	Umfang und Zuordnung des Aufnahmемaterials.....	3
3.3	Wälder.....	4
3.3.1	Wälder auf Flächen der rezenten und ehemaligen Hartholzaue (Tabelle 1).....	4
3.3.2	Wälder auf Flächen der rezenten und ehemaligen Weichholzaue (Tabelle 2) ...	6
3.4	Grünland im weiteren Sinne	7
3.4.1	Grünland mittlerer Standorte (Tabelle 3)	7
3.4.2	Grünland wechselfeuchter und frischer Auenstandorte (Tabelle 4)	8
3.4.3	Flutrasen (Tabelle 5)	9
3.4.4	Sandmagerrasen (Tabelle 6).....	10
3.5	Säume und Nitrophytenfluren (Tabelle 7).....	11
3.5.1	Ruderalgesellschaften und stickstoffreiche Säume	11
3.5.2	Halbruderal Queckengesellschaften	12
3.6	Pflanzengesellschaften der Gewässer und seiner Ränder.....	13
3.6.1	Zweizahn-Gesellschaften (Tabelle 8)	13
3.6.2	Uferfluren (Tabelle 9).....	13
3.6.3	Röhrichte (Tabelle 10).....	14
3.6.4	Großseggengesellschaften (Tabelle 11)	16
3.6.5	Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften (Tabelle 12)	17
3.7	Ackerflächen (Tabelle 13)	17

Anhang III: Pflanzensoziologische Tabellen und Auswertungstabellen

Erklärung der Abkürzungen	1
Tabelle 1: Eichenwälder einschließlich Hartholzauwald	
Tabelle 2: Silberweidenauwald	
Tabelle 3: Grünland mittlerer Standorte	
Tabelle 4: Auengrünland	
Tabelle 5: Flutrasen	
Tabelle 6: Sandmagerrasen	
Tabelle 7: Saumgesellschaften	
Tabelle 8: Zweizahnfluren	
Tabelle 9: Uferfluren	
Tabelle 10: Röhrichtgesellschaften	
Tabelle 11: Großseggengesellschaften	
Tabelle 12: Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften	
Tabelle 13: Ackerunkrautgesellschaften	

Tabelle 14: Stromtalpflanzen mit Gefährdungsgraden

Tabelle 15: Abflussmengen und jährliche Überflutungsdauer für Vegetationseinheiten in Sandau und Rogätz

Tabelle 16: Vegetationsaufnahmeplätze mit bodenkundlichen und hydrologischen Daten (Gesamttabelle)

Tabelle 17: Vegetationsaufnahmeplätze mit bodenkundlichen und hydrologischen Daten (Modellgrundlage)

Tabelle 18: Hydrologische Analyse des IST-Zustandes der bearbeiteten Pflanzengesellschaften

Anhang IV: Programmcode

4	Programmcode	1
4.1	Modellierung der Biotoptypen	1
4.2	Vegetationszuordnung	10

Anhang V: Kartenabbildungen

Karte 1:	Biotoptypen Sandau-Nord, Bestand 1999
Karte 2:	Biotoptypen Sandau-Süd, Bestand 1999
Karte 3:	Biotoptypen Rogätz-Nord, Bestand 1999
Karte 4:	Biotoptypen Rogätz-Süd, Bestand 1999
Karte 5:	Deichvarianten Sandau
Karte 6:	Deichvarianten Rogätz
Karte 7:	Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 8:	Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 9:	Prognose Sandau, kleine Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 10:	Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 11:	Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 12:	Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 13:	Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 14:	Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 15:	Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 16:	Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 17:	Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 18:	Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 19:	Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 20:	Prognose Sandau, kleine Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 21:	Prognose Sandau, kleine Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 22:	Prognose Sandau, kleine Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 23:	Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 24:	Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 25:	Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 26:	Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 27:	Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 28:	Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 29:	Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 30:	Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 31:	Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 32:	Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 33:	Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 34:	Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 35:	Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 36:	Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 37:	Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 38:	Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, zukünftige PNV
Karte 39:	Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, integrierte Nutzung
Karte 40:	Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, Naturschutznutzung
Karte 41:	Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, intensive Nutzung
Karte 42:	Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, zukünftige PNV

Abkürzungen:

DHM:	Digitales Höhenmodell
DSS:	Decision Support System, Entscheidungshilfesystem
GIS:	Geografisches Informationssystem
PNV:	Potentielle Natürliche Vegetation
zPNV:	zukünftige Potentielle Natürliche Vegetation

1 Einleitung

Aufgrund der hohen Hydrodynamik und damit verbunden der hohen Morphodynamik stellen naturnahe Auen der gemäßigten klimatischen Zonen außergewöhnlich interessante und vielfältige Lebensräume dar. Neben dem Flusslauf bereichern Altarme, Altwässer, Flutrinnen, Mulden und Höhenrücken die Landschaft. NAIMAN et al. (1993) zählen zum Ökosystem der Aue den Strom selbst bis hin zu den höchstgelegenen, nur episodisch überfluteten Flächen. Auen besitzen eine Filterfunktion zwischen Land und Wasser und spielen eine wichtige Rolle für die Grundwasserneubildung. Abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit wird im Fluss unterschiedlich körniges Substrat transportiert bzw. sedimentiert, was zu einem kleinräumigen Mosaik unterschiedlicher Bodenarten führen kann. Auch die Schichtung der Böden ist heterogen, wobei sich wasser-durchlässige und -stauende Schichten abwechseln und die Versickerung bzw. Grundwasserleitung beeinflussen (EISENMANN 2002). Ereignisse wie Überflutungen oder extreme Perioden der Austrocknung im mehr oder minder regelmäßigen Abstand lösen einander ab (vgl. TOCKNER et al. 2000) und prägen die Biozönosen (vgl. CRAWFORD 1996). Die Pflanzendecke gehört damit zur azonalen Vegetation (ELLENBERG 1996). Überflutung und Trockenperioden wirken als Ausschlusskriterium für eine Vielzahl von Pflanzen und Tieren. Bestimmte Arten sind allerdings auf derartige Extremsituationen spezialisiert, so dass sie in diesen Lebensräumen einen großen Konkurrenzvorteil genießen, wie LAAN et al. (1989) für *Rumex*-Arten beschreiben. Die vollständige Zerstörung bzw. Neubildung von Sukzessionsstandorten gehört zur natürlichen Dynamik, die im direkten Einflussbereich des Flusses die Ausbildung von Annuellenfluren auf zeitweilig trocken fallenden Flächen dauerhaft sichert. Mit zunehmender Entfernung vom Strom werden derartige Ereignisse seltener, und eine unterschiedlich langjährige Entwicklung mit Gehölzausbildung (Weichholz- oder Hartholzaue) ist möglich. Diese hohe Heterogenität in Bezug auf die räumliche und zeitliche Verteilung von Lebensräumen bedingt die hohe Biodiversität (NAIMAN et al. 1993, WARD et al. 1999, TOCKNER & STANFORD 2002). TABACCHI et al. (1996) weisen auf die Bedeutung der Auenränder hin, die in Räumen, bei denen diese Strukturen nicht durch Deichbau vom Flusslauf getrennt wurden, deutlich zum Artenreichtum beitragen.

Nach der Intermediate Disturbance Hypothesis von CONNELL (1978), die sich auf die regionale Artenvielfalt bezieht, bedingen gerade die mittleren Störungen (bezogen auf Maßstab, Intensität und Häufigkeit) die größte Biodiversität. Aufgestellt wurde die These anhand von tropischen Regenwald- und Korallenriffökosystemen. Die Störungen reduzieren die dominanten Arten und ermöglichen dadurch die Einwanderung von solchen, die dauerhaft nicht konkurrenzfähig wären. Für Auen gibt es Hinweise, dass die These ebenfalls zutrifft (WARD et al. 1999, DECOCQ 2002), denn der größte Artenreichtum befindet sich hier ebenfalls in einem mittleren Überschwemmungsbereich, bei dem die Habitate zwar durch die Hochflutereignisse mehr oder minder stark beeinflusst werden, jedoch nur selten großflächiger zerstört werden. In Bereichen häufiger Überflutungen nimmt die Artenvielfalt ab, bis schließlich nur noch Annuellenfluren bestehen können. Die Hypothese ist jedoch nicht unumstritten (z. B. COLLINS 1992 für Feuereinflüsse auf Grasfluren in Kansas, USA). Grundsätzlich ist bei Beurteilung der These der Bezugsmaßstab von Bedeutung, der über die Artenvielfalt von Regionen entscheidender sein kann, als das Vorhandensein von Störungen.

Mit den standörtlichen Bedingungen der Flussauen ist die Verbreitung der Stromtalpflanzen in Mitteleuropa gekoppelt (vgl. FISCHER 1996, BURKART 2001). Stromtalpflanzen sind Arten, deren Verbreitung im norddeutschen Tiefland ausschließlich oder überwiegend an die großen Flussauen gebunden ist (FISCHER 1994). In Süddeutschland ist diese Beschränkung weniger eng. Einige der Pflanzen weisen in Norddeutschland ihre nördlichsten Vorkommen des Gesamtareals auf (FISCHER 1996). Bereits ASCHERSON (1864) hat in seiner Flora der Provinz Brandenburg eine Reihe von in den Flussniederungen verbreiteten Spezies als Alluvialpflanzen bezeichnet. Bei ihrer Verbreitung sind Stromtalpflanzen teilweise auf Transportprozesse innerhalb des Gewässersystems bzw. auf die klimatischen Besonderheiten der Flusstäler angewiesen (vgl. BONN & POSCHLOD 1998). BURKART (2001) gibt einen Überblick über relevante Faktoren und den Stand der Forschungen in diesem Bereich. Da die Ausdehnung der rezenten Auen stark zurückgegangen ist und die natürliche

Flussdynamik der großen Ströme mehr oder minder stark reguliert wurde, gehört ein großer Teil der Stromtalpflanzen zu den gefährdeten Arten (KORNECK et al. 1996). Die Verbreitung der Stromtalpflanzen ist mit dem Konzept der Metapopulationen zu beschreiben, nach dem eine Population aus mehreren Subpopulationen besteht, die lokal aussterben und Flächen wiederbesiedeln können (z. B. HUSBAND & BARRETT 1996, POSCHLOD 1996). Das Überleben von Metapopulationen hängt dabei vom Zusammenspiel der Verbreitungsprozesse von Arten und der Überlebensdauer der Subpopulationen in der Landschaft ab (JOHST et al. 2002, MURPHY & LOVETT-DOUST 2004).

Aufgrund des Nährstoffreichtums, der durch Überschwemmungen regelmäßig ergänzt wird, sind die Auenstandorte sehr produktiv, weswegen sie oftmals fast flächendeckend intensiv landwirtschaftlich genutzt werden. Die Auennutzung unterliegt in gewissen Grenzen den hydrologischen Vorgaben des Gewässers. Es schränkt Nutzungsräume ein und kann im Hochwasserfall die Nutzung blockieren. Überschwemmungen führen dabei zu einer gewissen Nivellierung der bodenchemischen Standortbedingungen. Neben der landwirtschaftlichen Nutzung haben die großen Ströme als Wasserstraßen Bedeutung gewonnen, was insbesondere innerhalb der Industrieländer, zur Begradigung, Vertiefung oder der Anlage von Staustufen führte (z. B. DISTER 1991, DYNESIUS & NIELSSON 1994, NIELSSON & BERGGREN 2000, DEILLER 2001, JOHNSON 2002) und inzwischen weltweit dramatische Veränderungen in Auen verursacht (TOCKNER & STANFORD 2002). Dadurch sind die Stromlängen vieler Flüsse stark verkürzt und das Abflussverhalten verändert worden. In Deutschland sind beispielsweise Rhein, Main und Donau durch Staustufen gegenüber ihrem natürlichen Verlauf stark überprägt worden. Als Hochwasserschutz wurden die Deiche immer näher an die Flussbetten herangebaut mit der Folge, dass die Retentionsfläche und damit der Anteil naturnaher Auenstandorte auf einen Bruchteil reduziert wurden. Auf den eingedeichten Flächen bleiben die auentypischen Sukzessionsunterbrechungen aus. Dementsprechend werden (z. T. morphologisch und/oder physiologisch bemerkenswerte) angepasste Organismenzönosen verdrängt und eine verstärkte landwirtschaftliche Nutzung - insbesondere Ackerbau - wird auf ehemaligen Auenflächen ermöglicht. Als Folge gelten inzwischen viele naturnähere Lebensräume der Auen als stark gefährdet (RIECKEN et al. 1994).

In den vergangenen Jahren ist die wissenschaftlich Bearbeitung der Auen und der dort wirkenden Prozesse erfreulicherweise deutlich intensiviert worden (z. B. NAIMAN et al. 1993, WARD 1998, NIELSSON & BERGGREN 2000, WARD et al. 2002, WASSEN et al. 2002, LEYER 2004). Hier ist unter anderem der Wissenszuwachs im Bereich der Auswirkungen weiterer Flussregulationen zu nennen. Ein Defizit besteht jedoch für diejenigen Arbeiten, die sich mit der Wiederherstellung naturnaher Bedingungen in Flussauen auseinandersetzen, wo erst wenige Arbeiten vorhanden sind (z. B. HELLWIG 2000, HEINKEN 2001, BUIJSE et al. 2002, LEYER in press). Die außergewöhnlichen Fluten an der Oder im Juli 1997 und an der Elbe im August 2002 haben die Notwendigkeit eines nachhaltigen Hochwasserschutzes, der beispielsweise in einer Erweiterung der vorhandenen Retentionsflächen bestehen kann und eines angepassten Landnutzungsmanagements in Auen und Einzugsgebieten unterstrichen.

Um räumlich explizite Sachverhalte für Modellierungen zu bearbeiten oder Daten verschiedener Herkunft miteinander zu kombinieren, stellen geografische Informationssysteme (GIS) sinnvolle Werkzeuge dar. Ein GIS dient zur Erfassung, Verwaltung, Analyse und Darstellung von raumbezogenen Daten in einem bestimmten Koordinatensystem (BARTELME 1995). Erreicht wird das durch die Verknüpfung einer Zeichenebene mit einem geografischen Koordinatensystem und Datenbankfunktionen, die zu jedem Geoobjekt die Anlage eines Datensatzes ermöglichen. Im Zuge der Zunahme der Rechnerleistung sowie der Steigerung der Anwenderfreundlichkeit derartiger Programme haben sie inzwischen eine weite Verbreitung über den wissenschaftlichen Rahmen hinaus gefunden (MANN 1997). Unter anderem aus der landschaftplanerischen Praxis sind sie kaum wegzudenken. In der vorliegenden Arbeit wird sowohl die Datenerfassung als auch die Modellierung mit einem GIS verknüpft.

Bei ökologischen Fragestellungen, für die bislang keine Vergleichsprojekte existierten, stellen Experimente und deren Auswertung eine Möglichkeit der Bearbeitung dar. Sofern es sich jedoch um neuartige, eingriffsintensive oder besonders langwierige Projekte handelt, wie sie beispielsweise Deichrückverlegungen darstellen, kann eine Versuchsdurchführung im Originalmaßstab

nicht stattfinden, da sie den zu beurteilenden Eingriff vorweg nehmen würde. Um dennoch vorab die Folgen abschätzen zu können, muss versucht werden, entweder die Experimente auf eine andere Maßstabebene zu setzen (z. B. Nachbildung von Flussschleifen für Strömungsexperimente im Labor, z. B. GOCHT 1999) oder die Auswirkungen über Modelle abzuschätzen. Die Modelle müssen dabei die wesentlichen Ausschnitte aus dem betroffenen Wirkungsgefüge des Ökosystems beschreiben und extrapolieren (REICHE & MÜLLER 1994). Bisher ist die Anwendung von räumlichen Modellen überwiegend auf den wissenschaftlichen Rahmen beschränkt, wo sie vielfältig genutzt wird (für einen Überblick siehe RICHTER et al. 1997, GUIBAN & ZIMMERMANN 2000). Gerade für die landschaftsplanerische Praxis, die sich im Rahmen von Umweltverträglichkeits- oder FFH-Verträglichkeitsstudien oftmals mit verhältnismäßig großräumigen und nachhaltigen Auswirkungen von Eingriffen auseinandersetzen muss, können Prognosemodelle eine sinnvolle Hilfestellung bieten, um die Auswirkungen auf die Landschaft zu analysieren (WENKEL et al. 1997). Unter einem nachvollziehbaren Vorgehen und Modelldesign erzielte Prognoseergebnisse stellen dabei eine bessere Basis dar als alleinige Expertenmeinung.

Mit der vorliegenden Arbeit soll ein Schritt getan werden, um die vorhandenen Wissensdefizite über die Auswirkungen von Deichrückverlegungen zu füllen. Die vorliegende Arbeit basiert auf der Fragestellung, wie das Entwicklungspotenzial der Landschaft auf möglichen Rückdeichungsflächen an einem naturnahen mitteleuropäischen Strom mit einem praxisorientierten, nachvollziehbaren System von Erfassungen, Auswertungen und Modellentwicklung prognostiziert werden kann. Mit der Arbeit soll kein allgemeingültiges Auenmodell, sondern ein Ansatz aus Erhebungen und Modell für ein Beispielgebiet entwickelt werden.

Die Fragestellung wurde an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, die hier als relativ naturnah gilt (IKSE 1999) und für diese Problemstellung geeignet ist, bearbeitet. Im Zuge von Überlegungen zu notwendigen Deicherneuerungen oder Deichsanierungsmaßnahmen wurde in diesem Bundesland in den 90er Jahren eine Schadstellenanalyse der Deiche vorgenommen. Um einen ökologischen Hochwasserschutz realisieren zu können, gab es bereits damals Erwägungen zu möglichen Deichrückverlegungen, deren Auswirkungen im Rahmen eines BMBF-Forschungsprojektes (siehe Kapitel 2.3) von 1998 bis 2001 näher bearbeitet wurden (HAFERKORN 2001). Die beiden Teilgebiete Sandau und Rogätz, die auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersucht wurden, kommen für Deichrückverlegungen in Frage.

Im einzelnen werden mit der vorliegenden Arbeit folgende Ziele verfolgt:

1. Flächendeckende Beschreibung des Untersuchungsgebietes nach biotischem Inventar (Biotoptypen) und Standortökologie,
2. Beispielhafte Spezifizierung der erfassten Biotoptypen durch Vegetationsaufnahmen,
3. Identifizierung der auentypischen Elemente, Biotoptypen und Pflanzengesellschaften sowie Flora der Aue und Beurteilung der Naturnähe der erfassten Elbaue,
4. Identifizierung der Haupteinflussfaktoren der Standortökologie, die zur Ausprägung bestimmter Biotoptypen führen und Beurteilung, welche im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Modellierung geeignet sind,
5. dementsprechend standortökologische Charakterisierung der Biotoptypen als wichtige Elemente des Modellsystems,
6. Überprüfung der Daten der eigenen Untersuchung anhand von Daten anderer Arbeiten insbesondere im Bereich der Mittleren Elbe,
7. Auswahl und Erarbeitung eines effektiven, praxisorientierten GIS-gestützten Modellsystems,
8. Modellierung des Biotoppotenzials nach Rückdeichungen auf Grundlage der standortökologischen Prognosen für die Fläche der dann relevanten aktiven Aue als eine zukünftige PNV und für verschiedene Entwicklungsszenarios,
9. Überprüfung des Modellsystems in der rezenten Aue,

10. Regionalisierung der Vegetationsdaten nach Rückdeichung, um das Potenzial für die Verbreitung der erfassten Pflanzengesellschaften aufzuzeigen.

In der landschaftsplanerischen Praxis sind die Erhebungsmöglichkeiten im Gegensatz zu Forschungsprojekten oft stärker beschränkt, so dass versucht werden muss, Aussagen zu Landschaftsbestandteilen auf der Basis eines beschränkten Datenpools zu treffen. Wissenschaftliche Modelle, die es verschiedentlich zur Vegetationsentwicklung gibt, stehen in Diskrepanz zur planerischen Praxis (vgl. WALTERS & KORMAN 1999, TREPPEL et al. 2000). Auch STARFIELD (1997) plädiert dafür, als Hilfsmittel zur Problemlösung möglichst einfache, überschaubare Modelle zu verwenden. Die vorliegende Arbeit verfolgt einen dementsprechend praxisorientierten Ansatz, bei dem von einer übergeordneten Ebene der Generalisierung (hier die Biotopebene) eine möglichst eindeutige standörtliche Charakterisierung der Landschaftselemente realisiert wird. Im zweiten Schritt erst wird diese Ebene durch die detailliertere Vegetationsebene ergänzt, die allerdings nicht flächendeckend bearbeitet wird. Auf Basis dessen erfolgt die Modellentwicklung, die sich an die gleichen praxisorientierten Vorgaben hält, und damit die Methode einer GIS-gestützten Modellierung der Landschaftsentwicklung der planerischen Praxis zugänglich macht. Auch das Modell prognostiziert die Biotoptypen nach Deichrückverlegung flächendeckend, während eine Regionalisierung der Vegetationseinheiten nur partiell im Rahmen der vorhandenen Daten erfolgt. Die Ergebnisse der Arbeit werden unter anderem im Hinblick auf den Naturschutz sowie einen naturverträglichen Hochwasserschutz diskutiert. Für das Prognosemodell wird seine Übertragbarkeit auf andere Auenräume abgeschätzt, wobei insbesondere die Grenzen der Übertragbarkeit aufgezeigt werden.

Die Herangehensweise wird im nachfolgenden Kapitel erläutert, das auch einen allgemeinen Überblick über das Untersuchungsgebiet vermittelt. Die vorliegende Arbeit gliedert sich in zwei Hauptteile, wobei sich der Teil A mit der Datenerfassung zur Gebietsbeschreibung und der Auswertung im Zusammenhang mit den Standortfaktoren widmet, während der Teil B die Modellentwicklung für die Entwicklungsprognose der Landschaft nach einer Deichrückverlegung beschreibt.

2 Herangehensweise und Untersuchungsgebiet

2.1 Herangehensweise

Zunächst war der Bestand des Untersuchungsgebietes zu erfassen und auszuwerten (Teil A), wobei die Biotoptypen, deren flächendeckende Prognose nach Rückdeichung Ziel der Arbeit ist, auch flächendeckend kartiert wurden. Hierfür wurde die für Sachsen-Anhalt beschriebene Codierung nach dem Schlüssel von PETERSON und LANGNER (1992) genutzt. Die Biotoptypenkarte ist eine grundlegende Voraussetzung zur Beurteilung von Struktur und Nutzung des Untersuchungsgebietes. Sie diente ebenfalls der Auswahl vegetationskundlicher Probeflächen, die punktuell bearbeitet wurden. Die Vegetationserfassung konzentrierte sich beispielhaft auf die flächenhaft vorhandenen Biotope im Gebiet, die sowohl binnen- als auch außendeichs vorkommen und die Zielbiotoptypen für eine flächenhafte Auenreaktivierung darstellen:

- Eichenwälder, die im Deichvorland als Hartholzauwald ausgeprägt sind sowie im Binnendeichbereich als dem Hartholzauwald nahe stehende Wälder,
- Grünland als Ersatzgesellschaft des Auwaldes auf Standorten mit unterschiedlichen Wasserhaushaltsstufen vom Flutrassen bis hin zu trockenen Sandrasen einschließlich intensiv genutztem Grünland und Grünland auf Deichen.

Um das Besiedelungspotenzial in Bezug auf die Flora abschätzen zu können, wurden Saumgesellschaften, Uferfluren und Vegetationseinheiten der Gewässer sowie der Äcker beispielhaft bearbeitet. Nutzungsformen wie Jagdausübung, Angeln oder Freizeit- und Erholungsnutzung spielen im Rahmen der Fragestellung des Projektes eine untergeordnete Rolle und sind im Gegensatz zu land- und forstwirtschaftlicher Nutzung nicht bei der Biotoptypenerfassung berücksichtigt worden. Der Rohstoffabbau hat zwar Teile des Untersuchungsgebietes geprägt, ist aber derzeit ohne Bedeutung. Derartige ehemalige Nutzungen werden im Rahmen der Erläuterung der daraus entstandenen Geländeformen beschrieben.

Für weitergehende wissenschaftliche Untersuchungen nach der Maßnahmendurchführung zur Auenreaktivierung wurden die Erhebungsflächen der Vegetation mit nicht oxydierenden Rundblock-Dauermagneten der Firma ATTENBERGER markiert. Die Punkte wurden mittels Kompass an dauerhaft vorhandenen Geländestrukturen (ältere Bäume, Hochspannungsmasten, markante Gebäude) eingepeilt. Bei einem Teil der Flächen wurden die Geokoordinaten mittels eines GPS ermittelt (siehe Kapitel 4.2.1). Bei späteren Kontrollen können die Probeflächen mit Hilfe der Kartendarstellung, eines Kompasses bzw. GPS und entsprechenden Magnetdetektoren wieder aufgefunden werden, z. B. um Monitoring-Untersuchungen nach einer erfolgten Deichrückverlegung durchzuführen.

Neben der Bestandsbeschreibung wurde analysiert, welche der vorkommenden Biotoptypen und Pflanzengesellschaften auentypisch sind bzw. welche Pflanzen als auentypische Stromtalpflanzen gelten. Daraus lassen sich Hinweise auf die Naturnähe des Gebietes ableiten. Im Zusammenhang mit den erhobenen und innerhalb des BMBF-Projektes zur Verfügung gestellten Daten waren Analysen durchzuführen, welche Standortcharakteristika neben der Nutzung zur Ausprägung der landschaftsbestimmenden Biotoptypen führen. Im Hinblick auf die geplante Modellierung des Deichvorlandes nach einer Rückdeichung wurden diese Analysen für den Raum der rezenten Aue durchgeführt. Konkret ging es darum, die Haupteinflussfaktoren (aus Hydrologie und Bodendaten), die für die Entwicklung bestimmter Biotoptypen Voraussetzung sind, zu identifizieren und soweit möglich zu quantifizieren. Für die Hydrologie wurde davon ausgegangen, dass einerseits ein Maß für die Überflutungsdauer und andererseits eines für die Hydrodynamik zur Verfügung stehen sollte. Bei den Bodendaten sollte eine Charakterisierung nach vorherrschender Bodenart und ggf. Staunässe neigung vorliegen sowie Informationen über Extreme nach pH oder Nährstoffsituation sofern im Untersuchungsgebiet vorhanden. Daten zur Hydrologie wurden von SCHWANENBERG et al. (2001), Daten zum Boden von ALTERMANN et al. (2001) sowie EISENMANN (2002) zur Verfügung gestellt.

Die Verwendung des digitalen Höhenmodells (DHM) entfällt in der vorliegenden Arbeit, da die absoluten Geländehöhen für Vegetation und Biotoptypen in Bezug auf das Ziel der Arbeit unwichtig sind. Sie wirken sich nur über die hydrologische Charakteristik der Einzelflächen aus, die bezogen auf eine bestimmte Geländehöhe wegen des Elbgefälles an verschiedenen Stellen entlang der Elbe unterschiedlich ausfällt. In Bezug auf klimatische Effekte spielt die Geländehöhe über NN aufgrund der verhältnismäßig geringen Höhenunterschiede von kaum 20 Metern keine Rolle.

Da die biotopausprägende Pflanzendecke abgesehen von Therophyten verhältnismäßig träge auf wechselnde Standortbedingungen reagiert, wird das langjährige statistische Mittel und nicht die Hydrologie der beiden Untersuchungsjahre 1999 und 2000, die sich nicht grundsätzlich vom langjährigen Mittel unterscheiden, betrachtet (siehe Abbildung 5, Kapitel 2.8). Dies klammert Entwicklungstendenzen der Hydrologie in diesem Zeitraum aus und kann Effekte, die aufgrund mehrerer hydrologisch extremer Jahre in der Höhenverschiebung von Vegetationsgrenzen liegen könnten, nicht abbilden. Durch Klimaänderungen sind generell Änderungen des Abflussverhaltens möglich (vgl. CASPARY 2000). Da die Hauptebene der Bearbeitung innerhalb der Biotoptypen liegt, die stärker generalisiert, kommen derartige Änderungen im Rahmen der Untersuchung kaum zum tragen, könnten allerdings die Ausprägung von Pflanzengesellschaften beeinflussen. Für die bodenkundlichen Daten wurde eine Zuordnung der Biotoptypen und Vegetationseinheiten zu den Bodengesellschaften und Hauptbodenarten vorgenommen. Dies erfolgt im Hinblick darauf, dass mit zunehmender Korngröße die Versickerungsleistung der Böden steigt, während sie im umgekehrten Falle abnimmt. Dadurch sind Auswirkungen auf die Überflutungstoleranz von Biotoptypen auf unterschiedlichen Bodenarten zu erwarten.

Alle Daten wurden innerhalb eines GIS bzw. in Datenbanken und Tabellen, die eine Verknüpfung zum GIS ermöglichen, gehalten. Auf dieser Basis sollte auch die Modellierung stattfinden, um eine anschauliche Visualisierung zu gewährleisten. Sowohl für die Auswertung als auch für die Prognose wurden im GIS durch Verschneidung die jeweils kleinsten, im Rahmen der Untersuchungsauflösung ökologisch einheitlichen Raumeinheiten gebildet.

Im Teil B der vorliegenden Arbeit erfolgte die Modellierung des Entwicklungspotenzials der Biotope im Rückdeichungsfall. Um eine praxisorientierte Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten, wurde ein regelbasiertes Modell mit explizit formulierten Regeln gewählt, die über den Programmablauf und die Zuordnungen entscheiden. Nach PULLAR (1997) stellt dies die anschaulichste Art der Programmierung, da der Programmtext mit IF-THEN-Kombinationen inhaltlich lesbar ist. Ein dynamischer Modellansatz, der die Prozesse der Landschaftsentwicklung im zeitlichen Ablauf berücksichtigt, erschien für die Fragestellung der Arbeit und die darin erarbeiteten Datenbasis nicht angemessen, da er einen wesentlich höheren Aufwand erfordern würde. Daher wurde in der vorliegenden Arbeit ein statisches System entwickelt, das für die Entwicklungsprognose das Biotop- und gegebenenfalls Vegetationspotenzial ausgibt. Innerhalb des Modells werden die Biotoptypenpotenziale als Funktion der Standortdaten einschließlich der menschlichen Nutzung gesehen.

Die Auswertungen des ersten Teils der vorliegenden Arbeit sowie Angaben aus der Literatur liefern die inhaltliche Basis für die Modellregeln zur Prognose des Biotoppotenzials der Rückdeichungsflächen. Biotoptypen, die durch die Deichrückverlegung nicht verändert werden (Bebauung) oder solche, deren Veränderung im Rahmen der Untersuchung nicht prognostizierbar ist (Kleingewässer), wurden beibehalten. Da die Landschaftsentwicklung in den Industrieländern überwiegend anthropogen geleitet ist, wurden verschiedene Vorgaben der Landnutzung in Form von Szenarios aus dem BMBF-Projekt (BAUFELD et al. 2001) sowie eine zukünftige Potenzielle Natürliche Vegetation (zPNV, vgl. AUHAGEN 1985) in die Modellierung einbezogen. Entsprechend der Auswertung des Bestandes wurden die hydrologischen und bodenkundlichen Prognosen (SCHWANENBERG et al. 2001, ALTERMANN et al. 2001, EISENMANN 2002) für die Modellierung benötigt. Die Verschneidung der Prognosedaten mit den Nutzungsszenarios und Biotoptypen sowie die räumliche Darstellung der Prognosen erfolgte ebenfalls über das GIS. Die Modellierung wurde als Bearbeitung der GIS-Datenbank realisiert. Bevor das Modell für unterschiedliche Deichvarianten zur Anwendung kam, fand eine Überprüfung für den Bereich der rezenten Aue statt, um

festzustellen, inwieweit das Modell fähig ist, diese bei vorgegebener Nutzung realitätsnah abzubilden.

Mit den Vegetationsaufnahmen wurde eine Regionalisierung, die Projektion von Punktdaten auf die Fläche, für den Bestand durchgeführt. Ein entsprechendes Vorgehen fand für die Prognosebiotope statt, um festzustellen, wieviel der Biotopprognosefläche als Vegetationseinheiten im Rahmen der Untersuchungen konkretisiert werden kann.

Im folgenden wird die Elbe und das BMBF-Forschungsprojekt an der Mittleren Elbe kurz dargestellt. Das Untersuchungsgebiet wird allgemein charakterisiert, wobei eine hydrologische und bodenkundliche Charakterisierung sowie eine Darstellung der potenziellen natürlichen Vegetation inbegriffen sind. Die beiden anschließenden Teile A und B der vorliegenden Arbeit bauen aufeinander auf, sind jedoch jeweils in sich geschlossen. Zum Abschluss der Arbeit werden übergreifende Aspekte erläutert und ein Ausblick gegeben.

2.2 Allgemeines zur Elbe

Die Elbe ist mit einer Länge von fast 1.100 km und einem Einzugsgebiet von über 148.000 km² einer der größten Ströme Mitteleuropas. Hydrografisch lassen sich drei Abschnitte unterscheiden, die Obere Elbe von der Quelle bis zur Einmündung der Schwarzen Elster, die Mittlere Elbe, die den Bereich bis Geesthacht umfasst sowie die Tideelbe, die zwischen Geesthacht und der Nordsee bereits unter dem gezeitenbedingten Brackwassereinfluss steht. Bisher wurden nur im Oberlauf in Tschechien Staustufen zur Abflussregulierung angelegt sowie in Geesthacht das Tiedesperrwerk. Die allgemeinen Probleme von Staustufen wie beispielsweise die Zurückhaltung von Sedimentfracht oberhalb mit verstärkter Erosion unterhalb werden bei NIELSSON und BERGGREN (2000) beschrieben. Insgesamt wurde der Lauf der Elbe begradigt (Verkürzung um ca. 60 km in Deutschland) und teilweise Uferverbauungen durchgeführt. Durch Buhnenbau wurde das Flussbett festgelegt und hat sich stärker eingetieft mit der Folge, dass es zu einer Absenkung des Grundwassers in der Umgebung kam (JÄHRLING 1994). Die ehemalige morphologische Aue der Elbe ist zudem durch Eindeichungen stark eingeschränkt. Die Elbe ist ab km 97,7 (südlich der Stadt Riesa) bis zur Nordsee eingedeicht. Heute stehen der Elbe nur noch 13,6% ihres ehemaligen Überflutungsgebietes als Retentionsflächen bei Hochwasser zur Verfügung. Seit dem Jahr 1100 ist an der Mittel- und Unterelbe in den neuen Bundesländern eine Überflutungsflächenreduzierung von ca. 5335 km² dokumentiert (JÄHRLING 1998). Die noch vorhandenen Auenflächen vor allem im Bereich der Mittel- und Unterelbe können jedoch als relativ naturnah eingestuft werden, da hier die Flusssedimentdynamik noch großen Einfluss nehmen kann (IKSE 1999). In einigen, von Auenwäldern bestehenden Abschnitten gilt die Mittel- und Unterelbe in Deutschland als letztes noch naturnahes Fließgewässer-Auen-System (vgl. DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE 1994). Gleichwohl ist der Verlust an natürlichen Biotoptypen dramatisch gewesen. PUHLMANN und JÄHRLING (2003) geben an, dass weniger als 15 % der rezenten Aue mit Hartholzauwäldern besiedelt ist. Selbst im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“ sind nur 20 % der Weichholzauenstandorte in Ufernähe dementsprechend besiedelt.

Seit Oktober 1997 ist ein Teilgebiet der Elbe mit rund 400 Elbkilometern von Sachsen-Anhalt, über Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen bis nach Schleswig-Holstein als Biosphärenreservat anerkannt. Das Ziel ist die Entwicklung einer vorbildlichen Kulturlandschaft durch nutzungsintegrierten Naturschutz unter Beteiligung der Land-, Forst- und Wasserwirtschaft, Jagd und Fischerei, Schifffahrt, Erholungsnutzung, Strukturentwicklung und Rohstoffgewinnung. Dabei soll der Elbe wieder die Möglichkeit gegeben werden, ihre Eigendynamik in der Fläche zu entwickeln (LANDESAMT FÜR UMWELT SACHSEN-ANHALT 1997b). Sowohl aus der Sicht des Naturschutzes als auch des Hochwasserschutzes bestehen Interessen, die aktive Aue zu erweitern, um einerseits den Anteil der naturnahen Flächen der Aue zu vergrößern und andererseits durch die Vergrößerung des Retentionsraumes Hochflutereignisse mildern zu können. In Sachsen-Anhalt sind mehrere Projekte in der Diskussion bzw. treten in die Realisierung ein (PUHLMANN & JÄHRLING 2003). Daher stellte die Aue der Mittleren Elbe ein ideales Projektgebiet für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit dar.

2.3 BMBF-Projekt an der Mittleren Elbe

Die vorliegende Arbeit steht im Zusammenhang mit dem Projekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), das von September 1998 bis August 2001 durchgeführt wurde (FKZ 0339576). Es war Teil des BMBF-Forschungsförderungsschwerpunktes „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“.

Aufgabe des Projektes war, die Konsequenzen möglicher Deichrückverlegungen in zwei Projektgebieten bei Rogätz und Sandau auf die Standortökologie, die biotische Ausstattung, die Nutzungsmöglichkeiten der Aue und in Verbindung damit Konsequenzen für die in dem Raum wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betriebe aufzuzeigen (HAFERKORN 2001). Im Zusammenhang damit sollte ein Konzept für einen ökologisch orientierten Hochwasserschutz entworfen werden. Im Verbundprojekt wurden als wesentliche Standortfaktoren die Grund- und Oberflächenwasserhydrologie sowie die Bodenfaktoren, die limnische und terrestrische Ökologie sowie sozioökonomische Fragestellungen innerhalb des Untersuchungsgebietes untersucht. Folgende Institutionen waren am Projekt beteiligt:

- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU), Halle/Saale, Dr. J. Haferkorn (Projektleitung)
- Staatliches Amt für Umwelt (StAU), Magdeburg, K. Jährling (dem Projekt assoziiert)
- Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen technischen Hochschule Aachen (RWTH), Prof. Dr. Jürgen Köngeter, Dr. D. Schwanenberg (Teilprojekt Hydrologie)
- Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Prof. Dr. H. Wiechmann, Dr. V. Eisenmann (Teilprojekt Bodenkunde)
- Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung und Bodenschutz, Halle/Saale, PD. Dr. M. Altermann, Dr. O. Rosche (Teilprojekt Bodenkunde)
- Büro für angewandte Limnologie und Landschaftsökologie (BAL), Suhlendorf, Dr. H. Reusch, Dr. R. Brinkmann, Dr. C.-J. Otto, Dr. S. Speth (Teilprojekt Limnische Ökologie)
- Triops Ökologie und Landschaftsplanung GmbH, Göttingen, Dipl.-Biol. J. Pfau, Dipl.-Biol. P. Gropengießer, Dipl.-Biol. R. Baufeld (Teilprojekt Terrestrische Ökologie)
- Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin, Dr. U. Petschow, Dipl.-Ing. A. Dehnhardt (Teilprojekt Sozioökonomie)

Einen Überblick über die Forschungsprojekte, die im Rahmen des Forschungsförderschwerpunktes des BMBF zur Elbe Ökologie stattfanden oder noch stattfinden, liefern GRUBER und KOFALK (2001) bzw. der ELISE-Server der Bundesanstalt für Gewässerkunde, auf dem auch die wesentlichen Ergebnisse des Forschungsschwerpunktes ‚Elbe-Ökologie‘ dokumentiert sind (<http://elise.bafg.de>).

Eigene Untersuchungen wurden im Rahmen des Teilprojektes Terrestrische Ökologie durchgeführt und beinhalten unter anderem die flächendeckende Biototypenkartierung der Untersuchungsgebiete sowie beispielhafte vegetationskundliche Untersuchungen. Die Daten waren Grundlage der Modellerstellung für die Prognose der Gebietsentwicklung nach Rückdeichung.

2.4 Lage und Naturräume

Im Rahmen der Arbeit wurden zwei Projektgebiete im Land Sachsen-Anhalt, Sandau und Rogätz, in denen Deichrückverlegungen erwogen wurden, mit insgesamt 3279 ha Flächengröße betrachtet. Die beiden Gebiete liegen unmittelbar an der Elbe im Abschnitt zwischen Magdeburg und Wittenberge und sind jeweils etwa 90 km von Berlin entfernt (siehe Abbildung 1).

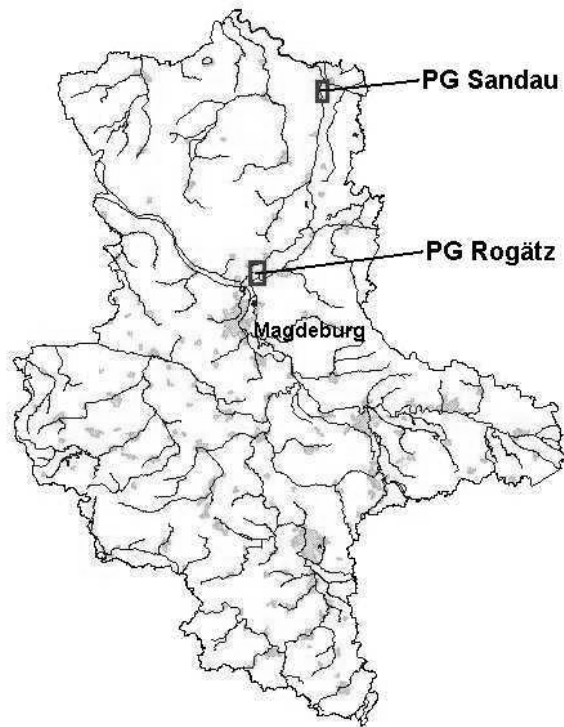


Abbildung 1: Übersichtskarte der Lage der Projektgebiete innerhalb des Landes Sachsen-Anhalt (aus HAFERKORN 2001)

Bearbeitet wurden innerhalb der Projektgebiete diejenigen Bereiche, die für Deichrückverlegungen in Frage kommen. Siedlungen (Heinrichsberg, Sandau und Rosenhof) wurden ausgeklammert, daher gliedern sich die beiden Gebiete in weitere Untereinheiten. Das Projektgebiet Sandau (Elbe-Kilometer 412,0 bis 422,3) südlich der Einmündung der Havel in die Elbe besteht aus insgesamt vier Teilflächen mit einer Größe von 1753 ha (siehe Abbildung 2).

- Rechts der Elbe nördlich von Sandau bis Havelberg (912 ha)
- Rechts der Elbe südlich von Sandau bis auf Höhe Wulkau (450 ha)
- Links der Elbe nördlich von Rosenhof (241 ha)
- Links der Elbe südlich von Rosenhof (150 ha)

Das Projektgebiet Rogätz (Elbe-Kilometer 340,0 bis 350,7) liegt nördlich von Wolmirstedt an der Einmündung der Ohre in die Elbe. Er wird im Norden von der Ohre durchschnitten, und umfasst drei Teilflächen mit einer Größe von 1526 ha (siehe Abbildung 2).

- Links der Elbe südlich von Rogätz bis zur Ohre, nach Westen bis Loitsche (210 ha)
- Links der Elbe südlich der Ohre bis Heinrichsberg, nach Westen bis etwa auf Höhe von Loitsche (618 ha)
- Links der Elbe südlich von Heinrichsberg bis Glindenberg (698 ha)

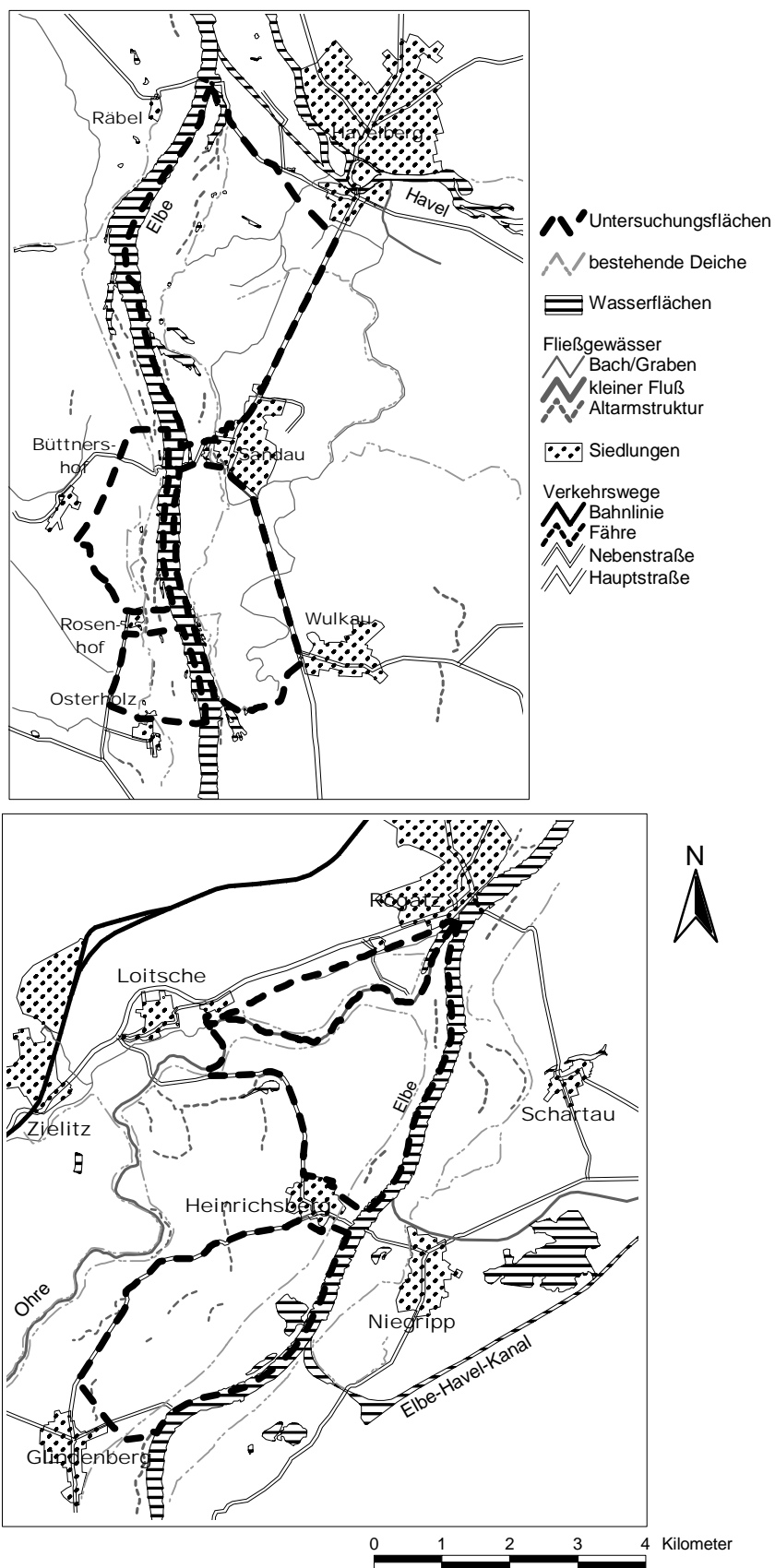


Abbildung 2: Übersichtskarte der Projektgebiete Sandau und Rogätz

Das nördliche Teilgebiet des Untersuchungsraumes südlich von Havelberg gehört ausschließlich in die naturräumliche Einheit des ‚Elbtals‘ (siehe Abbildung 3). Die Höhenunterschiede in diesem Bereich sind gering (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962). Nur vereinzelt überragen sandige Inseln die Auenebene. Im Osten grenzt als ‚Rhin-Havel-Luch‘ die durch das Bett der Havel geprägte naturräumliche Einheit an. Havelberg selbst, das aus dem umliegenden Gelände deutlich aufragt, wird der naturräumlichen Einheit der ‚Perleberger Heide‘ zugeordnet, die sich deutlich durch Moränenhügel hervorhebt. Im Südwesten des hiesigen Elbraumes grenzen die ‚Altmarkplatten‘ an das Elbtal an (vgl. MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1995).

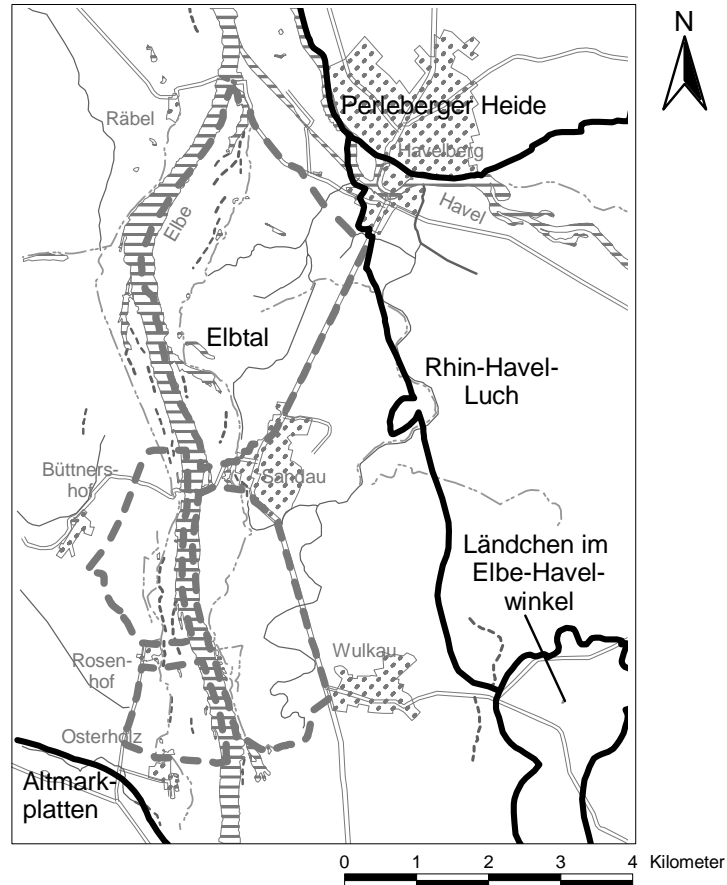


Abbildung 3: Naturraumeinheiten des Projektgebietes Sandau

Das südliche Teilgebiet bei Rogätz gehört zum überwiegenden Teil ebenfalls zu der oben genannten naturräumlichen Einheit des ‚Elbtals‘ (siehe Abbildung 4). Nordwestlich anschließend zieht sich die ‚Ohreniederung‘ von Südwesten nach Nordosten, wo die Ohre südlich von Rogätz in die Elbe einmündet. Die nördlich angrenzende Einheit der ‚Altmarkheiden‘ ragt im Gelände höher auf und endet nach Süden mit dem Rogätzter Hang in einer eindrucksvollen Schichtstufe. Diese Stufe stellt einen natürlichen Schutz gegen Hochwasserereignisse der Elbe dar. Ebenfalls etwas höher gelegen ist die südöstlich anschließende naturräumliche Einheit des ‚Burger Vorfläming‘ (vgl. MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1995).

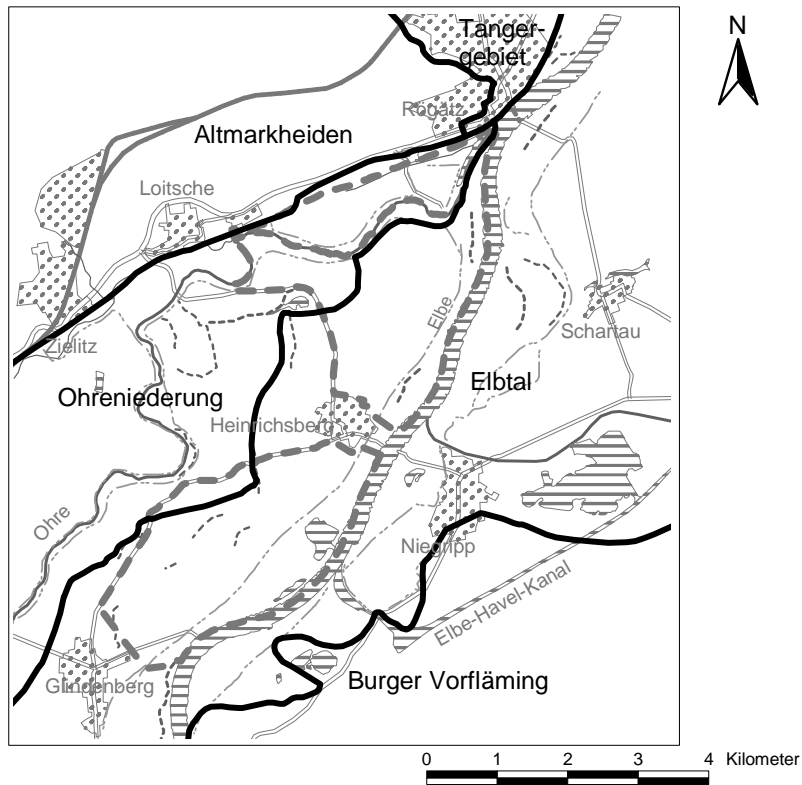


Abbildung 4: Naturraumeinheiten des Projektgebietes Rogätz

2.5 Klima

Das Klima des Bundeslandes Sachsen-Anhalt ist durch eine von Nordwest nach Südost zunehmende Kontinentalität geprägt (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1994). Diese wirkt sich bei Betrachtung der Temperaturmittel in geringem Maße unterschiedlich auf die beiden Gebiete aus (siehe Tabelle 1). Obgleich das Jahresmittel der Lufttemperatur, sowohl im Raum Sandau, als auch im Bereich Rogätz 8° bis 9°C beträgt, zeigt sich bei Betrachtung der Monatsmittelwerte, des mittleren Beginns eines Tagesmittels der Lufttemperatur von $+5^{\circ}\text{C}$ und der Anzahl der Tage mit einem Tagesmittel der Lufttemperatur von $+10^{\circ}\text{C}$ ein Unterschied zwischen beiden Gebieten.

Hinsichtlich der Lufttemperatur ist es im Bereich Rogätz in den Monaten Januar und Oktober 1° bis 2°C wärmer. Die Lufttemperatur von $+5^{\circ}\text{C}$ wird bis zu fünf Tage eher erreicht, und die Tagesmitteltemperatur von $+10^{\circ}\text{C}$ hält bis zu 10 Tage länger an als im Projektgebiet Sandau. Die Höchsttemperaturen erreichen als Monatsdurchschnitt 17° bis 18°C in Sandau und 18° bis 19°C in Rogätz.

Die mittleren Jahressummen der Niederschläge liegen im gesamten Projektgebiet bei 500 bis 600 mm. Die Niederschlagsmaxima liegen in den Sommermonaten mit einem Monatsmaximum im Juli. Daraus resultierend können im Bereich der Elbe zeitweise Sommerhochwässer eintreten, was sich besonders extrem im August 2002 zeigte. Wie bei Betrachtung der Temperaturmittel, ergeben sich bei der mittleren Niederschlagsmenge Unterschiede zwischen den beiden Projektgebieten. Das Untersuchungsgebiet Rogätz ist von April bis September im Monatsmittel niederschlagsärmer als der Bereich Sandau. Hinsichtlich der Frost- und Eistage unterscheiden sich beide Gebiete ebenfalls, da im Bereich von Magdeburg in beiden Fällen weniger kalte Tage

auftreten. Aufgrund der ähnlichen Höhenlagen sind diese bei der klimatischen Charakterisierung nicht zu berücksichtigen.

Tabelle 1 Klimatische Daten für die Projektgebiete Sandau und Rogätz

aus dem Klimaatlas der DDR (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1953)
betrachtete Meßperiode: 1901-1950

(Magdeburg ca. 15 km südlich von Rogätz, Kyritz ca. 30 km nord-östlich von Sandau)¹⁾

Mittlere Jahrestemperatur im Jahr	8 bis 9°C
Mittlere Lufttemperatur von April-Juni	12 bis 13°C
Mittlere Lufttemperatur von Juni-August	17 bis 18°C
Mittlerer Beginn eines Tagesmittels und	Rogätz: 20.-25.03. Sandau: 25.-31.03.
Anzahl der Tage mit einem Tagesmittel der Lufttemperatur von +5°C im Jahr	Rogätz: 220-230 Sandau: 210-220/220-230 (Übergangsbereich)
Mittlerer Beginn eines Tagesmittels und	25.-30.04.
Anzahl der Tage mit einem Tagesmittel der Lufttemperatur von +10°C	Rogätz: 160-170 Sandau: 150-160
Mittlere Niederschlagsmenge im Jahr	500-600mm
Mittlere Niederschlagsmenge April-September	Rogätz: 250-300mm Sandau: 300-350mm
Monat mit Niederschlagsmaximum und Niederschlagsmenge	Rogätz: Juli, 60-70mm Sandau: Juli/August, 50-70/60-70mm
Mittlere Zahl der Sonnentage im Jahr	Rogätz: 30-40 Sandau: 20-30
Mittlere Bewölkung im Jahr ²⁾	6,2-6,4 Zehntel des Himmelsgewölbes
Mittlere Zahl der Eistage ³⁾ im Jahr	Magdeburg (Nähe Rogätz): 21,3 Kyritz (Nähe Sandau): 25,3
Mittlere Zahl der Frosttage ⁴⁾	Magdeburg: 77,5 Kyritz: 95,9
Mittlere Dauer der frostfreien Tage	Magdeburg: 194 Kyritz: 170

2.6 Geologie

Die beiden Untersuchungsräume sind durch die dynamischen Prozesse der Elbe in ihrem heutigen Abflusstal geprägt. Spätestens seit der Fläming-Eisrandlage der Saalekaltzeit nimmt sie diesen Verlauf ein, nachdem sie vorher nördlich von Magdeburg in nordwestlicher Richtung in das System von Weser und Aller abgeflossen war. Die Niederterrassen der Elbe entstanden durch Sedimentation während der Weichselkaltzeit, innerhalb derer das Eis nicht bis zur Elbe vordrang. Den überwiegenden Anteil der heutigen Auenfläche bedecken Sedimente aus dem Holozän, die als Schotter eine Mächtigkeit von 8 bis 12 m und als lehmige Ablagerungen 3 bis 4 m erreichen können (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1994). Bis vor etwa

-
- 1) Daten, die für Sandau und Rogätz nicht vorhanden waren, werden für die nächstgelegenen Orte genannt.
 - 2) Grad der Bedeckung des Himmels mit Wolken nach einer Stufenskala von 0-10 geschätzt; 0 = wolkenloser Himmel, 10 = völlig bedeckt
 - 3) Eistage: Tage, an denen die Höchsttemperatur in 2m Höhe über dem Boden unter 0°C liegt; d.h. während des ganzen Tages herrscht Frost.
 - 4) Frosttage: Tage, an denen die Tiefsttemperatur in 2m Höhe über dem Boden unter 0°C liegt; d.h. im Laufe des Tages herrscht zeitweise Frost.

1000 Jahren änderte die Elbe vielfach ihren Lauf, wobei zahlreiche Altarmbereiche entstanden. Nach Einsetzen des Deichbaus und später weiterer wasserbaulicher Maßnahmen verläuft der Fluss in einem festgelegten Bett.

Aufgrund des allgemeinen Geländegefälles strömte bei Hochwassern in Zeiten vor der Eindeichung Wasser von der Elbe in nordöstlicher Richtung zur Havel hin. Dadurch wurden Rinnen, Senken und Kolke durch Erosion angelegt (HORST et al. 1966). Unter anderem südlich von Sandau sind derartige Prozesse abgelaufen, die ein paralleles Ablaufsystem östlich der Elbe bildeten. Neben den Erosionsprozessen wurde auf der anderen Seite toniges Material in Bereichen langsam strömenden Wassers sedimentiert. Die natürlichen Fließgewässer und die bedeutenderen Entwässerungsgraben im Elb-Havel-Winkel folgen meist diesem nordöstlichen oder nördlichen Verlauf und münden in die Havel.

Die geologischen Einheiten der Projektgebiete Sandau und Rogätz werden nach der geologischen Übersichtskarte von Sachsen-Anhalt (GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT 1993), für Sandau aus den geologischen Karten (KÖNIGL. PREUB. GENERALSTAB 1865, 1880) sowie für Rogätz aus den geologischen Karten von Preußen und benachbarten Bundesstaaten (PREUBISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT 1923) beschrieben. Im Bereich Sandau kommen sowohl Elbe- als auch Havelablagerungen vor (BERENDT, KLOCKMANN 1888). Südlich von Sandau herrscht toniger Boden über Sand vor. Im Teilgebiet nördlich von Sandau liegen in der nördlichen Hälfte ebenfalls tonige Verhältnisse über Sand und in der südlichen Hälfte schwach humoser Sand auf durchlässigem Sanduntergrund vor. Das Grundwasser ist meist bodennah. Kleinflächig kommen nördlich von Sandau Talsande aus der Weichsel-Kaltzeit des Pleistozän als Niederterrassen vor. Flugsand-Dünen aus der Weichsel-Kaltzeit sind innerhalb des Sandauer Waldes und westlich von Wulkau vorhanden. Die Teilgebiete westlich der Elbe um Rosenhof sind einerseits durch tonige Bodenschichten über Sand, andererseits durch sandige Böden (Sand/grandiger Sand oder schwach toniger Sand auf Sand bis sandigem Lehm) gekennzeichnet. Die Einheiten sind bei etwa gleichen Flächenanteilen eng miteinander verzahnt. Im gesamten Gebiet Rogätz liegt Ton oder Lehm in z. T. dünner Lage auf Sand, Flachmoor oder Geschiebemergel. Größere Materialien, toniger Sand bis Lehm im Wechsel mit Sand prägen die unmittelbare Umgebung von Heinrichsberg und eine inselartige Fläche in der Mitte des südlichen Teilbereiches. Humoser Ton z. T. auf Sand erstreckt sich über den Rest der Fläche.

2.7 Böden

Zu den Böden, die eine wichtige Standortkomponente für die Zönosen darstellen, liegen Untersuchungen von EISENMANN (2002) und ALTERMANN et al. (2001) vor. Insgesamt ist eine große Bandbreite von Bodentypen vorhanden, die neben verschiedenartigen Standortbedingungen eine unterschiedliche Reife aufweisen. Am Elbstrom sind in Bereichen, die durch Sedimentations- und Erosionsprozesse geprägt sind, Lockersyroseme meist aus Sand und seltener lehmigen Substraten häufig. Bei länger andauernden Bodenbildungsprozessen entstehen Regosole, die im Raum Sandau ausschließlich als sandige Böden auftreten, während im Raum Rogätz Regosole aus Lehm vorkommen. Zu den jungen Auenböden gehören ebenfalls die Paternien, die auf sandigem Substrat vor allem im Raum Sandau im Übergang zu Gleyen vorkommen. Schreitet die Verbraunung der Böden fort, werden sie als Vega bezeichnet (SCHACHTSCHABEL et al. 1989). Letztgenannten Böden sind auf allen Substraten im Untersuchungsgebiet häufig.

Vielfach sind durch die Grundwasser- und Überflutungseinflüsse semiterrestrische Böden entstanden, die auf vielen Flächen als durch Grundwasser geprägte Gleye anzusprechen sind. Im Gegensatz dazu sind Pseudogleye seltener, die durch einen Wechsel zwischen Staunässe und Austrocknung entstehen. Die Differenzierung der Gleye erfolgt nach dem mittleren Grundwasserstand. Schwankt dieser im Bereich von etwa 40 bis 80 cm unter Flur, spricht man von Auen-gleyen, während er in Naßgleyen oberhalb von 40 cm liegt (SCHACHTSCHABEL et al. 1989). In höher gelegenen Bereichen hat auf sandigen Standorten im Raum Sandau eine Podsolierung eingesetzt, wodurch Podsol-Regosole oder Podsol-Braunerden entstanden sind.

Werden die Bodenzusammensetzungen der beiden Projektgebiete verglichen, so zeigt sich ein Unterschied, der auf die hydrologischen Bedingungen hinweist. Im Raum Rogätz dominieren Vega und Gley-Vega-Bodengesellschaften, während in Sandau Vega-Gley und Gley-Vega-Bodengesellschaften dominieren. Hier ist der Grundwassereinfluss deutlich stärker. Im Gegensatz dazu tritt in der Bodenbildung die stauwasserbedingte Pseudovergleyung häufiger im Rogätzer Raum auf. Diese Standorte sind häufig bewaldet. Anthropogen stark beeinflusst sind die Böden an der Ohremündung, da hier Tonabbau für die Ziegelherstellung erfolgte sowie im Bereich der Tonabgrabungen von Havelberg, die meist als Regosol auf Kipplehm anzusprechen sind. Sie fallen aufgrund des Bodenabbaus durch ihre geringe Höhenlage im Gelände auf. Im Sandauer Untersuchungsgebiet besitzt die Gruppe der Regosole, Gley-Regosole und Regosol-Gleye gegenüber Rogätz einen höheren Anteil, was am Vorkommen von Talsanden liegt. Jüngere Flussablagerungen haben in Stromnähe zur Bildung von Paternien geführt, die ausschließlich im Teilgebiet Sandau vorkommen. Nassgleye, Gleye und Auengleye sind nach ALTERMANN et al. (2001) meist auf die Altwasserverläufe und Auenkolke beschränkt.

Werden die Verteilungen der Bodenarten in den beiden Teilgebieten betrachtet, so zeigt sich eine deutliche Differenzierung. Im Rogätzer Raum dominieren Lehm- und Tonböden, letztgenannte Bodenart auch über tiefem Sand. Im Teilgebiet Sandau sind Sand und Bändersand die vorherrschenden Bodenarten. In beiden Teilgebieten sind allerdings fast die gesamten Spektren der Bodenarten vorhanden. In Bezug auf die Nutzung der unterschiedlichen Böden zeigt sich, dass diejenigen Böden mit den höchsten Tonanteilen und geringsten Sandanteilen meist forstlich genutzt werden (EISENMANN 2002). Beim Grünland sind es dagegen die höchsten Sand- und geringsten Tongehalten. Ackerstandorte nehmen eine Mittelstellung ein. In Bezug auf die Lage zum Deich fand EISENMANN (2002) ebenfalls einen Unterschied zwischen den Sand- und Tongehalten. Während binnendeichs höhere Tongehalte in den Böden vorkommen, tritt außendeichs der Sandgehalt stärker hervor. Insgesamt zeigen die Böden ein sehr heterogenes Bild, was in Form von Schrägschichtungen unterschiedlicher Substrate oder im Auftreten von Sandlinsen in beiden Untersuchungsgebieten deutlich wird.

2.8 Hydrologie

Die Hydrologie der Auen ist von den im Jahresverlauf schwankenden Wasserstandsentwicklungen des Flusses bestimmt, die wiederum von den klimatischen und geomorphologischen Bedingungen des Einzugsgebietes abhängen. In naturnahen Auen wie derjenigen der Elbe zeichnet sich dieser Jahresverlauf durch eine sehr hohe Dynamik aus, die durch Regenfälle und Schneeschmelze vor allem im Riesengebirge gesteuert wird. Innerhalb der mitteleuropäischen Ströme gehört die Elbe zum ‚Regen-Schnee-Typ‘ (IKSE 1994).

Hydrologie des Oberflächenwassers

Die Hochwassermaxima sind in der Regel zu Beginn des Winters im Dezember oder in der ersten Hälfte des Januars und zur Zeit der Schneeschmelze im März bis April zu verzeichnen. Diese regelmäßigen Frühjahrshochwässer klingen dann zum Sommer hin ab, wobei die Wasserstände im Spätsommer (August bis September) ihren Tiefstand erreichen. Unabhängig davon sind Hochwässer zu jeder Zeit möglich und hängen vom Witterungsverlauf ab. Großflächige Überschwemmungen, wie sie durch das Hochwasser vom August 2002 hervorgerufen wurden, sind die sehr seltene Ausnahme. Die Abbildung 5 verdeutlicht einerseits die hydrologische Charakteristik der Elbe mit ihrem langfristigen Monatsmittel der Abflussmenge und zeigt andererseits die Abflussentwicklung von 1998 bis 2000. Auffallend ist das Herbsthochwasser im Jahre 1998 mit außergewöhnlich starken Abflussmengen. Während das Frühjahrshochwasser 1998 im Bereich des langjährigen Monatsmittels liegt, erreichen die beiden Frühjahrshochwasserperioden 1999 und 2000 eine Abflussmenge, die zwischen den Ereignissen eines 5-jährigen (HQ5) und 10-jährigen (HQ10) Hochwassers liegt. Besonders im Jahre 2000 sinkt der Wasserpegel danach außergewöhnlich schnell ab. Die Sommersituation 1999 und 2000 ist von überdurchschnittlich niedrigen Wasserständen geprägt.

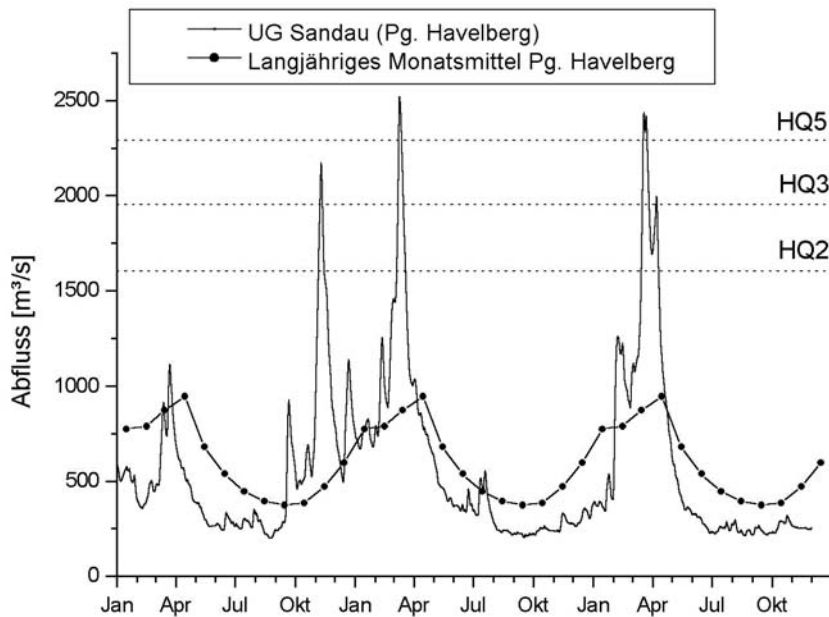


Abbildung 5: Abflüsse am Pegel Havelberg in den Jahren 1998 bis 2000 (aus ALTERMANN et al. 2001)

Hydrologie des Grundwassers

Aufgrund der in der Elbaue häufig vorkommenden wasserleitenden Bodenschichten kommt es im Untersuchungsgebiet zu einer engen Anbindung zwischen Fluss- und Grundwasser, wobei die Wasserstände der Elbe der bestimmende Faktor sind. Ihre Schwankungen wirken sich mit zunehmendem Abstand zur Elbe in abnehmendem Maße auf die Grundwasserstandsentwicklung aus. Neben der Veränderung der Dynamik tritt eine zeitliche Verzögerung mit zunehmendem Abstand ein. Während sie im Vorland nur wenige Tage beträgt, kann die Verzögerung in der deichferneren Altaue bis zu drei Wochen betragen (LEYER 2002). Die Höhenlinien des Grundwasserhorizontes verlaufen in Mittelwasserlagen im Raum Sandau parallel zur Havel und steigen nach Südwesten allmählich an. Bei Hochwasserlagen verlaufen die Höhenlinien parallel zur Elbe und fallen nach Osten und Westen ab (MÖBER 2001). Während die Fließrichtung bei Hochwasser der Elbe vom Fluss weg führt, kehrt sie sich bei Mittel- oder Niedrigwasserständen um. Das Auftreten von Qualmwasser bei Hochwasserereignissen liegt an den gespannten Verhältnissen des Grundwassers (der Druck des Aquifer liegt über dem Atmosphärendruck), dass nur in durchlässigen Bereichen der Deckschicht einen Wasseraustritt zulässt. In den Untersuchungsgebieten führen Qualmwasseraustritte teilweise zu Beeinträchtigungen der Landwirtschaft. In den Jahren 1999 und 2000 wurden Schäden auf Ackerflächen nördlich des Sandauer Waldes beobachtet.

2.9 Landschaftsgeschichte

Seit prähistorischen Zeiten wurden die Flussauen Mitteleuropas besiedelt. Das Elbe-Havel-Gebiet nutzten schon seit der Mittelsteinzeit (ca. 8000 bis 4000 v. u. Z.) Gruppen von Jägern, Fischern und Sammlern (ELLMANN 1995). Jedoch erst seit dem 11. Jahrhundert wird von Erdwällen zur Eindeichung berichtet (JÄHRLING 1993). Diese, zuerst als Einzelpolder von Holländischen Siedlern gebauten Ringdeiche dienten dem Schutz einzelner Siedlungen. Damit beginnen stärkere Eingriffe in den Auenraum, die bis zum heutigen Tag einerseits den Flusslauf fixierten, andererseits immer intensivere Nutzungsformen der Aue ermöglichten. Wurden zuerst nur kleinere Abschnitte eingedeicht oder Ringdeiche gebaut, kam es im 17. und 18. Jahrhundert zu einer durchgehenden Eindeichung der Aue. Durch die inzwischen starke Reduktion der Retentionsflächen der Elbe kam es zu einem immer stärkeren Anstieg der Hochwasserscheitel, die wiederum eine Sicherung und

Verstärkung von Deichen erforderten. Nutzungsänderungen wie Bebauung und Waldrodung in den Wassereinzugsgebieten verstärkten durch den beschleunigten Ablauf von Oberflächenwasser diesen Effekt, der bis in die heutige Zeit andauert. Neben dem Deichbau spielte die Fixierung des Flusslaufes durch den Bühnenbau seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts eine tragende Rolle für die heutige Ausgestaltung des Stromes. Bedingt durch den 2. Weltkrieg und die ökonomischen Probleme der DDR gingen die Ausbauschritte jedoch im Gegensatz zu anderen Strömen nicht darüber hinaus. Es kam vielmehr zu einer Vernachlässigung von Instandhaltungsarbeiten, die erst nach der sogenannten Wende von 1989 wieder aufgenommen wurden (JÄHRLING 1994).

Ausgehend von der natürlichen Vegetation der Aue, die zum großen Teil aus Weiden- und Eichenwäldern bestanden hat (MÜLLER 1935, MATHEWS 1997), spielte mit fortschreitender Besiedlung nach einer Zeit der Waldweidenutzung die Grünland- und Ackernutzung eine immer größere Rolle. Die Ackernutzung konnte unter anderem dadurch ausgedehnt werden, dass dem Fluss durch Eindeichungen immer mehr flutsichere Flächen abgerungen wurden. Im Bereich der Mittleren Elbe fand MATHEWS (1997) anhand von Pollenuntersuchungen, dass die Auwälder seit dem Mittelalter zunächst nur sukzessive zurückgedrängt wurden, während die großen Rodungen im übrigen Bereich des heutigen Deutschland bis ins 12. Jahrhundert stattfanden (RINGLER 1987). Bis heute sind die Auwälder allerdings bis auf wenige Reste verschwunden.

In der Landwirtschaft kam es im Laufe der Zeit zu einer Intensivierung, die in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts ihren Höhepunkt erreichte. Zusammen mit der Möglichkeit mineralischer Düngung und verbesserten Pflanzenschutzmöglichkeiten erfolgte eine Ausdehnung des Ackerbaus in der überflutungssicheren eingedeichten Aue. In der rezenten Aue stellt der Ackerbau die Ausnahme dar und wird nur auf höher gelegenen Bereichen ausgeübt. Die rezente Aue wird von Grünlandnutzung dominiert. Neben der landwirtschaftlichen Nutzung stellte die Aue seit langem ein Rohstoffreservoir dar. Bedingt durch die fließgeschwindigkeitsabhängige Sedimentation unterschiedlicher Korngrößen des Geschiebes hat in verschiedenen Bereichen der Aue, je nach der jeweiligen Flussmorphologie eine Fraktionierung von Ton, Sand und Kies stattgefunden, die verschiedentlich abgebaut wurde. Durch die mit dem Deichbau einhergehende Hochwassersicherheit gewann die Aue als Siedlungsraum und später als Industriestandort zunehmend an Attraktivität.

2.10 Potenzielle natürliche Vegetation

Die potenzielle natürliche Vegetation (PNV) definiert TÜXEN (1956) als das Artengefüge, das sich unter den gegenwärtigen, anthropogen geprägten Umwelt- und Standortbedingungen ausbilden würde, wenn der Mensch überhaupt nicht mehr eingreifen würde und die Vegetation Zeit fände, sich bis zu ihrem Endzustand – meist einer Waldgesellschaft – zu entwickeln. Sie ist zu unterscheiden von der Vegetation der Urlandschaft vor dem Eingreifen des Menschen, bzw. von der Vegetation, die ohne anthropogene Einflüsse bis heute daraus hervorgegangen wäre. Die Entwicklungspotenziale bei langfristiger, unbeeinflusster Sukzession werden nicht berücksichtigt. Eine Darstellung der potenziellen natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt wurde durch das LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2000) erarbeitet, Hinweise ergeben sich auch bei MATHEWS (1997).

Nur Teile der derzeitigen Vegetation entsprechen der PNV. Die Uferbereiche wären demnach mit annuellen Zweizahnfluren (*Chenopodium rubri*) oder Übergangsgesellschaften zu den Flutrasen (*Potentillion anserinae*) bewachsen, die im Wechsel mit Weidenbüschen (*Salicetum triandrae*) vorkämen. Allerdings wäre in der PNV ohne Gewässerinstandhaltung der Gehölzanteil höher als der derzeitige. Am Rande der Flüsse wären schmale Röhrichsäume (*Phragmition australis*) und Schleiergesellschaften (*Senecion fluviatilis*) auf erosionsbedingten Sukzessionsstandorten zu erwarten. Je nach Nährstoffreichtum würden sich in Altarmen, Kolken und Tümpeln unterschiedliche Schwimmblattgesellschaften (*Lemnetea*, *Potamogetonetea*) und in deren Saumbereichen Röhrichte (*Phragmition australis*) ausbilden. In höher gelegenen Uferbereichen mit noch langen Überflutungsperioden entspricht der Silberweidenauwald (*Salicetum albae*) der PNV, der noch

fragmentarisch im Gebiet vorhanden ist. Selten im Jahr überschwemmte Flächen sind die typischen Standorte der Hartholzaue, die hauptsächlich als Eichen-Ulmen-Hartholzauwald (*Quercus-Ulmetum minoris*) vorhanden wäre. Auf hoch gelegenen Sandflächen und ehemaligen Dünen, die nur nach langen Zeiträumen überflutet würden, wären Eichen-Ulmenwälder mit Hainbuchen und anderen Baumarten (*Quercus-Ulmetum* im Übergang zum *Stellario-Carpinetum*) oder in den höchsten sandigen Bereichen Straußgras-Eichenwälder (*Agrostido-Quercetum*) Teil der Vegetation. Möglicherweise könnte hier *Pinus sylvestris* einzelne natürliche Rückzugsorte aufweisen (KRAUSCH 1962, MATHEWS 1997).

Binnendeichflächen unterscheiden sich in ihren Standortparametern deutlich von den durch Überflutung beeinflussten Flächen. Offene Gewässer wären ebenfalls von Schwimmblattvegetation (*Lemnetea*, *Potamogetonetea*) mit Uferröhrichten (*Phragmites australis*) besiedelt. In verlandeten, binnendeichs gelegenen Stillgewässern, Altarmen oder Flutrinnen sind Erlen-Eschenwälder (*Alno-Ulmetum* oder *Pado-Fraxinetum*) zu erwarten. Unter anderem das Mühlenholz bei Havelberg mit angrenzenden teils vernässten Flächen sowie Bereiche um Sandau sind so einzustufen. Der Rogätzer Hang stellt eine Besonderheit dar. Hier wären Bacherlen-Eschenwälder (*Pado-Fraxinetum*) und Erlensumpfwälder (*Cardamino-Alnetum*) auf Quellstandorten vorhanden. Teile der derzeitigen Vegetation entsprechen der PNV.

Die derzeit ausgedehnten Ackerflächen werden als Wuchsorte Eschen-Stieleichen-Hainbuchenwäldern (*Stellario-Carpinetum*) angesehen, einer aus der Hartholzaue durch Eindeichung hervorgehenden Waldgesellschaft. Aufgrund von Ergebnissen der jüngeren Zeit ist die Rolle, die *Fagus sylvatica* in derartigen Beständen spielen kann, neu zu überdenken (vgl. HÄRDTLE et al. 1996b, SCHMIDT 2000). Diese Wälder, die im Sinne der Arbeit des LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2000) weiterhin als Eichen-Hainbuchenwälder betrachtet werden sollen, stellen den größten Flächenanteil des Untersuchungsgebietes. Die grundwassernahen, meist sandigen Standorte des Sandauer Waldes sind als Wuchsorte eines Pfeifengras-Birken-Eichenwaldes (*Molinio-Quercetum*) anzusprechen. Kleinflächig entspricht die heute vorhandene Vegetation damit der PNV. Die höher gelegenen, ärmsten Sandstandorte des Sandauer Waldes und der Bereiche westlich von Wulkau wären mit einem nährstoff- und basenarmen Straußgras-Eichenwald (*Agrostido-Quercetum*) bestanden.

Teil A: Bestandserfassung und Auswertung

3 Einleitung

Die Beschreibung von Landschaften und Regionen ist auf verschiedenen Ebenen räumlicher Auflösung möglich. Auf Basis großräumiger Analysen lassen sich beispielsweise Nutzungsräume, übergeordnete Vegetationsformationen oder Biome (globale Vegetationszonen) abgrenzen. (z. B. PRENTICE et al. 1992, LENIHAN & NIELSON 1993). Im Rahmen der Fernerkundung werden hierbei oftmals Satellitenbildern genutzt (z. B. BARUTH 1998, APAN et al. 2002). Mit unterschiedlichen Maßstäben ist eine Biotoptypenerfassung möglich, die sowohl auf Basis von Satellitenbildern als auch mit Hilfe von Schwarzweiß- oder Color-Infrarot-(CIR)-Luftbildern durchgeführt werden kann. Die Biotoptypenebene kann entweder Nutzungsansprüche an die Landschaft oder Vegetationsformationen bzw. großräumige faunistische Habitate als Schwerpunkt besitzen, eignet sich jedoch nicht für eine detailliertere Erfassung in Gegenden, die sich durch eine hohe Diversität von Vegetationseinheiten auszeichnen (DULLINGER et al. 2001). Da bei der Fernerkundung Interpretationsschwierigkeiten zu Fehleinschätzungen führen können (KALLIOLA & SYRJÄNEN 1991), ist die Absicherung der Ergebnisse auf eine zumindest stichpunktartige Überprüfung im Gelände angewiesen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995). Obligatorisch ist die Geländearbeit in der Regel für detaillierte Biotoptypenerfassungen und vegetationskundliche Arbeiten, die meist in höher auflösenden Maßstäben durchgeführt werden (vgl. DIERSSEN 1990, DIERSCHKE 1994). In schwierigen Geländesituationen jedoch, wie in unzugänglichen Regionen der Gebirge ist die Kombination aus Geländedaten und Extrapolation mit Hilfe von Fernerkundungsdaten und Digitalen Höhenmodellen unverzichtbar (vgl. KÜHNEN & MEURER 1993, WYATT 2000, HÖRSCH 2003).

Gliederungen der Landschaft im Rahmen flächendeckender Erfassungen erfolgen teils willkürlich, denn beispielsweise die Vegetation kann auch als Kontinuum aufgefasst werden (z. B. AUSTIN & SMITH 1989). Die Pflanzensoziologie versucht, die Vegetation, wie sie im Gelände vorgefunden wird, als einzelne, abgegrenzte Gesellschaften zu erfassen und zu typisieren. Dafür spricht nach BRAUN-BLANQUET (1964), dass in ökologisch abwechslungsreichen Gebieten oftmals scharfe Vegetationsgrenzen zu beobachten sind und manche aneinander angrenzenden Pflanzengesellschaften keine gemeinsamen Arten aufweisen. Andere Autoren sehen die Grenzen als mehr oder minder weich an (GREEN & HARTLEY 2000). Sie akzeptieren die pragmatische Klassifikation der Landschaft, geben jedoch zu bedenken, dass zwischen derartigen Einheiten ein Bereich der Unschärfe vorhanden ist. Eine flächendeckende Landschaftscharakterisierung kann jedoch auf Abgrenzungen nicht verzichten. Je nach Maßstab wird mehr oder minder stark generalisiert. Grenzen beispielsweise zwischen Grünland und Gehölzen stellen eine solche Generalisierungen dar, die einen Übergangsbereich (Saum) ignorieren. Noch stärker generalisierend ist die Grenzziehung zwischen Grünland feuchter und frischer Standorte, dessen Übergangsbereich oft wenig eindeutig ist. Während nach BONHAM-CARTER (1996) klar getrennte Bereiche als ‚natural spatial objects‘ bezeichnet werden, werden dem ‚imposed spatial objects‘ gegenüber gestellt.

Ein Landschaftsraum lässt sich als flächendeckendes Mosaik unterschiedlicher Biotoptypen erfassen. Als Biotoptypen werden Lebensräume einer Biozönose bezeichnet, die eine bestimmte Mindestgröße aufweisen und von einheitlicher, von ihrer Umgebung abgrenzbarer Beschaffenheit sind (BLAB 1993). DRACHENFELS (1994) ergänzt, dass Biotope vegetationstypologisch und/oder landschaftsökologisch definierte, im Gelände wiedererkennbare Landschaftsausschnitte darstellen. Für die Typisierung von Biotopen existieren zahlreiche Listen, die innerhalb der BRD größtenteils bundeslandbezogen herausgegeben werden (z. B. PETERSON & LANGNER 1992, DRACHENFELS 1994, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1995).

Bei Biotoptypeneinteilungen werden oftmals vegetationskundliche, landschaftsbezogene und Nutzungsebenen vermischt. Diese stärker aggregierte Ebene bietet allerdings in Modellen gegenüber der Vegetation den Vorteil, dass mit grundsätzlicheren Zusammenhängen zur Nutzung und Standortökologie gearbeitet werden kann, während für Vegetationserfassungen z. B. das Verhalten charakteristischer Pflanzenarten berücksichtigt werden muss. Die Wahl zwischen aggregierten

gierten Ebenen oder derjenigen einzelner Arten hängt von der Zielsetzung der Arbeiten ab: ob es um eine Darstellung und Beurteilung von Landschaftsausschnitten geht oder eher um die von Arten besiedelten ökologischen Nischen.

Bei verschiedenen Standortbedingungen und unterschiedlichen Nutzungen bilden sich spezifische Biotoptypen oder Pflanzengesellschaften aus. Dies wird genutzt, vom Biotoptyp auf Nutzung und Standortbedingungen zu schließen. Gleiches gilt für die differenziertere Ebene der Pflanzengesellschaften und für einzelne Arten (vgl. SCHOLZ et al. 2001). Die Analyse von Arten und Gemeinschaften auf ihr bioindikatorisches Potenzial zeigt ihre mehr oder minder enge, statistisch beschreibbare Bindung an spezielle Standortbedingungen. Nach SCHUBERT (1991) zeigt sich Bioindikation in ‚Organismen oder Organismengemeinschaften, deren Lebensfunktion sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, dass sie als Zeiger dafür verwendet werden können‘. Dies stellt eine Grundlage dar für die Prognose der Landschaftsentwicklung auf der Basis sich verändernder Standortbedingungen. Mit den Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1991), die für Pflanzen die Einflussfaktoren Licht, Nährstoffe, Feuchte und Basengehalt berücksichtigten und von BRIEMLE und ELLENBERG (1994) um die Mahdoleranz für Grünlandarten erweitert worden sind, wurde versucht, ein einfaches bioindikatorisches System für Pflanzen zu entwickeln. Für die spezifischen Verhältnisse in der Aue reicht dieses System jedoch nicht aus. Hier müssen insbesondere in Bezug auf die hydrologischen Daten nähere Informationen zur Auswertung verwendet werden.

Innerhalb von Auen sind die hydrologischen Bedingungen neben der Nutzung und den Bodenverhältnissen ein entscheidender Standortfaktor (WARD et al. 1999, BLANCH et al. 1999). Während Daten der Überflutungshydrologie für naturnahe Auen ein angemessenes System zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Pflanzenwelt darstellen, gilt dies beispielsweise nicht für stark regulierte Flüssen mit geringen Wasserstandsschwankungen (ROBERTS & LUDWIG 1991). MERRIT und COOPER (2000) identifizierten innerhalb einer naturnahen Aue die hydrologischen Prozesse als verantwortliche Faktoren für die Ausprägung der Vegetation. In einer Aue eines regulierten Flusses bestimmten dagegen nach den Ergebnissen der selben Untersuchung vor allem die Bodenfaktoren die Vegetationsausprägung. Mit der Bedeutung der Hydrodynamik für die Erhaltung der autotypischen Vegetation beschäftigen sich beispielsweise HÜGIN und HENRICHFREISE (1992), BAUMGÄRTEL und ZEHEM (1999), HENRICHFREISE (2000) sowie LEYER (2002). Ein Zulassen der Flussdynamik führte beispielsweise im Zuge ökologischer Flutungen von Rheinpoldern zu einem raschen Wandel in der Vegetation (PFARR & STAEBER 1998). Für hochwasserbedingte Vegetationsveränderungen geben SEIBERT (1969) und DIERSCHKE (1984) einen Anstieg der Artenzahlen an. HÜGIN und HENRICHFREISE (1992) zeigten, dass beim Ausbleiben von Überflutungen infolge von Hochwasserschutzmaßnahmen ebenfalls ein rascher Wandel der Vegetation eingeleitet wird. Die Biotoptypeneinstufung kann jedoch in derartigen Fällen gleich sein. Vegetationsuntersuchungen stellen somit eine wichtige Konkretisierung der Biotoptypenebene dar, weil die Vegetation ein viel empfindlicherer Indikator auf Veränderungen ist.

Als Vegetation wird die Summe der Vergesellschaftungen von Pflanzen eines Gebietes, unter Pflanzengesellschaften werden regelhafte, typisierbare Vergesellschaftungen von Pflanzen verstanden, die sich untereinander durch das Vorkommen bestimmter Arten unterscheiden (DIERSCHKE 1994). Die Pflanzensoziologie als Wissenschaft zur Beschreibung und Klassifizierung von Pflanzengesellschaften, die maßgeblich von BRAUN-BLANQUET (1964) geprägt wurde, wird heute von zahlreichen Autoren in Mitteleuropa vertreten (z. B. DIERSSEN 1990, WILMANN 1993, DIERSCHKE 1994). Während die Pflanzensoziologie in ihrer Anfangszeit stark auf Intuition baute, worauf die Beschreibungen von Pflanzengesellschaften basierten, sind innerhalb der vergangenen Jahrzehnte verstärkt EDV-gestützte Ordinationsmethoden für eine numerische Klassifikation entwickelt worden (z. B. BRUELHEIDE & JANDT 1997, BRUELHEIDE & CHYTRY 2000). Derartige Methoden wurden für die Differenzierung des Datensatzes der vorliegenden Arbeit nicht verwendet, die sich an vorhandenen, in der Literatur veröffentlichten Einstufungen orientiert.

In den letzten Jahren wurden verstärkt vegetationsökologische Untersuchungen an der Mittleren Elbe und Havel unter anderem im Rahmen verschiedener Projekte des BMBF-Forschungsschwerpunktes Elbe-Ökologie (GRUBER & KOFALK 2001) durchgeführt. Hier sind beispielsweise BURKART

(1998), HELLWIG (2000), HEINKEN (2001), AMARELL und KLOTZ (2001), oder LEYER (2002) zu nennen. Ältere Arbeiten aus der Region (z. B. HUNDT 1958, HILBIG 1973, SCHUBERT 1974b) liefern wertvolle Vergleichsdaten, sind jedoch aufgrund von vielfältigen anthropogenen Standortbeeinflussungen der vergangenen Jahrzehnte nicht von aktueller Bedeutung. Ebenso sind Arbeiten vom Rhein (z. B. DISTER 1980, HÜGIN 1981, KRAUSE 1982, DISTER 1983, HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, HENRICHFREISE 1996) als Vergleich wichtig, können jedoch aufgrund der unterschiedlichen Hydrologie des Rheins und der stärker veränderten wasserbaulichen Situation weniger konkrete Daten für die Einschätzung von Biotoptypen und Vegetation an der Elbe liefern. Trotz des Vorhandenseins oben genannter Arbeiten konnte auf eigene Untersuchungen und Auswertungen zu Biotoptypen und Vegetationsaufnahmen nicht verzichtet werden.

Der Teil A dieser Arbeit basiert auf der Fragestellung, welche Standortbedingungen – die hier die menschliche Nutzung einschließen – für die Ausbildung bestimmter Biotoptypen verantwortlich ist. Die Standortdaten stehen von SCHWANENBERG et al. (2001), ALTERMANN et al. (2001) und EISENMANN (2002) zur Verfügung. Die Beantwortung dessen ist unabdingbare Voraussetzung für die Entwicklung des Modells für die Landschaftsprognose im Rückdeichungsfalle, die im Teil B der Arbeit erfolgt.

Teilziele dieses Teils der vorliegenden Arbeit sind:

1. Flächendeckende Beschreibung des Untersuchungsgebietes nach biotischem Inventar (Biotoptypen) und Standortökologie,
2. Beispielhafte Spezifizierung der erfassten Biotoptypen durch Vegetationsaufnahmen,
3. Identifizierung der autotypischen Elemente, Biotoptypen und Pflanzengesellschaften sowie Flora der Aue und Beurteilung der Naturnähe der erfassten Elbaue,
4. Identifizierung der Haupteinflussfaktoren der Standortökologie, die zur Ausprägung bestimmter Biotoptypen führen und Beurteilung, welche im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Modellierung geeignet sind,
5. dementsprechend standortökologische Charakterisierung der Biotoptypen als wichtige Elemente des Modellsystems,
6. Überprüfung der Daten der eigenen Untersuchung anhand von Daten anderer Arbeiten insbesondere im Bereich der Mittleren Elbe,

Im Folgenden wird die Grundlagenerfassung von Biotoptypen und Vegetation erläutert. Neben der pflanzensoziologischen Tabellenarbeit, die der Identifizierung der Pflanzengesellschaften dient, werden Vegetation und Biotoptypen nach den Standortfaktoren der Hydrologie und Bodenkunde analysiert. Die detaillierte Beschreibung der Vegetation sowie die Dokumentation der pflanzensoziologischen Tabellen erfolgt im Anhang.

4 Methoden

4.1 Bestandserfassung

4.1.1 Biotoptypenkartierung

Als Basis der Biotoptypenkartierung stand die CIR-Luftbildinterpretation vom Landesamt für Umweltschutz (LAU) Halle in digitaler Form zur Verfügung, die auf eine Befliegung in den Jahren 1992/93 zurückgeht. Aufgrund des Alters und aufgrund allgemeiner Probleme bei Luftbildinterpretationen war eine flächendeckende Neukartierung im Gelände unumgänglich (BAUFELD 2000). Die Codierung der Biotoptypen und Nutzungen richtet sich nach dem „Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypenkartierung und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt“ (PETERSON & LANGNER 1992). Die Codierung wird verkürzt im Anhang dargestellt.

Die Geländebegehungen wurden von April 1999 bis August 1999 durchgeführt. Als Ergebnis wurde die Biotoptypenkarte erstellt, die Grundlage für weitere Auswertungen war. Das Biotopinventar wurde innerhalb des BMBF-Projektes auf das Vorhandensein von besonders geschützten Biotopen (MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1998) oder Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie (SSYMANK et al. 1998) analysiert, denen bei der Entwicklung eines Leitbildes eine besondere Rolle zukommt (BAUFELD et al. 2001).

4.1.2 Vegetationserfassung

Die Vegetationseinheiten wurden zur Konkretisierung der Biotoptypen und zur Darstellung ihrer Vielfalt nach dem Prinzip von BRAUN-BLANQUET (1964) mittels repräsentativer pflanzensoziologischer Aufnahmen erhoben. Die Erfassung der Flora und Vegetation des Untersuchungsgebietes erfolgte während mehrtägiger Begehungstermine von Mai bis August 1999 sowie von Mai bis August 2000. Im Jahre 1999 wurden 117 und im Jahre 2000 weitere 39 Vegetationsaufnahmen angefertigt. Für den Bereich Dornwerder nordwestlich von Sandau wurden durch das RIVA-Projekt des UFZ Leipzig Halle zusätzlich 44 Vegetationsaufnahmen für die Auswertung zur Verfügung gestellt (schriftl. Mitt. AMARELL 1999). Im Bereich der Tongruben bei Havelberg konnten 9 Vegetationsaufnahmen von LEYER (2002) verwendet werden. Die Artmächtigkeit wurde nach dem bei WILMANN (1993) dargestellten Schema in einer Kombination von Abundanz und Deckungsgrad erfasst.

r	1 Individuum
+	2 bis 5 Individuen, unter 5% Deckungsgrad
1a	6 bis 50 Individuen, unter 5% Deckungsgrad
2m	mehr als 50 Individuen, unter 5% Deckungsgrad
2a	Individuenzahl beliebig, 5 bis 15% Deckungsgrad
2b	Individuenzahl beliebig, 16 bis 25% Deckungsgrad
3	Individuenzahl beliebig, 26 bis 50% Deckungsgrad
4	Individuenzahl beliebig, 51 bis 75% Deckungsgrad
5	Individuenzahl beliebig, über 75% Deckungsgrad
v	in unmittelbarer Nähe der Aufnahmefläche

Die Lage der einzelnen Aufnahmeflächen wurde nach subjektiver Einschätzung festgelegt. Berücksichtigt wurden Aspekte wie Repräsentativität und Homogenität der Fläche (DIERSCHKE 1994). Im Zusammenhang mit den bodenkundlichen Untersuchungsflächen erfolgte teilweise die Anlage von Transekten. Die Größe der Aufnahmeflächen und die Begehungszeitpunkte orientieren sich an den bei DIERSSEN (1990) und DIERSCHKE (1994) dargestellten Werten. Eine Auswahl von Aufnahmepunkten anhand eines gleichmäßigen Rasters im Untersuchungsgebiet oder zufällig festgelegter Punkte wurde im Rahmen der Zielstellung der Arbeit nicht für notwendig erachtet.

Charakterisierung der Vegetation

Die Auswertung und Zuordnung der Aufnahmen erfolgte entsprechend des Vorkommens von beschriebenen Charakterarten der Assoziationen bzw. übergeordneter Einheiten nach OBERDORFER (1992a, 1992b, 1993a, 1993b und 1994), WILMANN (1993), POTT (1995), SCHUBERT et al. 1995) und (DIERSCHKE 1997) zurück. Neben diesen Werken wurden eine Reihe weiterer Arbeiten zur näheren Differenzierung verwendet, vor allem BURKART (1998), HELLWIG (2000), HEINKEN (2001) und LEYER (2002). Aufgrund des geringen Umfanges der erhobenen Daten für die jeweiligen Vegetationseinheiten ist eine Ausscheidung von Differenzialartengruppen nur in geringem Umfang möglich. Für die Artengruppen werden in den Tabellen folgende Abkürzungen verwendet:

d	Differentialarten
AC	Assoziationscharakterarten
VC	Verbandscharakterarten
OC	Ordnungscharakterarten
KC	Klassencharakterarten

Die zusammenfassende Darstellung von Stromtalpflanzenvorkommen innerhalb der Gesellschaften erfolgt in einer Stetigkeitstabelle, wobei das Vorkommen einer Art in Prozent der Aufnahmen berechnet wird. Folgende Stetigkeitsklassen werden verwendet.

r	in unter 5 % der Aufnahmen
+	in >5 - 10 % der Aufnahmen
I	in >10 - 20 % der Aufnahmen
II	in >20 - 40 % der Aufnahmen
III	in >40 - 60 % der Aufnahmen
IV	in >60 - 80 % der Aufnahmen
V	in >80 - 100 % der Aufnahmen

Differenzierung der pflanzensoziologischen Aufnahmen

Der gesamte Satz an Aufnahmen wurde vor der Tabellenarbeit bestimmten Vegetationsformationen zugeordnet. Die hier verwendeten Kriterien besitzen für den Umfang des hier verwendeten Datenmaterials und den Raum des Untersuchungsgebietes Gültigkeit. Einzelne Abweichungen bestehen beispielsweise zur Differenzierung bei HELLWIG (2000), HEINKEN (2001), LEYER (2002), deren Untersuchungsgebiete an der Mittleren Elbe lagen und bei BURKART (1998), der die Grünlandvegetation in der unteren Havelaue bearbeitet hat.

Bei der Differenzierung der Vegetationsaufnahmen erfolgt die Abtrennung der Wälder, Röhrichte und Großseggenesellschaften, Uferfluren, Wasserpflanzen- bzw. Wasserschwebbergesellschaften sowie der Ackerunkrautgesellschaften nach Zugehörigkeit zu den Biotoptypen. Von der verbleibenden Menge der Aufnahmen wurden die Saumgesellschaften und Nitrophytenfluren als solche ausgeschieden, bei denen offensichtlich keine Nutzung stattfindet, wobei nicht ausgeschlossen werden kann, dass einzelne Flächen zeitweise gemäht worden sind oder gemäht werden. Die Aufnahmen wurden auf Saum-, älteren Pionier- und Ruderalstandorten angelegt. Als Kriterium zur Differenzierung wurden Dominanzbestände (Deckungsgrad 4 und mehr) von *Rubus caesius*, *Urtica dioica* und *Elymus repens*, größere Vorkommen (Deckungsgrad 2a und mehr) von *Cirsium arvense*, *Pastinaca sativa* und *Chaerophyllum bulbosum* herangezogen.

Die Restmenge umfasst die Aufnahmen der derzeit oder ehemals regelmäßig genutzten Grünlandflächen im weiteren Sinne. Die Sandmagerrasen und bodensauren Magerrasen sind über folgende Differentialarten charakterisiert: *Corynephorus canescens*, *Carex arenaria*, *Cerastium semidecandrum*, *Armeria maritima* ssp. *elongata*, *Cerastium arvense* und *Festuca ovina* agg.. Es fehlen die charakteristischen Arten der Verbände Agropyro-Rumicion, Arrhenatherion und Cnidion.

Als Flutrasen lassen sich die Aufnahmen gruppieren, die folgenden Kriterien entsprechen: Positiv sind sie gekennzeichnet durch das deutliche Vorkommen von Arten des Verbandes Agropyro-

Rumicion. Gleichzeitig fehlen die charakteristischen Arten der Verbände Arrhenatherion und Cnidion sowie der Klassen Sedo-Scleranthetea und Festuco-Brometea. Das Fehlen von *Lolium perenne* wird in diesem Zusammenhang ebenfalls als ein Zuordnungskriterium gewertet.

Die verbleibenden Aufnahmen sind dem Grünland im engeren Sinne, das in der Klasse Molinio-Arrhenatheretea zusammengefasst ist, zugeordnet. Positiv sind die Aufnahmen gekennzeichnet durch das Vorhandensein von Arten der Verbände Cnidion und Arrhenatherion sowie durch Mehrfachnennungen innerhalb des Verbandes Cynosurion. Für einen Teil der Flächen ist eine Abwägung in Bezug auf das Artenspektrum notwendig, da sie Übergänge zu den Säumen, den Flutrasen oder den Magerrasen darstellen. Eine negative Charakterisierung erfolgt durch das Fehlen von o. g. Magerrasenarten bzw. durch das nur sporadische Vorhandensein von Flutrasenarten. Artenarme Flächen, die als Charakterarten überwiegend solche der Klasse Molinio-Arrhenatheretea beherbergten wurden ebenfalls hier zugeordnet.

Floristische Erfassung

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten folgt in der Regel WISSKIRCHEN und HAEUPLER (1998). Kryptogamen wurden nicht erfasst außer bei einer dominanten Beteiligung von Moosen am Gesellschaftsaufbau beispielsweise bei Silbergrasfluren. Verwendung fand hier FRAHM und FREY (1992). Der Begriff der „Arten“ wird in dieser Arbeit im gängigen, nicht korrekten Sinne gebraucht und umfasst die im Gelände unterscheidbaren Pflanzen. Streng genommen wäre der Begriff „Sippe“ geeigneter. Ähnlich, im Gelände meist schwer zu differenzierende Sippen wurden als Sammelarten (Aggregate) kartiert:

- *Achillea millefolium* agg.
- *Atriplex prostrata* agg.
- *Bromus hordeaceus* agg.
- *Festuca ovina* agg.
- *Festuca rubra* agg.
- *Galium mollugo* agg.
- *Galium verum* agg.
- *Leucanthemum vulgare* agg.
- *Myosotis scorpioides* agg.
- *Poa pratensis* agg.
- *Polygonum aviculare* agg.
- *Potentilla argentea* agg.
- *Ranunculus auricomus* agg.
- *Ribes rubrum* agg.
- *Rubus corylifolius* agg.
- *Rubus fruticosus* agg.
- *Taraxacum officinale* agg.
- *Agrostis stolonifera* agg.: In einigen Fällen war keine eindeutige Unterscheidung zwischen *Agrostis stolonifera* und *A. gigantea* möglich – dann wird von *Agrostis stolonifera* agg. gesprochen. Bei der Unterscheidung zwischen *Agrostis stolonifera* und *A. capillaris* wurden die Pflanzen nach Ähnlichkeit zugeordnet; möglich erscheint ein Auftreten von Bastarden als *Agrostis x intermedia* (vgl. ROTHMALER 1990).
- *Carex praecox*: Der Umgang mit dieser Art wird wie bei WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) gehandhabt, die darauf hinweisen, dass die Trennung zwischen *C. praecox* und *C. curvata* nicht eindeutig ist.
- *Populus nigra*: Schwer zu beurteilen sind die natürlich aufgewachsenen Pappeln, die neben zahlreichen offensichtlichen Pflanzungen von Hybridpappeln (*Populus x canadensis*) im Gebiet vorhanden sind (vgl. NATZKE 1999). Die im Gebiet vorhandenen Pappeln wurden nicht im einzelnen überprüft.

4.2 Grundlagen der Auswertung

4.2.1 Auswertungsraum der rezenten Aue

Die Tabelle 2 zeigt, welche Flächen in den verschiedenen Teilgebieten für die Auswertung mit den Nutzungs- und Standortdaten zur Verfügung standen. Dabei wurde in die Auswertung die terrestrischen Biotoptypen vom Elbufer bis zum Deich eingezogen.

Tabelle 2 Flächen der derzeitigen Überflutungsauere, die den Bestand definieren

Bereich	Auenfläche
Sandau Nord	287 ha
Sandau Süd	105 ha
Rosenhof Nord	65 ha
Rosenhof Süd	91 ha
Summe Teilraum Sandau	548 ha
Ohremündung	92 ha
Heinrichsberg Nord	178 ha
Heinrichsberg Süd	173 ha
Summe Teilraum Rogätz	443 ha
GESAMTSUMME	991 ha

Von der weiteren Auswertung ausgeschlossen werden nicht modellierbare Biotoptypen (siehe Kapitel 4.4.2). Für die Auswertung der Biotoptypen wird eine Differenzierung nur nach den ersten drei Buchstaben des Schlüssels von PETERSON und LANGNER (1992) vorgenommen.

4.2.2 Höhenmodell und hydrologische Daten

Das Höhenmodell

Mittels eines Höhenmodells kann die Geländesituation digital dargestellt werden. Bei einem rasterbasierten Ansatz wird jedem Pixel dabei eine Höhenlage zugewiesen, während bei einem vektorbasierten System Höhenlinien digitalisiert werden. Im BMBF-Forschungsprojekt wurden rasterbasierte digitale Höhenmodelle (DHM) für die Ermittlung der hydrologischen Daten beider Projektgebiete verwendet (SCHWANENBERG et al. 2001). Diese in vielen Bereichen auf den Topografischen Karten 1:10.000 beruhenden DHM sind teilweise ungenau und können kleinräumige Details im Gelände, wie beispielsweise Senken mit Flutrasen oder Kleingewässern, nur ungenügend darstellen (vgl. HAPE & PURPS 1999). Ergänzend wurden aus diesem Grund Geländehöhenmessungen mit differenziellen GPS-Empfängern (Global Positioning System) bzw. Nivelliergerät auf einem Großteil der pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen vorgenommen, bei denen vor allem die Grünlandaufnahmen und die Aufnahmen der Hartholzauere erfasst wurden. Dabei werden Genauigkeiten in der Höhe von etwa 2 bis 6 cm erzielt. Als Referenz wurde in beiden Projektgebieten das vorliegende Netz topografischer Punkte verwendet. Die Daten wurden im Teilprojekt ‚Strömungstechnik und Hydrologie‘ zur Bearbeitung und Korrektur der hydrologischen Modelldaten verwendet. In der vorliegenden Arbeit werden nur die aus dem DHM abgeleiteten hydrologischen Größen verwendet.

Oberflächenwasserhydrologie

Im Rahmen des BMBF-Projektes (Teilprojekt Strömungstechnik und Hydrologie) wurde zur Darstellung des oberflächlichen Wasserabflusses eine Simulation durchgeführt (zweidimensionale hydronumerische Modelle auf Basis der Flachwassergleichungen (2D-HN-Modelle, siehe SCHWANENBERG et al. 2001). Sie wurden unter anderem mit Strömungsmessungen für den IST-Zustand kalibriert und überprüft. Diese Modelle erlauben die Einschätzung der sich einstellenden Wasser-

dynamik bezüglich Wasserstand, -geschwindigkeit, Überflutungshäufigkeit und -dauer. Bei der Modellierung der unterschiedlichen Abflusssituationen der Elbe wurden nach Projektgebieten differenziert jeweils 18 verschiedene Abflusssituationen simuliert. Für sechs weitere Überflutungsperioden pro Jahr, auf die innerhalb vegetationskundlichen Teils des BMBF-Projektes zur Deichrückverlegung in Brandenburg (Projektgebiet Lenzen) Bezug genommen wird (HELLWIG 2000) wurden die Abflussdaten berechnet. Damit wurden insgesamt 24 Klassen unterschiedlicher Überflutungszeiträume bzw. Jährlichkeiten⁵⁾ gebildet (siehe Tabelle 3). Die unterschiedlichen Klassen bezeichnen diejenige Abflussmengen der Elbe, ab der eine bestimmte Flächeneinheit unter Wasser steht. Zu den Dauerlinien und den Abflüssen unterhalb des zweijährigen Hochwassers sind die Überflutungstage pro Jahr als Zeitraum angegeben, die auf der Zeitreihe der hydrologischen Daten von 1964 bis 1995 beruhen.

Tabelle 3 Abflussmengen und Überflutungsdauer für Biotoptypen in Sandau und Rogätz

Grundlage ist die Zeitreihe 1964 bis 1995

Abflusssituation	Abflussmenge Q [m ³ /s]		Klasse der Überflutungsdauer [d]	durchschnittliche Überflutungsdauer [d]
	Rogätz	Sandau		
mD20	291	298	292 - 365	329
mD30	337	342	256 - 291	274
-	361	366	239 - 255	247
mD40	390	394	219 - 238	229
-	425	431	198 - 218	209
mD50	451	458	183 - 197	190
mD60	533	536	146 - 182	164
-	552	557	139 - 145	143
-	602	616	120 - 138	130
mD70	630	648	110 - 119	115
-	736	753	86 - 109	98
mD80	794	811	73 - 85	80
-	1019	1009	45 - 72	59
mD90	1087	1069	37 - 44	41
1200er	1220	1197	1200er	-
1400er	1415	1377	1400er	-
HQ2	1705	1603	HQ2	-
MHQ	1776	1704	MHQ	-
HQ3	2029	1951	HQ3	-
HQ5	2393	2290	HQ5	-
HQ10	2795	2706	HQ10	-
HQ20	3154	3096	HQ20	-
HQ50	3563	3573	HQ50	-
HQ100	3844	3895	HQ100	-

Derartig differenzierte Flächenkarten standen für beide Untersuchungsgebiete zur Verfügung. Die Abflussmenge der Elbe, die jeweils bezogen auf die Teilräume von Sandau und Rogätz ein Synonym für die relative Geländehöhe gegenüber der Mittelwasserlinie der Elbe bildet, geht in die Datenauswertung ein. Da diese jedoch nicht anschaulich ist, werden in der Diskussion die Überflutungstage verwendet. In der Tabelle 3 ist die Beziehung zwischen den Abflussklassen und der Überflutungsdauer bzw. den Jährlichkeiten dargestellt. Weil die hydrologischen Daten in klassenzugeordneten Teilflächen vorliegen, müssen bei der Umrechnung der durchschnittlichen Abflussmenge der Biotoptypenstandorte in Überflutungstage die durchschnittlichen Überflutungstage (letzte Spalte der Tabelle 3) zugrunde gelegt werden. Das hat den Grund, da in jeder Klasse ein Teil Flächen vorhanden ist, die bereits bei kleineren als den Maximalabflüssen der

5) Als Jährlichkeiten werden solche Überflutungssituationen bezeichnet, die im Durchschnitt nur noch in mehrjährigen Abständen auftreten. Die Angabe eines durchschnittlichen jährlichen Überflutungszeitraums, den manche Autoren berechnen, ist hypothetischer Natur.

jeweiligen Klasse überfluteten Flächen unter Wasser steht und damit länger als die Mindestzahl der Tage. Für die Vegetationsaufnahmen entfällt diese Betrachtung, da hier mit den tatsächlichen Geländehöhen und für die Flächen relevanten Abflussmengen gerechnet wird.

Um die Vegetationseinheiten in Bezug auf die Hydrologie zusammen auswerten zu können, musste für die hydrologischen Daten von Sandau und Rogätz näherungsweise eine Skalenanpassung erfolgen. Da die unterschiedlichen Klassen der Überflutungsdauer in beiden Teilgebieten gleich gewählt wurden (siehe Tabelle 3), wurde dies über eine Regressionsanalyse zwischen den Abflusswerten der beiden Teilgebiete erreicht.

In der Abbildung 6 wurden die Werte der jeweiligen Abflussmengen in den unterschiedlichen Überflutungsklassen gegeneinander aufgetragen. Durch hinzufügen einer Trendlinie ist erkennbar, dass eine lineare Gleichung mit dem Bestimmtheitsmaß von 0,99 geeignet ist, diese Umrechnung zu gewährleisten.

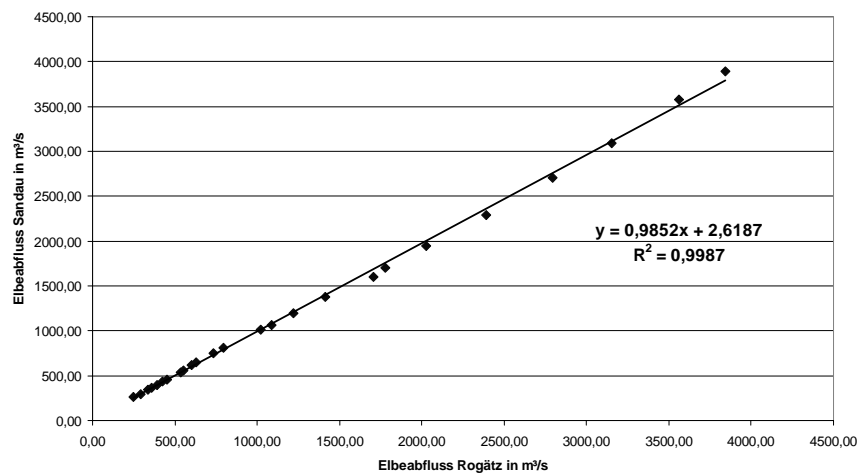


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen den Elbeabflusswerten der beiden Teilgebiete Sandau und Rogätz

Für die Berechnungen werden im ersten Schritt alle Werte für den Raum Sandau nach der angegebenen Formel umgerechnet. Die so gewonnenen Ergebnisse können dann für das Teilgebiet Rogätz zurückgerechnet werden:

$$x = 1,01502y - 2,65803.$$

Als hydrologische Kenndaten für Pflanzengesellschaften werden in der Literatur verschiedentlich die durchschnittlichen jährlichen Überflutungstage auch für Ereignisse angegeben, die mit geringerer als jährlicher Häufigkeit auftreten (z. B. HELLWIG 2000, LEYER 2002). Um die eigenen Daten mit derartigen Literaturangaben innerhalb der Diskussion vergleichen zu können, wurden die Überflutungstage aus dem mehrjährigen Zeitraum der Datengrundlage für alle Überflutungsklassen ausgerechnet und in eine Tabelle (Anhang, Tabelle 15) gestellt. Um von beliebigen, sich im Rahmen der Auswertung ergebenden Elbeabflussmengen auf die jeweiligen Überflutungstage rückschließen zu können, wurden mittels der Funktion ‚Variation‘ des Programms Excel® der Fa. MICROSOFT die entsprechenden Werte interpoliert. Die Funktion liefert Werte, die sich aus einem exponentiellen Trend ergeben.

Grundwasserhydrologie

Die Grundwassersimulation von Rogätz und Sandau wurden auf unterschiedlicher Basis realisiert. Zur Modellierung im Gebiet Rogätz kommt das bestehende zweidimensionale Modell des Instituts für Hydromechanik (IfH) der Universität Karlsruhe, das im Rahmen des BMBF-Projektes „Morphodynamik der Elbe“ entwickelt worden war, zur Anwendung (MOHRLOK & JIRKA 1999). Genaue

Informationen über die Grundwasserstände (durch die Installation von 10 Grundwasserpegeln) und die Deckschichtmächtigkeit standen hierfür im Mündungsdreieck zwischen Elbe und Ohre zur Verfügung. In den übrigen Bereichen wurde das gröbere Grundwassermessnetz der Staatlichen Umweltämter genutzt. Die Grundwassersimulation im Projektgebiet Sandau erfolgt über ein analytisches eindimensionales Modell der Aquifer-Fließgewässer-Interaktion (MÖBER 2001, BUREK 1999). Das Modell wurde anhand von 19 vorhandenen Grundwassermessstellen des Elb-Havel-Mündungsgebietes kalibriert.

Die unterschiedlichen, in den Projektgebieten benutzten, Grundwassermodelle reproduzieren die statistischen Kennwerte wie die Dezentile der Grundwasserstände mit einer ausreichenden Genauigkeit, berücksichtigen jedoch keine durch Überlagerung unterschiedlich grundwasserleitender Bodenschichten entstehenden gespannten Grundwasserverhältnisse, die besonders bei Hochwasserabflüssen in der Elbe im Grundwasserleiter auftreten können. Die Daten sind daher als Druckhöhen zu interpretieren, die sich nicht direkt auf die Vegetation auswirken müssen (MÖBER 2001, EISENMANN 2002) und aufgrund dessen weniger detailliert als beispielsweise die des Überflutungshydrologiemodells. Beide Grundwassermodelle beziehen neben dem DHM Daten der bodenkundlichen Untersuchungen ein.

In die Auswertung von Biotoptypen und Vegetation wurden als Daten der mittlere Grundwasserflurabstand sowie die langjährige mittlere Grundwasseramplitude einbezogen. Die Daten sowohl für die Grundwasserflurabstände als auch für die Grundwasseramplituden wurden als räumliche Daten in Klassen mit 25 cm-Abständen zur Verfügung gestellt. Mit diesen Kenngrößen wird einerseits ein Hinweis auf den Feuchtegrad des Standortes sowie eine Aussage zur Dynamik gegeben. Von anderen Autoren werden als Maß für die Grundwasserdynamik die Standardabweichung der Wasserganglinien verwendet (z. B. DAVIS et al. 1996, LEYER 2002).

Vereinfachung der Hydrologie

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) dient zur Variablenreduktion und dazu, neue, unkorrelierte Achsen zu finden, die dann inhaltlich interpretiert werden müssen. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens gibt WILDI (1986). Zur Analyse der Zusammenhänge zwischen unterschiedlichen hydrologischen Variablen, Elbeabfluss, mittlerer Grundwasserflurabstand und mittlere Grundwasseramplitude, wurde diese Methode mit dem Programm MVSP[®] der Fa. KOVACH COMPUTING SERVICES in der Version 3.12b durchgeführt. Hier wurden nur die kardinalen Parameter der Hydrologie einbezogen, da die bodenkundlichen Daten in Bezug auf die Verteilung der Biotoptypen auf die unterschiedlichen Bodengesellschaften eher zufälliger Natur sind (siehe Kap. 5.3.4). Die entstehenden Hauptkomponenten sind Linearkombinationen der ursprünglichen Variablen. Um Daten unterschiedlicher Skalen miteinander in Beziehung setzen zu können, muss die Variabilität der Daten über eine Standardisierung angepasst werden. Die drei vorhandenen Variablen werden auf zwei Achsen projiziert, die anteilig die Gesamtvariabilität des Datensatzes wiedergeben. Die Eigenwerte zeigen die Bedeutung der Achsen für die Variabilität.

Die grafische Darstellung der Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse erfolgt in der Regel als Punktdiagramm der Einzelpunkte. Da in die Auswertung in der vorliegenden Arbeit jedoch über 16.000 Flächen pro Teilgebiet einfließen, ist über die Punkthäufung keine Lage der Schwerpunkte mehr erkennbar. Dazu kommt, dass sich zahlreiche Werte überlagern, da die hydrologischen Daten als Klassenzugehörigkeit angegeben werden. Als Lösung wurden die Achsen der Hauptkomponentenanalyse verwendet, es wurden jedoch nicht sämtliche Einzelpunkte, sondern nur die Mittelwerte jeweils in X- und Y-Richtung aufgetragen. Um einen Eindruck der Streubreite der Werte zu erhalten, wurden in der Art von Fehlerbalken die jeweiligen Standardabweichungen dargestellt. Damit fällt die Darstellung wesentlich übersichtlicher aus. Die Information darüber, ob zwei oder mehr Schwerpunkte der Verteilung vorhanden sind oder ob eine im Raum diagonale Schwerpunktlinie vorhanden ist, wird nicht geliefert.

Für Daten, die aus der Hauptkomponentenanalyse einen Zusammenhang erkennen ließen, Elbeabflussmenge und mittlerer Grundwasserflurabstand, wurde eine Regressionsanalyse durchgeführt, um Korrelationen zwischen diesen zu klären. Für die Regressionsanalysen wurde das Pro-

gramm Excel® der Fa. MICROSOFT verwendet. Neben dem Plot der Daten werden die Funktionsgleichung und das Bestimmtheitsmaß als Quadrat des Korrelationskoeffizienten genannt.

4.2.3 Bodenkundliche Daten

Von den bodenkundlichen Arbeitsgruppen innerhalb des BMBF-Projektes lagen flächendeckende Angaben zu den Bodengesellschaften vor. Diese beruht einerseits auf vorhandenen Materialien (geologische Karten 1:25.000, Karten der Bodenschätzung 1:10.000, Karten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung 1:25.000 und 1:100.000 sowie Karten der Forstlichen Standortserkundung 1:10.000). Andererseits wurden Bohrstockeinschläge und Bodenschürfe vorgenommen (ALTERMANN et al. 2001). Bei den Profilaufnahmen erfolgte eine Ansprache der Böden auf niedrigem bodensystematischen Niveau (Bodenvarietät und Substrat-subtyp). Bedingt durch den Elbeinfluss liegt meist ein kleinflächiger Bodenwechsel vor. Bei der Erstellung von Bodenkarten kam es mit der Ausweisung von Bodengesellschaften zu einer Aggregation. Dabei wurden die Leitbodenformen eines höheren systematischen Niveaus (Bodensubtyp und Substrattyp) herangezogen (ALTERMANN et al. 2001). Die Abkürzungen der Bodengesellschaften sind im Anhang wiedergegeben. Zur ergänzenden Charakterisierung der Böden wurden beispielhaft bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen von EISENMANN (2002) durchgeführt.

Für die beiden Untersuchungsgebiete ergeben sich gravierende Unterschiede bezüglich Anzahl und Flächengröße der jeweils vorkommenden Bodengesellschaften. Im Raum Sandau (siehe Tabelle 4) sind Lockersyroseme (OL:s) nur mit zwei Teilflächen auf wenigen Quadratmetern erfasst. Ebenfalls kleinflächig mit verhältnismäßig geringer Flächenanzahl sind die Bodengesellschaften ‚Vega-Gley Gley-Vega aus flachem Lehm über Sand‘ (AB-GG:l/s), ‚Vega-Gley aus Ton über Sand‘ (AB-GG:t/s), ‚Gley, Auengley aus Lehm über Bändersand‘ (GG:l/bs), ‚Gley, Auengley aus Sand‘ (GG:s) und ‚Naßgley aus Sand‘ (GN:s) vertreten. Hier handelt es sich um einzelne Vorkommen, die kaum repräsentativen Charakter besitzen. Als Bodengesellschaft dominiert im Auswertungsraum der rezenten Aue Sandau der Typ ‚Vega-Gley Gley-Vega aus Lehm bis Ton über Sand‘ (AB-GG:l/s). Insgesamt sind Vega-Gley und Gley-Vega (AB-GG) die häufigsten Böden, wobei sandige und lehmsandige Standorte dominieren.

Tabelle 4 Flächenanzahl und –größe der Bodengesellschaften des Datensatzes Sandau

AB = Vega; GG = Gley; AQ = Paternia, GN = Naßgley; OL = Lockersyrosem; s = Sand; bs = Bändersand; ls = Lehmsand; l = Lehm; t = Ton

Biotoptyp	Flächenanzahl	Gesamtsumme in m ²	Gesamtsumme in ha
AB-GG:l/s	6061	1355791,1	136,12
AB-GG:l/s	820	160464,8	16,12
AB-GG:l/t	552	292156,6	29,27
AB-GG:l/s	28	15664,4	1,57
AB-GG:ls/s	1106	729222,2	72,98
AB-GG:s/l	492	92805,8	9,37
AB-GG:t/s	111	40129,7	4,02
AQ-GG:s	1166	159904,3	16,14
AQ:bs	1710	405201,1	40,72
AQ:ls/s	2177	636927,9	63,84
GG:l/bs	253	29892,2	3,01
GG:s	439	35204,1	3,56
GN:l	1208	220664,9	22,14
GN:s	78	34046,9	3,41
OL:s	2	9,2	0,00

Im Auswertungsraum der Rogätzer rezenten Aue (Tabelle 5) dominieren Gleye (GG) bzw. Gley-Vega und Gleye (GG-AB), wobei tonige und lehmsandige Standorte überwiegen. Die am häufigsten erfasste Bodengesellschaft ist ‚Gley-Vega, Vega aus Ton über Lehm über tiefem Sand‘ (GG-AB:t/l/s). Deutlich untergeordnet treten im Auswertungsraum mit kleinen Einzelflächen die

Typen ‚Gley, Auengley aus Sand bis Kiessand‘ (GG:s) und ‚Nassgley aus Sand‘ (GN:s) auf. Ebenfalls mit geringen Flächenanteilen sind folgende Gesellschaften vertreten: ‚Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm über tiefem Sand‘ (AB-GG:l//s), ‚Vega-Pseudogley, Pseudogley aus Ton über tiefem Sand‘ (AB-SS:t), ‚Gley-Vega, Vega aus Lehm über tiefem Sand‘ (GG-AB:l//s), ‚Gley-Vega, Vega-Gley aus Lehmsand bis Sandlehm über Sand‘ (GG-AB:ls/s), ‚Gley, Nassgley aus Lehm über tiefem Sand‘ (GG:l//s), ‚Regosol, Gley-Regosol aus Lehm‘ (RQ:oj-l).

Tabelle 5 Flächenanzahl und –größe der Bodengesellschaften des Datensatzes Rogätz

AB = Vega; GG = Gley; SS = Pseudogley, GN = Naßgley; RQ = Regosol;
s = Sand; ls = Lehmsand; l = Lehm; t = Ton; oj = Aufschüttung

Biotoptyp	Flächenanzahl	Gesamtsumme in m ²	Gesamtsumme in ha
AB-GG:l//s	1201	73288,1	7,49
AB-SS:t	23	63106,3	6,31
AB:ls/s	981	100593,4	10,20
GG-AB:l//s	91	77150,0	7,72
GG-AB:l//s<==>GG:s	4046	329040,9	33,38
GG-AB:l/s	706	117844,9	11,87
GG-AB:ls/s	863	78111,2	7,90
GG-AB:t//s	1311	615388,5	61,68
GG:l//s	566	74098,2	7,45
GG:l/s	199	97961,7	9,82
GG:ls/s	3485	453396,9	45,78
GG:s	111	29575,9	2,97
GN:s	163	21549,3	2,16
RQ:oj-l	629	68524,0	6,93
RQ:oj-s	2748	105468,9	11,00

Für die Vegetationseinheiten und die Biotoptypen erfolgte eine Zuordnung zu den Bodengesellschaften um zu prüfen, inwieweit die Biotoptypen eine spezifische Verteilung erkennen lassen. In denjenigen Bereiche, bei denen Aufnahmeflächen und Bodenschürfe vorhanden sind, wurde die Bodengesellschaft direkt aus den Angaben von ALTERMANN et al. (2001) entnommen. Im Hinblick auf die Modellierung, die Aussagen auch für Biotoptyp-Bodengesellschafts-Kombinationen vornehmen muss, die im Untersuchungsgebiet nicht zu erfassen waren, erfolgte eine Zuordnung der Biotoptypen zu den Hauptbodenarten der Bodengesellschaften. Von EISENMANN (2002) wurden hierzu ergänzend Daten zur Vernässungsneigung der Böden einbezogen.

4.3 GIS-Verknüpfung

In der vorliegenden Arbeit wurde das Programm ArcView[®] der Fa. ESRI verwendet. Zur Auswertung wurden die Daten zu den Vegetationseinheiten und Biotoptypen mit den Standortdaten verknüpft. Zu unterscheiden sind einerseits punktuelle Daten, die in Form der Vegetationsaufnahmen vorlagen, andererseits flächige Daten wie die Biotoptypen, bodenkundliche und hydrologische Daten, die zu integrieren waren. Während bei einem Teil der flächenhaften Daten Kontinua in Form von Isolinien Verwendung finden (Abgestufte Daten der Hydrologie), sind im anderen Falle Diskreta z. B. als Grenzlinien zwischen unterschiedlichen Biotopen abgebildet (vgl. SCHOLLE 1997).

Für die Biotopabgrenzungen wurden in der vorliegenden Arbeit die in Luftbild und Gelände erkennbaren Grenzen vektorisiert. Die Bodenkarte ist ebenfalls als Polygonkarte erstellt worden, wobei sie technisch-zeichnerisch Linienelemente der Biotoptypenkarte übernimmt. Das hat den Vorteil, dass in den Fällen, wo die Grenzen von Böden und Biotopen identisch sind (z. B. Böschungen, Geländekanten, Gewässer), entsprechende Linien nur einmal gezeichnet werden müssen, was im Falle der späteren Verschneidung der Karten zu einer Minimierung von Fehlern führt (ZÖLITZ-MÖLLER & HEINRICH 1996). Ohne eine entsprechende Abstimmung der Polygone wäre bei der Verschneidung ähnlicher Linien mit zahlreichen Randpolygonen, sogenannten ‚sliver-polygons‘, zu rechnen (HAKE & GRÜNREICH 1994). Die hydrologischen Daten (Überflutungs- und Grundwasserhydrologie) basieren auf einem rastergestützten Ansatz, der sich für die dort

bearbeiteten Fragestellungen sinnvoll ist (SCHWANENBERG et al. 2001). Um vektor- und rastergebundene Daten miteinander verschneiden zu können (siehe Abbildung 7), wurden die Rasterdaten vektorisiert und vom BMBF-Teilprojekt ‚Hydrologie‘ als Polygondateien zur Verfügung gestellt. Um nicht jede Rasterzelle als einzelne Fläche zu behandeln, wurde für die Belange der Biotopanalyse eine Klassenbildung auf der Basis von Überflutungsdauer und Jährlichkeiten vorgenommen, wobei die entstandenen Polygone sich an den Isolinien orientieren.

Mit der Kartenverschneidung der Themenkarten zur Hydrologie, Bodenkunde und zu den Biotoptypen wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit unter Beibehaltung sämtlicher Datenbankinformationen die jeweils kleinste, ökologisch im Rahmen des Untersuchungsumfanges einheitliche Flächen- und Nutzungseinheit im Gebiet gebildet (siehe Abbildung 7). SCHOLLE (1997) spricht in diesem Zusammenhang von den ‚Kleinsten Gemeinsamen Geometrien (KGG)‘ (vgl. REICHE & MÜLLER 1994). Mit Hilfe dessen wurde das Standortpotenzial der Biotoptypen abgeschätzt.

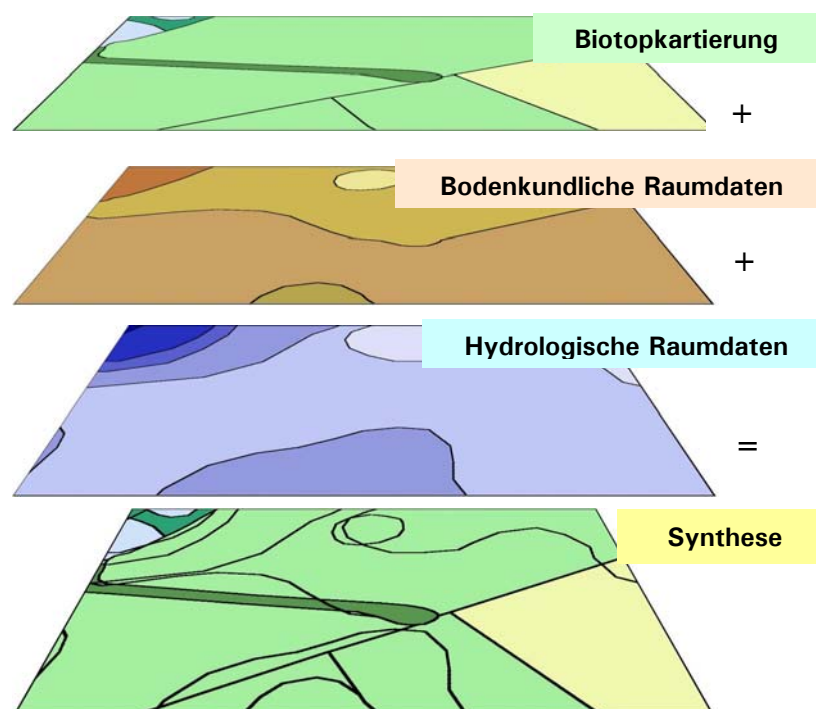


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Flächenverschneidung mit Bildung der kleinsten, ökologisch einheitlichen Einheiten

Das Vorhandensein sämtlicher Datenbankinformationen innerhalb einer Datei ermöglicht die unterschiedliche Visualisierung der Daten sowohl aus dem Blickwinkel der Biotoptypen als auch aus standortökologischer Sicht wie Überflutungshydrologie oder Bodengesellschaften (siehe Abbildung 8). Für die Analyse der Biotoptypen über die kleinsten einheitlichen Teilflächen stehen damit ebenfalls alle Daten in dieser Datei zur Verfügung. Die punktuellen Daten der Vegetation flossen in diesen Arbeitsschritt nicht ein. Sie wurden separat ausgewertet und dienten für die Ergebnisse der Biotopanalyse als Messgröße für deren Plausibilität.

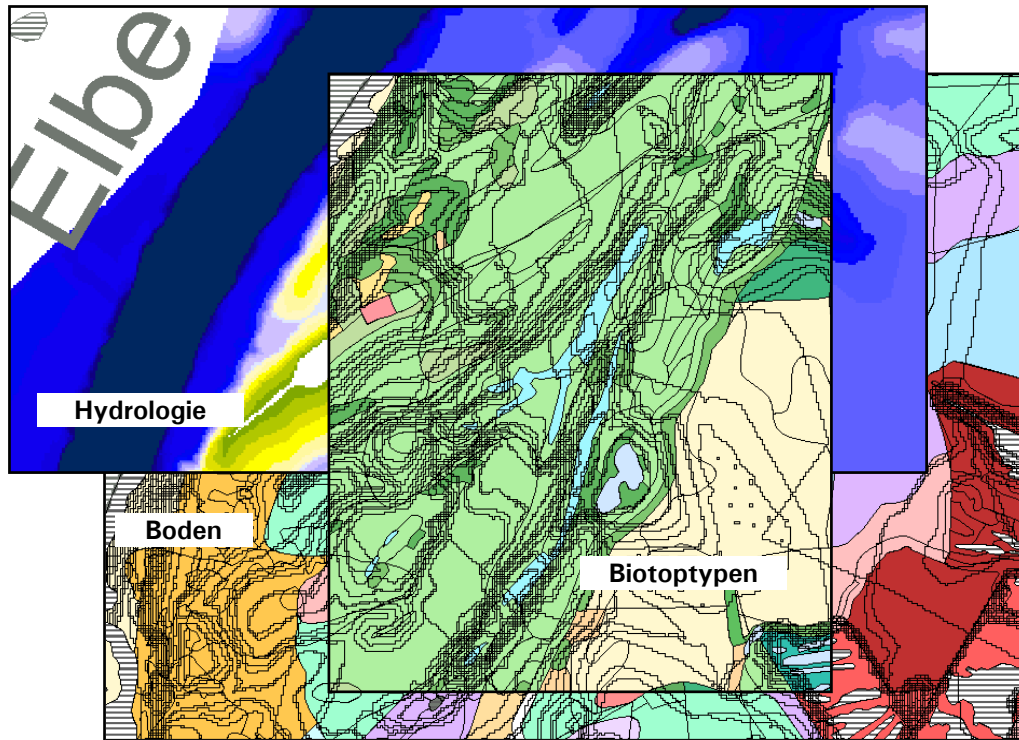


Abbildung 8: Die verschnittene Karte ermöglicht anhand der Datenbankinhalte sowohl die Darstellung der Biotoptypen als auch die Visualisierung von Boden und Hydrologie

4.4 Zusammenführende Auswertung

Bei der Auswertung erfolgte eine Verknüpfung der unterschiedlichen zur Verfügung stehenden Klassen hydrologischer und bodenkundlicher Daten mit der Gliederung der Biotoptypen und Vegetation. Ziel ist die Zuordnung bestimmter Vegetationseinheiten bzw. Biotoptypen zu unterschiedlichen Standortfaktoren. Die verwendeten Verfahren gehören dem Bereich der deskriptiven Statistik an. Sie steht im Gegensatz zur schließenden Statistik, deren Aufgabe in der Überprüfung von Hypothesen liegt (vgl. MONKA & VOB 2002).

4.4.1 Vegetationscharakterisierung

Eine deskriptive Auswertung fand für die Vegetationseinheiten in Bezug auf Überflutungs- und Grundwasserhydrologie (SCHWANENBERG et al. 2001) sowie Bodengesellschaften (ALTERMANN et al. 2001) statt. Die Daten liegen in unterschiedlicher Weise vor. Die hydrologischen Daten der Überflutungsdauer sind als kardinale Zahlenwerte vorhanden. Für die im Rahmen der Untersuchungen differenzierten Gesellschaften werden in Bezug auf die hydrologischen Daten die Spannen und die Mittelwerte der Überflutungsdauer sowie der mittleren Grundwasserstände und der mittleren Grundwasseramplitude beschrieben. Bodenökologische Parameter, die an den Schurfgruben ermittelt wurden, liegen nur für einen geringen Teil der Vegetationsaufnahmen vor. Sie eignen sich daher nicht für die weitergehende Auswertung in Richtung einer Modellerstellung. Für die Gesamtheit der Vegetationsaufnahmen wird hier nur auf diejenigen Daten zurückgegriffen, die flächendeckend vorhanden sind.

Diejenigen Aufnahmeflächen, die mittels GPS oder Nivellierung eingemessen sind, wurden als Vergleichsdatenbank genutzt. Einerseits wurde damit die Auswertung für die zugehörigen Biotoptypen überprüfen, andererseits können damit im Teil B der vorliegenden Arbeit potenzielle Wuchsorte der Pflanzengesellschaften identifiziert werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass

die mittels Geländemessungen verifizierten hydrologischen Werte einem tatsächlichen Potenzialausschnitt der Gesellschaften in dem bearbeiteten Naturraum entsprechen.

4.4.2 Biotoptypencharakterisierung

Ziel dessen war eine möglichst eindeutige Zuordnung der Biotoptypen zu bestimmten Standortbedingungen, und die Abgrenzung von unterschiedlichen Biotoptypen. Die beiden Untersuchungsgebiete wurden separat ausgewertet, um den gebietsspezifischen Besonderheiten Rechnung zu tragen. Für die Biotoptypen wurde die durchschnittliche jährliche Überflutungsdauer einschließlich der Standardabweichung bestimmt. Unterschieden wurde zwischen einer Berechnung über alle Teilflächen und einer nach Flächengröße gewichteten Berechnung, die in Vergleich zu den sich aus der Vegetationsbearbeitung ergebenden Zahlen gesetzt wurden. Zusätzlich erfolgte eine grafische Zuordnung nach Biotoptypen, Bodengesellschaften und Flächengröße, um das Vorkommen der Biotoptypen innerhalb der Bodengesellschaften abschätzen zu können sowie eine Zuordnung nach Überflutungshydrologie in Abhängigkeit von der dominierenden Bodenart.

Bei der Analyse wurden bestimmte Biotoptypen ausgeschlossen, da sie ausschließlich anthropogen bedingt sind, Einzelvorkommen erfasst wurden oder die Auflösung der Daten keine sinnvollen Zuordnungen ermöglichte. Diese Biotope sind für die spätere Modellierung von geringerer Bedeutung. In Klammern wird die Codierung nach dem Biotoptypenschlüssel (PETERSON & LANGNER 1992) genannt:

- alle Biotoptypen des besiedelten Bereiches (Code B) einschließlich der Gartenbauflächen (AG), da hier die anthropogenen Einflüsse überwiegen und die Daten in Bezug auf die Entwicklungsprognose nicht relevant sind;
- alle Gehölzbiotoptypen (Code H) sowie der Biototyp Waldrand, da davon ausgegangen wird, dass sich diese Gehölze grundsätzlich wie die auf den jeweiligen Flächen korrespondierenden Laubwälder verhalten werden; außerdem kommen die Gehölze oftmals an Geländekanten vor, wo die Standortdaten mit großen Unsicherheiten behaftet sind;
- die Streuobstwiesen (Code HS), die ausschließlich auf einer höher gelegenen Fläche an der Ohremündung und am Rogätzer Hang erfasst wurden; die Standortdaten sind in diesen Bereichen recht unsicher;
- die Erlensumpfwälder (WFe) und Bach-Erlen-Eschenwälder (WAe) im Bereich des Rogätzer Hanges, die nicht mit der Hydrologie der Elbe unmittelbar zusammenhängen;
- alle Gewässer (Code G), da sie im DHM nur ungenügend abgebildet sind und in der Biotoptypen- und Bodenkarten genauer wiedergegeben werden, eine nähere Charakteristik ist nicht möglich, da diese nur stichprobenhaft erfasst wurden;
- alle Trittrasen (KGt) als anthropogene Standorte;
- alle Deichflächen, da sie in Bezug auf die rezente Aue Sonderstandorte darstellen (Code 2 an siebter Stelle des Biotoptypencodes);
- alle durch den Fluss unmittelbar beeinflussten Biotoptypen wie Flussuferfluren, Flussröhrichte etc. sowie der Flusslauf selbst (Code X oder Y an siebter Stelle des Biotoptypencodes);
- alle Flächen, für die seitens der Hydrologie keine Überflutungsangaben gemacht werden können, da sie auch bei einem HQ100 nicht überflutet würden („no data“-Flächen der Hydrologie).

5 Bestand und Analyse

5.1 Biototypen und Vegetation

Die Beschreibung des Bestandes beruht auf den Daten der Jahre 1999 und 2000. Die Biotopkarten sind im Anhang (Karten 1 bis 4) wiedergegeben. Die verwendeten Biotopcodes nach PETERSON und LANGNER (1992) werden in der folgenden Beschreibung in Klammern genannt. Die detaillierte Beschreibung der pflanzensoziologischen Einheiten mit Tabellendarstellung erfolgt im Anhang.

5.1.1 Übersicht über Biototypen und Vegetationseinheiten

Die Tabelle 6 zeigt die Aufteilung der Pflanzengesellschaften auf die unterschiedlichen Biototypen. Berücksichtigt wurden hauptsächlich diejenigen, die entweder als Zielbiototypen bei der Auenreaktivierung eine Rolle spielen oder als Begleitbiototypen in dem Rahmen vorkommen können. Da die Vegetationserfassung nicht flächendeckend durchgeführt wurde, ist die Liste der Pflanzengesellschaften nicht vollständig. Insbesondere im Bereich der Staudenfluren und der Gewässer kommen weitere Gesellschaften vor.

Tabelle 6 Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu den Biototypen

Pflanzengesellschaften	Biototyp	Erläuterungen
Querco-Ulmetum minoris, binnen- und außendeichs	WAh Hartholzauwald	teilweise fragmentarische Ausbildungen
Querco-Ulmetum minoris, Übergang zum Pado-Fraxinetum	WAe Bach-Erlen-Eschenwald	am Rogätzer Hang eng verzahnt mit Bach-Erlen-Eschenwald
Carpinion-Gesellschaft Querco-Ulmetum minoris, fragmentarische Variante	WLi, WUi Laubwald oder Laubmischwald mit Eiche	sehr heterogene Bestände, teilweise fragmentarischer oder verzahnter Hartholzauwald
Fraxinus-Bestände	WLs, WUs Laubwald oder Laubmischwald mit Esche	meist forstl. Ersatzgesellschaft auf Hartholzauwaldstandorten
Salicetum albae	WAw Weichholzauwald	teilweise mit <i>Salix x rubens</i>
Übergangsgesellschaften Arrhenatheretum – Cynosuro-Lolietum	KGi artenarmes Intensivgrünland	meist fragmentarisch, durch Nachsaat und relativ intensive Nutzung vereinheitlicht
Arrhenatheretum Cynosuro-Lolietum Alopecurus pratensis-Ges., Variante von <i>Rumex thyrsiflorus</i>	KGm mesophiles Grünland	auch in Verzahnung mit diesen Gesellschaften wechselfrische Varianten des Cnidio-Deschampsietum
Cnidio-Deschampsietum Alopecurus pratensis-Ges., feuchte Variante	KGf Feucht-/ Nassgrünland	auch in Verzahnung mit diesen Gesellschaften feuchte Varianten des Arrhenatheretum und Cynosuro-Lolietum sowie die Flutrasengesellschaften
Ranunculo-Alopecuretum Agrostis stolonifera-Ges.	KGu Flutrasen	auch in Verzahnung mit den unter 'KGf' genannten Gesellschaften
Spergulo-Corynephorretum Filagini-Vulpietum Diantho-Armerietum Agrostis capillaris-Ges.	KMa Sandmagerrasen	Differenzierung teilweise nach Standortbedingungen möglich
Calamagrostis epigeios-Ges.	KCc Reitgrasflur, Reinbest.	nur sporadisch erfasst, unterschiedliche Varianten

Tabelle 6 Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu den Biotoptypen
(Fortsetzg.)

Pflanzengesellschaften	Biotoptyp	Erläuterungen
Chaerophylletum bulbosi Leonuro-Ballotetum Urtica dioica-Ges. Convolvulo-Agropyretum und andere	KSm Staudenflur frisch	frische bis wechselfrische Varianten der Gesellschaften, im Gebiet nicht vollständig erfasst
Rubus caesius-Gesellschaft Bidens frondosa-Ges. Phalaridetum arundinaceae Caricetum acutiformis und andere	KSf Staudenflur feucht/naß	oftmals unterschiedliche Gesellschaften verzahnt, im Gebiet nicht vollständig erfasst
Phragmitetum australis Scirpetum lacustris Scirpetum maritimi Sparganietum erecti Oenanthe-Rorippetum Phalaridetum arundinaceae Caricetum gracilis Caricetum vesicariae Caricetum ripariae und andere	KFr und KFu Röhrichtfläche und -gürtel	Differenzierung teilweise nach Standortbedingungen möglich, im Gebiet nicht vollständig erfasst
s.o., auch Sagittaria sagittifolia-Ges. Lemno-Spirodeletum Hydrocharitetum mors.-ran. Potamogetonetum trichoides und andere	G Gewässer	im Gebiet nicht vollständig erfasst
Xanthio-Chenopodietum	FN...Y Vegetationsfreie Fläche, naturnah, Fließgewässer	im Gebiet nicht vollständig erfasst
Xanthio-Chenopodietum Inula britannica-Ges.* Juncus compressus-Ges.*	FA...Y Vegetationsfreie Fläche, anthropogen, Fließ- gewässer	* meist im Bereich gepflasterter Ufer und Bühnen

5.1.2 Biotoptypen des Untersuchungsgebietes

5.1.2.1 Wälder (W)

Hartholzaue (WAh)

Die Hartholzauwälder gehören ausnahmslos der Assoziation *Querco-Ulmetum minoris* an. In der Baumschicht setzen sie sich zusammen aus *Quercus robur*, *Ulmus minor*, *Ulmus laevis* und in geringerem Maße *Fraxinus excelsior*. Insbesondere in seltener überfluteten Bereichen kommen verstärkt *Acer campestre* oder *Carpinus betulus* vor. Der größte Anteil dieser Wälder liegt in der rezenten Aue. Stellenweise sind derartige Bestände in der Altaue vorhanden, die durch Qualmwasseraustritte geprägt sind. Die Auwälder entlang der Elbe weisen eine größere Naturnähe auf als an anderen großen Strömen in Mitteleuropa (HÄRDTLE et al. 1996a), da die Flussschiffahrt an der Elbe weniger stark reguliert worden ist. Die größten Hartholzauwaldbestände im Untersuchungsgebiet liegen zwischen Heinrichsberg und Glindenberg. Sie gehören hier zu einer Waldfläche, deren größerer Teil durch den vorhandenen Deich von der Flussschiffahrt getrennt wurde. Der hier bis über zwei Meter mächtige Ton dichtet den liegenden sandigen Grundwasserleiter hier fast völlig ab, weswegen als Böden von Staunässe geprägte Vega-Pseudogleye häufig sind.

Nördlich der Ohre am Fuße des Rogätzer Hanges kommen Reste der Hartholzaue vor, die hier jedoch einen Übergang zu den Bach-Erlen-Eschenwäldern (WAe) bilden. Sie liegen im direkten Einflussbereich eines Baches, der in Quellfluren östlich von Loitsche am Rogätzer Hang ent-

springt und werden seltener direkt von der Flussdynamik der Elbe betroffen. Im Teilgebiet Sandau befinden sich beiderseits der Elbe Restflächen der Hartholzaue. Links der Elbe liegen sie zerstreut innerhalb größerer Grünlandflächen. Sie wurden hier zum Teil als Hudewälder genutzt, was in die Baumrinde eingewachsene Isolatoren bezeugen. Rechts der Elbe nördlich des Möwenwerder wurden während der Erfassungen Schafe zur Deichbeweidung in einer derartigen Waldfläche gekoppelt. Im Teilgebiet Sandau befinden sich weitere Hartholzauwaldreste innerhalb des Deiches im Mühlenholz und im Bereich des Sandauer Waldes.

Weichholzaue (WAw)

Auf flussnahen Standorten, die meist jährlich überflutet werden und die einer mittelfristigen Umgestaltung durch die Flussdynamik unterliegen, können sich Gehölze aus *Salix sp.* oder *Populus sp.* etablieren. Sie vermögen aufgrund schnellen Wachstums derartige Standorte zu besiedeln und durch ihre Fähigkeit, Adventivwurzeln zu bilden, flussbedingte Erosions- oder Sedimentationsprozesse zu kompensieren. Die typische Pflanzengesellschaft ist das Salicetum albae, das sich jedoch nicht nur auf den typischen, häufig überfluteten Standorten ausbildet, sondern auch als eine Form des Pionierwaldes auf potenziellen Hartholzauenstandorten vorkommt. Hier ist es als Teil der Sukzessionsreihe zur Hartholzaue anzusehen.

Eine intakte Weichholzaue größerer Ausdehnung ist im Untersuchungsgebiet nicht mehr vorhanden. Häufig sind derartige Standorte in die Grünlandnutzung einbezogen, wobei die Gehölzbestände dann entweder auf kleine Gruppen oder einen schmalen Ufersaum reduziert sind (vgl. REICHHOFF 1992). Vereinzelt sind Weichholzauenelemente entlang der Elbe im Bereich Heinrichsberg vorhanden. Eine größere Fläche befindet sich südlich des Bauernwerders. Größere Flächen gibt es auch im Raum der Ohremündung. Die Weidenbestände sind hier jedoch sekundär auf Tonabgrabungen entstanden und beweidet, wodurch die Strauch- und Krautschicht stark beeinflusst sind. Als Böden herrschen hier Gleye aus Sand vor, so dass derzeit das Liegende der Auensedimentdecken die Oberfläche bildet. Meist nur fragmentarisch sind Weichholzbereiche links und rechts der Elbe im nördlichen Teilgebiet von Sandau erhalten geblieben.

Anthropogen geprägte und sonstige Wälder

Im Untersuchungsgebiet sind binnendeichs unterschiedliche Laubwaldbiotoptypen vorhanden. Bei den Beständen handelt es sich vor allem um Laubmischwälder (WU) oder Laubwälder (WL) unterschiedlicher Altersklassen, in denen *Quercus robur* beteiligt ist. Andere in unterschiedlicher Stärke vorhandene Baumarten sind *Fraxinus excelsior*, *Carpinus betulus*, *Acer campestre*, *Ulmus minor*, *Ulmus laevis*, *Betula pendula* und *Populus x canadensis*. Die forstlich genutzten Bereiche im Gebiet Rogätz stehen kaum unter Grundwassereinfluss, da sie eine mächtige Auentondecke aufweisen. Im Bereich des Sandauer Waldes werden teilweise hochgelegene verbrauchte oder podsolierte Böden forstlich genutzt. Hier sind einige Flächen mit *Quercus rubra* bestockt. Vereinzelt ist Totholz in den Beständen vorhanden. Auf Lichtungen oder ruderalisierten Bereichen wie den Tongruben südwestlich von Rogätz konnten sich teilweise junge Pionierwälder aus *Populus tremula* oder *Betula pendula* etablieren. Viele der Flächen sind ehemalige Hartholzauwaldstandorte. Auf feuchteren Standorten ist *Salix sp.* an der Entwicklung von Pioniergehölzen beteiligt. Ausgesprochene Weiden-Sumpfwälder (WfW) haben sich innerhalb der Tonabgrabungen bei Havelberg eingestellt. In diesem Bereich ist der Oberboden vor dem Tonabbau abgetragen und zwischengelagert worden. Nach Ende des Abbaus wurde er zurückverlagert (ALTERMANN et al. 2001)

Eine Besonderheit im Untersuchungsgebiet stellen die von *Alnus glutinosa* geprägten quelligen Sumpfwaldflächen (WFe) am Rogätzter Hang östlich von Loitsche dar. Hier sorgt Hangdruckwasser für die feuchten Standorte, die von der Dynamik der Elbe völlig unabhängig sind.

Mischwälder aus *Quercus robur* und *Pinus sylvestris* (WM) kommen im Bereich des Sandauer Waldes und besiedeln feuchte bis trockene Standorte. Im Mühlenholz und stellenweise im Sandauer Wald ist *Picea abies*, an Mischwäldern beteiligt. Laubwaldbereiche trockenwarmer Stand-

orte sind im Gebiet selten, da derartige Standorte mit Kiefernforsten bestockt sind. Am Hang südlich von Rogätz wachsen Mischbestände aus *Robinia pseudoacacia* auf derartigen Standorten. Im Bereich südwestlich von Heinrichsberg und nördlich des Sandauer Waldes wurden junge Aufforstungsflächen erfasst, auf denen *Quercus robur* und andere Edellaubhölzer angepflanzt wurden. Die hauptsächlich im Untersuchungsgebiet angesiedelte Nadelbaumart ist *Pinus sylvestris*. Sie wurde großflächig insbesondere auf den trockeneren, sandigen Standorten innerhalb des Sandauer Waldes und westlich von Wulkau zum Waldbau (WNk) verwendet. Kiefernforste gehören insgesamt zu den am weitesten verbreiteten Forstgesellschaften in den südlichen Teilen der ehemaligen DDR (SCHUBERT 1972a). Ein kleiner Fichtenbestand (WNf) grenzt unmittelbar südlich an das Mühlenholz. *Picea abies* spielt sonst als Forstbaumart keine eigenständige Rolle.

5.1.2.2 Gehölze (H)

Entsprechend den Wuchsbedingungen von Weichholz- und Hartholzaue treten die dort zugehörigen Arten innerhalb von Hecken (HH), Baumgruppen (HG) oder Baumreihen (HR) auf. Baumgruppen und Baumreihen sind im gesamten Untersuchungsgebiet vorhanden und stellen in der ackerbaulich geprägten Binnendeichlandschaft Strukturelemente dar. Nahe Loitsche am Rogätzer Hang und am Ohrefährhaus wurden kleine Streuobstwiesen (HS) erfasst. Die Flächen am Rogätzer Hang mit magerem Grünland werden aufgrund der fortgeschrittenen Verbuschung nicht regelmäßig genutzt.

5.1.2.3 Grünland im weiteren Sinne (KG, KM)

Die Grünlandnutzung im Untersuchungsgebiet konzentriert sich auf Flächen in der rezenten Aue, da sie für eine ackerbauliche Nutzung weniger geeignet sind. Oft werden mehr oder minder sandige Standorte genutzt. Je nach den edaphischen Bedingungen und nach der Reliefform ist im Bereich der Aue ein mehr oder minder vielfältiges Mosaik aus mesophilem, frischem bis feuchtem Grünland (KGm, KGf), Flutrasen (KGu), oder Sandmagerrasen (KMa) entstanden. Teilweise sind Flächen als Intensivgrünland (KGi) zu charakterisieren. Die binnendeichs gelegenen Grünlandflächen sind vom Relief her einheitlicher und eher für eine maschinelle Mahd geeignet, so dass Mosaik unterschiedlicher Biotoptypen selten sind. Sandmagerrasen sind im Binnendeichbereich nur kleinflächig vorhanden. Teilweise stellt der Deich für die daran gebundenen Pflanzenarten ein Refugium dar.

Das mesophile Grünland (KGm) ist in der rezenten Aue durch die *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft sowie das *Cynosuro-Lolietum* gekennzeichnet. Während in erstgenannter *Alopecurus pratensis* und *Elymus repens* hohe Stetigkeiten erreichen, zeichnet sich die zweite Gesellschaft durch die weidefesten Arten *Lolium perenne*, *Trifolium repens* oder *Leontodon autumnalis* aus. Im Binnendeichbereich kommen das *Cynosuro-Lolietum* und das *Arrhenatheretum elatioris* vor. Hier sind *Arrhenatherum elatius* oder *Campanula patula* charakteristisch. Sehr artenreiche Varianten besiedeln einige gemähte Deichabschnitte. Innerhalb der genannten Gesellschaften fehlen in der Regel Magerrasenarten oder Feuchtezeiger. Gesellschaften wie das *Cnidio-Deschampsietum* mit den Wechselfeuchte anzeigenden Arten *Cnidium dubium* und *Deschampsia cespitosa* oder die feuchte Variante der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, die durch Feuchtezeiger wie *Phalaris arundinacea*, *Rorippa amphibia* oder Flutrasenarten charakterisiert ist, zeichnen das Feuchtgrünland (KGf) aus. Auf beweideten wechselfeuchten bis wechsellassen Flächen bilden sich häufig Flutrasen (KGu) wie das *Ranunculo-Alopecuretum* oder die *Agrostis stolonifera*-Gesellschaft, in denen niedrigwüchsige Pionierarten wie *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera* oder *Potentilla anserina* vorherrschen. Dieser Biotoptyp, der in Flutmulden und Senken vorkommt, stellt vor allem im Weidegrünland den Kontakt zwischen Röhricht bzw. Wasserflächen und Grünlandbereichen her. Auf den sandigen Kuppen, die teilweise nicht überschwemmt werden, können sich Magerrasen (KMa) wie das verbreitete *Diantho-Armerietum*, das Überflutungen gegenüber tolerant ist oder auf höchsten Flugsandflächen das *Spergulo-*

Corynephorum etablieren. Charakteristische Arten sind *Armeria maritima ssp. elongata*, *Festuca ovina agg.* oder *Cerastium semidecandrum* respektive *Corynephorus canescens*.

Im Außendeichbereich südlich von Heinrichsberg ist der größte Teil des Grünlandes dem mesophilen Grünland zuzuordnen. Feuchtgrünland ist nur kleinflächig im Bereich weniger Flutrinnen oder in Elbnähe vorhanden. Ein Bereich mit Sandmagerrasen, der dort auch den Deich besiedelt, wurde unmittelbar östlich der zusammenhängenden Auwaldfläche erfasst. Während die Grünlandflächen nahe Heinrichsberg vornehmlich beweidet werden, herrscht im Bereich von Glindenberg die Mahdnutzung vor. Das Außendeichgrünland nordöstlich von Heinrichsberg ist zu größeren Teilen als Intensivgrünland zu klassifizieren, da es durch Einsaat verändert worden ist und nur wenige autotypische Charakteristika aufweist. Kleinflächig sind im Bereich von Flutrinnen und Senken Feuchtgrünlandbereiche und Flutrasen vorhanden. Sandmagerrasen kommen hier nicht vor. Die Flächen zwischen Ohre und Elbe sowie nahe Heinrichsberg werden beweidet, die übrigen Bereiche in erster Linie als Mahdgrünland genutzt. Südwestlich von Heinrichsberg ist binnendeichs im Bereich von ausgedehnten Ackerflächen sowohl mesophiles, als auch feuchtes Grünland vorhanden. Ein Teil der Flächen wird intensiv genutzt. Nördlich von Heinrichsberg liegt nur eine Grünlandfläche innerhalb des Ackerlandes. Feuchtgrünland kommt auf quelligen Standorten unterhalb des Rogätzer Hanges bei Loitsche vor.

Der Überschwemmungsbereich der Ohre ist geprägt von unterschiedlichen Grünlandbiotypen feuchter bis trockenerer Standorte. Kleinflächig sind Sandmagerrasen vorhanden. Während rechts der Ohre Mahd und Beweidung stattfinden, werden die Flächen links der Ohre ausschließlich gemäht. Nur im Bereich der Tonabgrabungen südlich von Rogätz sind Flutrasen verbreitet, die aufgrund des sandigen Substrates teilweise im Verlaufe des Sommers oberflächlich stark austrocknen. Sie wurden im Jahre 1999 von Rindern beweidet. Grünland feuchter bis nasser Standorte befindet sich östlich von Loitsche unterhalb des Rogätzer Hanges. Die gemähten Flächen liegen im Abflussbereich von Quellen.

Die Hauptnutzung im Vordeichland des Teilgebietes Sandau ist ebenfalls die Grünlandnutzung. Westlich der Elbe wird der größte Flächenanteil gemäht, während nur ein geringer Teil Weidengrünland ist. Das Grünland hier ist als mesophiles Grünland zu charakterisieren. In Flussnähe und im nördlichen Bereich dieses Areals sind die dort als Feuchtgrünland anzusprechenden Biotope derzeit ungenutzt. Aufgrund der Nutzung und des Reliefs sind Flutrasen hier gegenüber den anderen Sandauer Teilgebieten unterrepräsentiert. Die Grünlandflächen nahe Sandau werden beweidet. Es ist eine deutliche Differenzierung in Feuchtgrünland und Flutrasen in den Senken und Rändern der Altarme sowie in Magerrasen auf den sandigen Kuppen vorhanden. Die schmalen Grünlandflächen zwischen Elbe und ihrem Deich im Süden dieses Teilgebietes werden gemäht. Westlich des Sandauer Waldes liegen einige Grünlandflächen brach. Nördlich anschließend wird der gesamte Vordeichraum bis in die Spitze des Möwenwerders mit Mutterkuhherden beweidet. Aufgrund des ausgeprägten Reliefs mit Altarmen und Flutrinnen ist der Anteil an Feuchtgrünland und Flutrasen hoch. Auf Kuppen, die teils aus der Aue aufragen, kommt Sandmagerrasen vor.

Die binnendeichs gelegenen Grünlandflächen bei Rosenhof sind zum überwiegenden Teil intensiv als Mähwiesen genutzt, nur wenige Teilflächen können als mesophiles Grünland eingestuft werden. Im Raum südlich von Sandau kommt beweidetes mesophiles Grünland am häufigsten vor. Vor allem in der Nähe der Ortschaft werden diverse Flächen als Pferdeweide genutzt. Auf Standorten in Deichnähe, die vermutlich stärker durch Qualmwasser beeinflusst werden, ist Feuchtgrünland vorhanden. Die binnendeichs gelegene Grünlandnutzung zwischen Havelberg und Sandau konzentriert sich auf Flächen, die in größerer Entfernung zum Elbstrom liegen. Eine Beeinflussung durch Qualmwasser ist hier nicht wahrscheinlich. Mahd und Weidenutzung halten sich auf den Flächen, die größtenteils als mesophiles Grünland gelten, etwa die Waage. Nördlich des Sandauer Waldes sind einige Bereiche als intensiv genutztes Mahdgrünland zu charakterisieren. Stellenweise kommt in Senken Feuchtgrünland oder Flutrasen vor. Besonders östlich der Tonabgrabungen bei Havelberg sind ausgesprochen wechselfeuchte Grünlandstandorte vorhanden, auf denen diverse Stromtalpflanzen vorkommen. Diese Flächen gehören geländemorphologisch zum Havelgrünland.

Grundsätzlich sind die Deiche frische bis trockene Standorte deutlich über der Mittelwasserlinie. Wasserseitig wird die Vegetation bei entsprechenden Hochwassersituationen periodisch überflutet. Dadurch entstehen sehr komplexe Standortbedingungen, wie sie von der Hydrodynamik am ehesten mit Sandbänken im Auenraum vergleichbar sind. Luftseitig findet zwar keine Überflutung statt, eine Durchfeuchtung ist jedoch im Hochwasserfalle gegeben. Floristisch sind keine deutlichen Unterschiede zwischen der Binnen- und Außendeichseite vorhanden (BRANDES 2000). Im Gegensatz zu den ebenfalls teils höher liegenden Sandbänken wurden die Deiche meist aus stärker bindigem Substrat wie Lehm im Oberboden aufgebaut. Daher trocknen die Böden deutlich weniger ab und es kann sich Grünland mäßig frischer bzw. am Deichfuß mehr wechsel-feuchter Standorte etablieren. Beispielsweise wurde in diesen Bereichen als Wechselfeuchte-zeiger *Silaum silaus* erfasst. Teilweise findet auf den Deichen eine Differenzierung statt, bei der auf der Deichkuppe Magerrasen wächst, während die Böschungen Wiesenvegetation tragen. Nur in wenigen Teilbereichen, südlich von Heinrichsberg und nördlich von Rosenhof haben sich reine Magerrasen auf den Deichböschungen etabliert. Die Nutzung der Deiche während des Untersuchungszeitraumes war unterschiedlich, teilweise wurden sie durch Schafkoppelung beweidet (südlich von Heinrichsberg, südlich von Wulkau und entlang des Möwenwerder). Je nach Aufwuchs wurden die übrigen Deiche mehr oder weniger häufig gemäht. Diese Pflege wurde bei Bedarf auch auf den beweideten Abschnitten durchgeführt. In unregelmäßigen Abständen findet eine Düngung mit P und K mit dem Ziel statt, die Grasnarbe gleichmäßig zu erhalten. Besondere Bedeutung besitzen die Deiche für gemähtes Magergrünland und Magerrasen, stellen sie doch in einigen Bereichen die letzten Standorte dieser Biotoptypen in der ansonsten nutzungsintensivierten Agrarlandschaft dar. Beispiele hierfür sind der Bereich nördlich von Rosenhof und der Bereich südlich von Heinrichsberg.

5.1.2.4 Staudenfluren (KS)

Der Biotoptyp der frischen Staudenfluren (KS_m) vereinigt nitrophytische Ufersäume, in denen beispielsweise *Urtica dioica*, *Rubus caesius* oder *Chaerophyllum bulbosum* vorkommen mit anderen Ruderal- oder Queckenfluren. Über einen längeren Zeitraum brach liegende Grünland- oder Ackerflächen - *Cirsium arvense* bildet in beiden Fällen teils dichte Bestände – gehören ebenfalls dazu. Auf feuchten, vor allem in Flussnähe häufigen Standorten (KS_f) spielen Arten wie *Phalaris arundinacea* eine Rolle. Mischbestände aus Röhrichtarten und Nitrophyten sind daher hier eingeordnet. Trockene, meist sandige Bereiche (KS_t) sind eher durch *Tanacetum vulgare* oder *Artemisia vulgaris* gekennzeichnet. Stellenweise sind nördlich von Sandau auf meist trocken-sandigen Standorten Reitgrasfluren (KC) mit *Calamagrostis epigeios* ausgeprägt. Im Bereich der Wälder sind die Biotope teils als Schlagfluren (KS_s) einzuordnen.

Im gesamten Untersuchungsraum sind unterschiedliche Säume am Rande von Wäldern und landwirtschaftlichen Nutzflächen vorhanden. An der Elbe zieht sich ein Band nitrophytischer Uferfluren entlang. Es ist unterschiedlich deutlich ausgeprägt und teils eng verzahnt mit Flussröhrichten oder Annuellenfluren. Feuchte, verbuschte Staudenfluren kommen entlang des Dieches zwischen Glindenberg und Heinrichsberg vor und sind vermutlich auf Abgrabungsflächen für den Deichbau entstanden. Ausgedehntere Staudenfluren unterschiedlich feuchter Standorte wachsen an der Ohremündung. Im Außendeichbereich bei Rosenhof haben sich Staudenfluren in kaum genutzten Bereichen in Flussnähe etabliert. Sie sind teils durch Gehölzgürtel, teils durch Flutrinnen von den intensiver genutzten Grünlandflächen abgetrennt. Möglicherweise waren sie früher in eine extensive Mahd oder Beweidung einbezogen. Im Teilgebiet Sandau rechts der Elbe werden die Außendeichflächen nahezu komplett genutzt, so dass sich nur vereinzelt Staudenfluren entwickeln, bzw. dauerhaft halten können.

Die Staudenfluren beiderseits der Deiche unterscheiden sich nicht grundsätzlich, so dass oben genannte Definitionen auch für den Binnendeichbereich gelten. Westlich von Wulkau sind ältere landwirtschaftliche Brachflächen als Staudenfluren mittlerer bzw. trockenerer Standorte einzuordnen. Sie besitzen hier eine größere Flächenausdehnung. Feuchte Staudenfluren, in denen Röhrichtarten einen größeren Anteil besitzen, sind in Deichnähe ausgeprägt, wo sie vermutlich

unter dem Einfluss von Qualmwasser stehen. Ähnliche Flächen wurden nördlich des Sandauer Waldes und im Bereich der Tonabgrabungen bei Havelberg erfasst.

5.1.2.5 Röhrichte, Sümpfe (KF)

In der Nähe des Elbstroms sind vielfach Flussröhrichte schütterer Struktur (KFu) ausgeprägt. Hier dominiert *Phalaris arundinacea*. Stellenweise kommen Bestände von *Carex acuta* oder *Bolboschoenus maritimus* vor. Abseits der Elbe, an Auenkolken, Abgrabungsgewässern oder Altarmen sind Röhrichte von *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, oder *Sparganium erectum* vorhanden. Das Vorkommen von Röhrichten im Binnendeichraum (KFr) beschränkt sich auf feuchte Senken und Altarme. Dominierende und gesellschaftsbildende Arten sind hier *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Sparganium erectum*, *Schoenoplectus lacustris*, *Oenanthe aquatica* oder *Sagittaria sagittifolia*. Die Großseggenbestände im Gebiet werden von *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Carex acuta* oder *Carex vesicaria* geprägt.

Während im gesamten südlichen Untersuchungsraum derartige Flächen kleinflächig oder als schmale Säume vorkommen, haben sich im nördlichen Teilgebiet Biotope größerer Ausdehnung gebildet. Bei Rosenhof kommen Röhrichtflächen vor allem östlich und südöstlich der Ortschaft an Altarmen oder flachen Senken vor. Ein Bereich mit mehreren Tümpeln grenzt unmittelbar an den Deich zwischen Rosenhof und Osterholz. Neben kleinflächigen Beständen wurden am östlichen Elbufer westlich des Sandauer Waldes größere Röhrichtflächen erfasst, die hier vor allem von *Glyceria maxima* und *Phragmites australis* gebildet werden. Aufgrund der höheren Beweidungsaktivität auf dem Möwenwerder werden die potenziellen Standorte dort eher von Flutrasen besiedelt.

Binnendeiche kommen ausgedehntere Röhrichte unterhalb des Rogätzer Hanges bei Loitsche auf quelligen Standorten vor. Flächen unterschiedlicher Dominanzarten sind linkselbisch im Norden des Rosenhofer Gebietsteiles vorhanden. Die in Deichnähe liegenden Flächen stehen vermutlich unter Qualmwassereinfluss. Flächige, meist von *Phragmites australis* dominierte Röhrichte kommen westlich von Wulkau entlang eines Bachlaufes vor. Weitere Verbreitungsschwerpunkte von Röhrichten liegen südlich des Sandauer Waldes, im Bereich der Tonabgrabungen bei Havelberg und stellenweise im Grünland südlich von Havelberg.

5.1.2.6 Gewässer (G)

Die Elbe ist im Bereich des Untersuchungsgebietes leicht begradigt und mit Buhnen verbaut worden (GFlu). Der Prallhang östlich von Glindenberg ist zudem mit Steinen befestigt worden. Im Bereich der Buhnen findet teilweise eine Sandbankbildung statt. Die Ohre als zweites bedeutendes Fließgewässer des Untersuchungsgebietes ist weitgehend naturnah erhalten (GFln).

Die Außendeichfläche des Untersuchungsgebietes ist vielfach durch Kleingewässer strukturiert. Viele Gewässer sind als Altwässer oder Altarme einzuschätzen (GKa, GSa). Sie besitzen teilweise auch bei niedrigen Wasserständen einen direkten Anschluss an den Hauptstrom. Vor allem in Deichnähe ist anzunehmen, dass einige der Gewässer durch Materialentnahmen im Zuge des Deichbaus entstanden sind (GTa). Ihre Ausprägung ist inzwischen mit denen der natürlichen Altarme vergleichbar, wobei die Ihre Naturnähe stärker von Nutzungseinflüssen der jeweiligen Fläche als von der Genese abhängt. Im Außendeichbereich sind außerdem Auenkolke (GKk) verbreitet, die zum Teil im Sommer trocken fallen. Sofern sie nicht in die Beweidungsfläche einbezogen sind, können sich an den Gewässern Röhrichtgürtel ausbilden. Stellenweise sind Wasserpflanzen vorhanden. Ein großes Abgrabungsgewässer, das Braunschweiger Loch, (GAa) ist zwischen Heinrichsberg und Glindenberg in einem Bereich entstanden, in dem das Ufer gegenüber der Elbe relativ hoch liegt. Dadurch sind steile Ufer vorhanden, an denen sich kaum Röhrichte ausbilden konnten. Die Böden um derartige Abgrabungsflächen sind durch Bodenumlagerungen meist stark verändert.

Im Binnendeichbereich treten Abtragungsgewässer (GTa, GAa) besonders im Bereich der Tonabtragungen bei Havelberg in den Vordergrund. Vereinzelt kommen im gesamten Gebiet Tümpel (GKo) vor. Einige Gewässer nördlich von Rosenhof unmittelbar hinter dem Deich wurden als Abtragungsgewässer aufgenommen, da sie vermutlich im Zusammenhang mit dem Deichbau stehen. Sie fallen teilweise bei niedrigem Elbwasserstand trocken. Ein Teil des Rogätzer Hanges bei Loitsche wurde als naturnaher Quellbereich (GQn) erfasst. Hier bildet *Phragmites australis* einen dichten Bestand. Große Teile des Untersuchungsgebietes werden landseitig des Deiches durch Gräben entwässert (GBg). In der Biotoptypenkarte sind sie nicht im einzelnen dargestellt.

5.1.2.7 Annuelle Pionierstandorte (F)

Bedingt durch die Flussdynamik und ihren ständigen Wechsel von Sedimentation und Erosion gibt das Niedrigwasser jedes Jahr ein etwas verändertes Bild der Uferlinien und Sandbänke frei (FN). Sie stellen neben den anthropogenen Verbauungen wie Bühnen (FA) die Pionierstandorte. Hier können kurzlebige Arten die abhängig von der Wasserstandsentwicklung knappe Vegetationsperiode nutzen. Die Standorte sind im Bereich des Elbstroms im Bühnenraum verbreitet. Erst im Spätsommer bildet sich eine unterschiedlich stark geschlossene Vegetationsdecke aus. Annuelle Arten wie beispielsweise *Xanthium albinum* oder *Polygonum lapathifolium* sind verbreitet und treten oft in sehr hohen Dichten auf. Stellenweise halten sich Strauchweiden auf derartigen Flächen. Pionierstandorte sind im Binnendeichbereich kaum vorhanden, lediglich im Sandauer Wald wurde eine trockene Sandgrube erfasst.

5.1.2.8 Acker (AA)

Die Ackerflächen, die im gesamten Binnendeichraum des Untersuchungsgebietes verbreitet sind, werden in der Regel intensiv bewirtschaftet. Sie wurden daher ausschließlich ohne nähere Differenzierung kartiert. Besonders im Teilraum Rogätz sowie südlich von Sandau sind ausgedehnte Schläge vorhanden. Bei Betrachtung der im Erfassungszeitraum als Brachen aufgenommenen Ackerflächen ist der Wechsel von Brache- und Bewirtschaftungszeiten zu beachten, dem die landwirtschaftliche Fläche unterliegt. Innerhalb der rezenten Aue sind südlich von Rosenhof sowie im Raum zwischen Glindenberg und Heinrichsberg Ackerflächen vorhanden, die hier höher als die Grünlandflächen liegen. Im Jahre 1999 erfolgte hier ein Anbau von Flachs und Gerste. Ackernutzung dominiert im Rogätzer Binnendeichraum auf den lehmigen und tonigen Böden, sofern keine ausgeprägte Pseudovergleyung vorhanden ist; teilweise werden lehmsandige Standorte dementsprechend genutzt. Im Teilgebiet Sandau werden auch sandige Standorte beackert.

5.1.2.9 Sonstige Biotoptypen

In Heinrichsberg, Loitsche oder Sandau wurden teilweise Siedlungsbereiche (BSw) oder Teile landwirtschaftlicher Anlagen (BSi) erfasst. Das Fährhaus an der Ohre südlich von Rogätz ist ebenfalls als Siedlungsbereich charakterisiert. Am Ostrand des Mühlenholzes liegt der dortige Ausflugs-gasthof innerhalb der Kartierfläche. Unmittelbar östlich davon wurde ein Festplatz-gelände als sonstige Verkehrsfläche (BVo) erfasst. Innerhalb des Sandauer Waldes ist eine ehemalige Sandgrube als anthropogene vegetationsfreie Fläche (FAs) eingestuft.

5.1.3 Auentypische Teilräume

An vielen Stellen des Flussschlauches einschließlich der rezenten Aue sind natürliche oder naturnahe Biotopkomplexe vorhanden. Ihre Ausdehnung ist jedoch oftmals durch menschliche Nutzung eingeschränkt. Der unmittelbare Uferbereich gilt bis auf die Einschränkung durch den Bühnenbau und Uferverbauungen im Glindenger Bereich als weitgehend naturnah. Schütter bewachsene oder vegetationsfreie Flächen werden im oberen Bereich durch Röhrichte oder

Weidengehölze abgelöst. Diese sind im Bereich der Ohremündung flächig ausgeprägt. Zahlreiche Auenkolke, Altarme und alte Rinnen stellen vor allem im Teilgebiet Sandau ein natürliches Repertoire an Biotoptypen dar. Auf höher gelegenen Flächen ist es die Hartholzau, die den natürlichen Auenbiotyp darstellt. Hier sind vor allem zwischen Heinrichsberg und Glindenberg große Flächen vorhanden. In den übrigen Teilgebieten beschränkt sich das Vorkommen auf verhältnismäßig kleine Restbestände. Als kulturhistorisch bedingte, auentypische Ersatzgesellschaften der Wälder gelten artenreiche Grünländer unterschiedlicher Ausprägung. Derartige Bereiche sind vielfach durch die veränderten Nutzungsformen der Landwirtschaft zurückgedrängt und nur noch mit wenigen Restflächen vorhanden.

Viele auentypische Biotoptypen der eingedeichten Aue wurden durch die landwirtschaftliche Nutzung überprägt. Im Bereich der Laubwälder sind noch größere Bereiche als Hartholzauwaldrelikte zu erkennen, bei denen eine Revitalisierung möglich erscheint. Innerhalb der stark nivellierten Ackerlandschaft sind teilweise Altarmstrukturen mit Kleingewässern, feuchten Staudenfluren oder Röhrichten im Bereich von Säumen erhalten geblieben, die bei einer Rückdeichung ein Entwicklungspotenzial darstellen. Derartige Strukturen spielen innerhalb des Sandauer Waldes und einiger Waldbereiche zwischen Heinrichsberg und Glindenberg eine Rolle. Auf eher extensiv genutzten Flächen sind Feuchtwiesengesellschaften – beispielsweise ‚Stilles Wasser‘ zwischen Heinrichsberg und Glindenberg – oder Brenndoldenwiesen im Bereich der Tongruben bei Havelberg erhalten geblieben. Auf intensiver genutzten Flächen sind kaum noch Florenelemente des typischen Auengrünlandes vorhanden.

Pflanzengesellschaften der Auen

Natürlich in Auen sind Weich- und Hartholzauwald, krautige Fluren auf Sukzessionsflächen wie die sogenannten Schleiergesellschaften, Flutrasen und Zweizahnfluren sowie Röhrichte und Seggenriede, diejenigen Gesellschaften, die der PNV entsprechen. Von diesen sind nur die Waldbiotoptypen mit den Vegetationseinheiten des *Querco-Ulmetum minoris*, *Salicetum albae* und *Salicetum triandrae* auf die Auen beschränkt, während die übrigen Biotoptypen eine grössere Verbreitung aufweisen. Die Magerrasen- und Grünlandgesellschaften gehen zum überwiegenden Teil auf die menschliche Nutzung der Aue zurück. Die Tabelle 7 zeigt die vornehmlich auf die Auenstandorte beschränkte Gesellschaften.

Tabelle 7 Auenspezifische Pflanzengesellschaften im Untersuchungsgebiet

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung
1 <i>Querco-Ulmetum minoris</i>	Eichen-Eschen-Ulmen-Auwald
2 <i>Salicetum albae</i>	Silberweiden-Auwald
3 <i>Salicetum triandrae</i>	Uferweiden-Gebüsch
4 <i>Cnidio-Deschampsietum</i>	Brenndolden-Wiese
5 <i>Carex praecox-Flutrasen</i>	Gesellschaft der Frühen Segge
6 <i>Xanthio-Chenopodietum rubri</i>	Elbspitzkletten-Uferflur
7 <i>Inula britannica-Gesellschaft</i>	Wiesenalant-Gesellschaft

Innerhalb der Grünlandgesellschaften ist vor allem das *Cnidio-Deschampsietum* für Auen spezifisch. Bestimmte Ausprägungen der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft sind ebenfalls aus Auenbereichen zuerst beschrieben worden (HUNDT 1958) und dürften ihren Verbreitungsschwerpunkt dort besitzen. Diese Gesellschaft ist jedoch häufig auf Standorten außerhalb der Auen durch intensive Bewirtschaftung oder Ansaaten in veränderter Form entstanden. Aufgrund der wechselnden Wasserhöhen wird die Ausbreitung von Flutrasen im Auengebieten ebenfalls gefördert. Als Gesellschaften sind hier das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* und der *Agrostis stolonifera*-Flutrasen zu nennen. Diese Gesellschaften werden auf feuchten oder nassen Stellen außerhalb der Auen durch Beweidung gefördert und besitzen daher eine weite Verbreitung. Als auenspezifische Gesellschaft ist der *Carex praecox*-Flutrasen zu nennen. Eine typische Saumgesellschaft höher gelegener Auenstandorte ist das *Chaerophylletum bulbosi*, das allerdings weniger eng mit

diesen Standorten verknüpft ist. Diese Gesellschaft breitet sich inzwischen verstärkt abseits der Auen aus (vgl. OBERDORFER 1993b). Im Bereich der flussnahen Pionierstandorte, die mit sinkendem Wasserspiegel erst im Hochsommer freigegeben werden siedeln sich neben Flutrasen die Zweizahnfluren der Klasse Bidentetea an. Als Elbsaumgesellschaft ist das Xanthio-Chenopodietum rubri typisch und verbreitet. Auch die Gesellschaften im Bereich der Buhnen wie die Inula britannica-Gesellschaft dürften als auenspezifisch anzusehen sein.

Flora der Auen

Die Einstufung der im Gebiet erfassten Arten als Stromtalpflanzen erfolgte einerseits nach FISCHER (1996), der die Stromtalpflanzen Brandenburgs beschreibt, andererseits nach OBERDORFER (1994), der eine allgemeine Einstufung der Arten liefert. Insgesamt wurden innerhalb des Gebietes 54 Stromtalpflanzen erfasst (siehe Tabelle 14 im Anhang). Mehr als die Hälfte dieser Pflanzen gelten nach ELLENBERG et al. (1991) als Wechselwasser- oder Überschwemmungszeiger, wobei die Feuchtezahl jedoch recht unterschiedlich sein kann. Die Stromtalpflanzen können als Indikatoren für intakte Auenräume gewertet werden. Zu den Stromtalpflanzen gehören zahlreiche Neophyten, die erst seit etwa 500 Jahren die hiesigen Gebiete besiedeln. Die an der Elbe sehr verbreitete und gesellschaftsbildende (Xanthio-Chenopodietum rubri) Art *Xanthium albinum* stammt beispielsweise aus Nordamerika, *Artemisia annua* aus kontinentalen Gebieten Eurasiens (FISCHER 1996). BRANDES (2000) beschreibt für eine Reihe von Neophyten an der Elbe, dass diese kaum in den Binnendeichbereich einwandern konnten.

Fast die Hälfte der Stromtalpflanzen des Gebietes, 25 Pflanzenarten, gilt als gefährdet (KORNECK et al. 1996). Mit *Cardamine parviflora* wurde eine im Land Sachsen-Anhalt vom Aussterben bedrohte Art erfasst. Für die seltene Art *Juncus atratus* ist eine Gefährdung anzunehmen. In die Kategorie '2', stark gefährdet, gehören 9 Arten. Insgesamt 13 Stromtalpflanzen gelten als gefährdet, während für eine Art eine potenzielle Gefährdung vorhanden ist. Um die Bedeutung der Auen für die Stromtalpflanzen zu analysieren, wurden ihre Vorkommen in einer Stetigkeitstabelle (siehe Tabelle 8) mit den Pflanzengesellschaften des Gebietes angeordnet. Hier lässt sich eine deutliche Strukturierung erkennen, wobei die Arten einerseits einen Schwerpunkt im Bereich der Grünlandgesellschaften besitzen und einen weiteren im Bereich der Pioniergesellschaften im weitesten Sinne, zu denen Uferfluren, Flutrasen und Queckenfluren in den Uferbereichen gehören.

Einige Arten konnten nur selten erfasst werden und sind auf bestimmte Pflanzengesellschaften spezialisiert. Die Magerrasenarten *Trifolium striatum* und *Carex ligerica* sind selten und konnten ausschließlich im Diantho-Armerietum elongatae nachgewiesen werden. Eine Reihe von Arten sind weniger spezialisiert und bilden biotoptypgebundene Gruppen, beispielsweise Arten des Grünlandes wie *Rumex thyrsiflorus*, *Cerastium dubium* oder *Carex praecox*. Bei einigen Arten wie *Cerastium glutinosum* und *Eryngium campestre* ist eine deutliche Schwerpunktbildung bei den Magerrasen vorhanden, sie fehlen zudem in den Brenndoldenwiesen. Erwartungsgemäß akkumulieren sich in einigen Gesellschaften zahlreiche spezialisiertere Stromtalpflanzen. Im Cnidio-Deschampsietum kommt neben den verbreiteteren Grünlandstromtalpflanzen eine Gruppe mit *Pseudolysimachion longifolium*, *Viola persicifolia* und *Senecio aquaticus* vor. Das Xanthio-Chenopodietum bietet unter anderem Therophyten gute Bedingungen, die ausschließlich hier erfasst wurden. Wenige Arten können als Generalisten interpretiert werden, die in zahlreichen unterschiedlichen Pflanzengesellschaften, vom Grünland über Zweizahngesellschaften bis hin zu den Röhrichten vorkommen. Hier sind *Bidens frondosa*, *Rorippa amphibia* und *Poa palustris* zu nennen.

Tabelle 8 Verteilung der Stromtalpflanzen auf die Pflanzengesellschaften mit Stetigkeitsangaben

Dargestellt sind nur diejenigen Pflanzengesellschaften, die für Stromtalpflanzen maßgeblich sind.
Bei Einzelaufnahmen von Pflanzengesellschaften sind die Werte der Artmächtigkeiten dargestellt.

ARTNAME	Abk.	Fraxinus-Bestände	Carpinion-Eichenbestände	Diantho-Armerietum	Agrostis capillaris-Ges.	Arrhenatheretum elatioris	Cynosuro-Lolietum	Alopecurus pratensis-Ges.	Cnidio-Deschampsietum	Carex praecox-Flutrasen	Ranunculo-Alopecuretum	Agrostis stolonifera-Ges.	Inula britannica-Ges.	Xanthio-Chenopodietum	Phragmitetum australe	Phalaridetum arundinaceae	Salicetum albae	Polygono-Bidentetum	Convulvo-Agrophyretum	Chaerophylletum bulbosi	Salicetum-Alno-Ulmion	Urtica dioica-Ges.	Rubus caesius-Ges.	Glycerietum maximae	Acoretum calami	Sarganietum erecti	Qenantho-Rorippetum	Glyceria fluitans-Ges.	Bidens frondosa-Ges.	Caricetum gracilis	Eleocharis palustris-Ges.	Scirpetum maritimi	Scirpetum lacustris	Persicaria amphibis-Ges.	Aphano-Matricarietum			
Myosotis sparsiflora	Ms	IV																																				
Carex brizoides	Cb	II	II																	I																		
Trifolium striatum	Ts			+																																		
Carex ligERICA	Cl			+																																		
Allium scorodoprasum	Ao			I	II																1	r																
Cerastium glutinosum	Cg			III	III	+	+	+																														
Eryngium campestre	Ec			IV	II	I	I	II												I																		
Rumex thyrsiflorus	Rt			IV	IV	II	V	IV	II		+									II																		
Cerastium dubium	Ce			+	II	+	III	II	I		+																											
Carex praecox	Cp			II	IV	II	II	II	II	3																												
Cnidium dubium	Cd							I	III		+																											
Allium angulosum	Aa							+	I																													
Thalictrum flavum	Th							+	I																													
Silaum silaus	Ss					+	+																															
Cruciata laevipes	Cr					+																																
Eleocharis uniglumis	Eu							+																														
Lathyrus palustris	Lp							+			+																											
Pseudolysimachion longifolium	Pl								III																													
Viola persicifolia	Vo								II																													
Senecio aquaticus	Sa								I																													
Gratiola officinalis	Go																																					
Cardamine parviflora	Cf																																					
Trifolium fragiferum	Tf																																					
Mentha pulegium	Mp																																					
Inula britannica	Ib						I	+																														
Pulicaria vulgaris	Pv																																					
Xanthium albinum	Xa				II																																	
Artemisia annua	Ar				II			+																														
Erysimum cheiranthoides	Er																																					
Cuscuta europaea	Cu																																					V
Leonurus marrubiastrum	Lm																																					
Allium schoenoprasum	As							+																														
Portulaca oleracea	Po				II																																	
Chenopodium ficifolium	Cn																																					
Corrigiola littoralis	Co																																					
Rumex stenophyllos	Rs																																					
Amaranthus bouchonii	Ab																																					
Eragrostis albensis	Ea																																					
Rorippa anceps	Rc																																					
Chaerophyllum bulbosum	Ch																																					
Dipsacus fullonum	Df																																					
Brassica nigra	Bn																																					
Bolboschoenus maritimus	Bm										+																											
Barbarea stricta	Bs																																					
Sium latifolium	Sl																																					
Bidens frondosa	Bf																																					
Rorippa amphibia	Ro					II	I			III	IV			+	IV					II	V	IV	II		1		1		+		I	III	5	II		+		
Poa palustris	Pa																																					
Arctium tomentosum	At																																					

5.2 Vegetation der rezenten Aue und Standortverhältnisse

Nachfolgend werden die Analysen der Vegetationseinheiten der rezenten Aue nach hydrologischen und bodenkundlichen Gesichtspunkten dargestellt. Hierbei wurden die Übergangsgesellschaften nicht berücksichtigt (Aufnahmen 3-13 bis 3-16, 3-28 und 3-29). Die Aufnahmen der Deiche wurden aufgrund der Unzulänglichkeit des Höhenmodells und aufgrund der Stellung als Sonderstandorte ebenfalls nicht berücksichtigt (Aufnahmen des mittleren Grünlandes 3-5 bis 3-8 und Magerrasenaufnahmen 6-7 und 6-11).

5.2.1 Plausibilität der Hydrologie

Anhand der eingemessenen Aufnahmen des gesamten Datenpools (Anhang, Tabelle 16) und von Literaturdaten wurden diejenigen der nicht eingemessenen Aufnahmen identifiziert, die in Bezug auf die Hydrologie kritische Werte enthalten. Sie wurden von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Dazu wurde ein Rahmen innerhalb der Pflanzengesellschaften angenommen, den die eingemessenen Aufnahmen selbst abstecken und der mit den Ergebnissen von LEYER (2002) und HELLWIG (2000) nicht in Widerspruch steht. Es zeigt sich, dass alle Hartholzauwaldaufnahmen plausibel sind. Die Aufnahmen 2-4 und 2-3 der Weichholzaue Rogätz, die ab einer Abflussmenge von 995 bzw. 927 m³ im Raum Rogätz überflutet werden, sind als dauerhafte Weichholzaue nicht plausibel, da die jährliche Überflutungsdauer unter 73 Tagen liegt. Die Silberweidenwälder besitzen hier die Funktion als Pionierwälder, zumal die Krautschicht der Aufnahme 2-4 in größeren Umfang Arten der Hartholzauwälder enthält. Die Aufnahme 2-1 dürfte mit jährlich 108 Überflutungstagen im Übergangsbereich zur Hartholzaue liegen.

Die Grünland, Magerrasen und Flutrasenaufnahmen entsprechen größtenteils dem Plausibilitätsrahmen, wobei der größte Teil dieser Aufnahmen im Gelände vermessen wurde. Die einzige Aufnahme des Filagini-Vulpietum bei den Magerrasen (6-3) wurde nicht in die Auswertung einbezogen, da sie als Pioniergesellschaft unbeständig ist (OBERDORFER 1993a, POTT 1995). Die einzige Aufnahme des Cnidio-Deschampsietum (4-5) im Außendeichbereich wurde ebenfalls nicht berücksichtigt, da die Auswertung im Zusammenhang mit dem Höhenmodell eine Abflussmenge von 2444 m³ zur Überflutung der Fläche ergibt und damit eine nicht plausible Jährlichkeit zwischen HQ5 und HQ10. In Bezug auf das Potenzial des Cnidions im Gebiet werden daher die Aufnahmen der Alopecurus pratensis-Gesellschaft mit Cnidion-Arten besonders berücksichtigt. Innerhalb der Flutrasen wurden die Aufnahmen 5-11, 5-14 und 5-17 nicht in die Auswertung einbezogen, da sie laut Höhenmodell erst bei Elbabflüssen von 1603 m³, 1601 m³ bzw. 1262 m³ überflutet werden.

Im Rahmen der Röhrichte und Uferfluren sind die Ergebnisse kritisch zu sehen, da die Lokalisierung der Aufnahmeflächen insbesondere am Ufer des Elbstromes infolge der stärker geneigten Böschungen im Zusammenhang mit dem DHM zu Ungenauigkeiten führte. zumal die Aufnahmen nur als Belegaufnahmen dienen und nicht in größerem Umfang zur Dokumentation der Bandbreite der Gesellschaften durchgeführt wurden. Für die Aufnahme 9-7 des Xanthio-Chenopodietum würde sich beispielsweise eine durchschnittliche Überflutungsdauer von nur 164 Tagen/Jahr ergeben. Dieser Zeitraum wäre für die Weichholzaue typisch (HELLWIG 2000). Bei den Röhrichten zeigt sich ein umgekehrtes Bild, hier ergeben sich aus den Daten relativ lange Überflutungsperioden, die ein dauerhaftes Bestehen dieser Pflanzengesellschaften eher unplausibel erscheinen lassen. Allenfalls als Folge einer Reihe von trockeneren Jahren wäre eine derartige Ansiedlung der Gesellschaft möglich. Lediglich die beiden Aufnahmen 11-1 und 11-4 können hier als repräsentativ für den Teilraum Rogätz gewertet werden. Alle verbleibenden Aufnahmen stellen die Datengrundlage für die Modellierung dar (Anhang, Tabelle 17).

5.2.2 Vegetationseinheiten und Hydrologie

Die folgende Abbildung 9 zeigt die Ergebnisse der Analyse der Pflanzengesellschaften in Bezug auf die Hydrologie. Dargestellt sind die Elbeabflussmengen sowie der Grundwasserflurabstand und die Grundwasseramplitude. Während Elbeabfluss und Grundwasserflurabstand ein relativ heterogenes Bild bei den unterschiedlichen Gesellschaften zeigen, ist die Grundwasseramplitude im Erfassungsraum relativ einheitlich.

Bei den Wäldern zeigt sich eine klare Feuchteabstufung vom Quercu-Ulmetum über die feuchte Variante mit *Lysimachia vulgaris* zum Salicetum albae. Die Hartholzauwälder wurden in Höhenlagen zwischen dem HQ5 und 66 Tagen jährlicher Überflutung mit Aufnahmen erfasst, wobei als Mittel eine Überflutung im Bereich des 1500er Abflusses vorkommt. Die Grundwasserflurabstände verhalten sich in etwa proportional zu den Überflutungszeiträumen und liegen zwischen 134 cm und 381 cm. Die Grundwasseramplitude schwankt zwischen 187 cm und 267 cm. Die

beiden Aufnahmen der Weichholzaue werden zwischen 108 und 123 Tagen pro Jahr überflutet. Die Grundwasserflurabstände beider Aufnahmen liegen bei 80 cm, während die Grundwasseramplitude zwischen 187 und 267 cm schwankt. Mit den Aufnahmen kann schwerlich das Potenzial der Gesellschaft wiedergegeben werden, sie können allein als Belege dienen.

Die Pflanzengesellschaften des Grünlandes reihen sich vom trockeneren Arrhenatheretum elatioris über das Cynosuro-Lolietum zur Alopecurus pratensis-Gesellschaft, wobei hier die Variante mit Cnidion-Arten etwas feuchtere Verhältnisse bevorzugt. Vier Aufnahmen des Arrhenatheretum erfolgten außerhalb der Deichflächen im Teilgebiet Rogätz. Die Überflutungshäufigkeit der Flächen liegt zwischen dem HQ3 und HQ10. Die Grundwasserflurabstände sind dazu proportional und reichen von 326 bis 403 cm. Die Grundwasseramplitude steht dazu in keiner eindeutigen Beziehung mit Werten zwischen 252 und 281 cm. Die Aufnahmen des Cynosuro-Lolietum wurden auf deutlich häufiger überfluteten Flächen erfasst. Ein Grund dafür könnte die schwierigere Bewirtschaftung derartiger Flächen für eine Mahd sein. Die Überflutungshäufigkeiten liegen zwischen dem 1400er Abfluss und dem HQ3, wobei die Grundwasserflurabstände mit Werten zwischen 174 und 305 cm dazu positiv in Beziehung steht. Keine Korrelation besteht zu den Werten der Grundwasseramplitude, die zwischen 225 und 281 cm liegen.

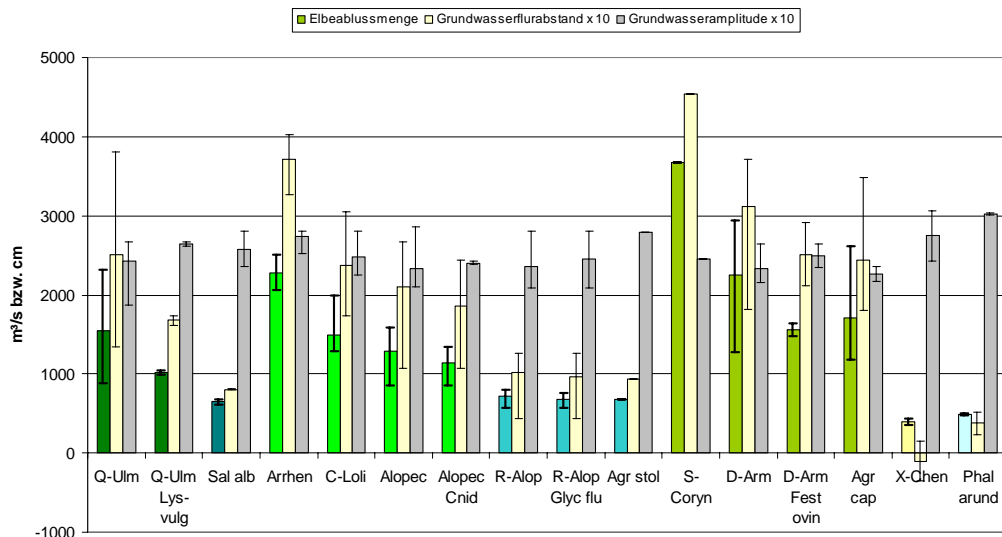


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen Pflanzengesellschaften, Elbeabflussmenge Grundwasserflurabstand und Grundwasseramplitude beider Teilgebiete. Dargestellt sind die Mittelwerte sowie die Minima und Maxima

(Daten des Diagramms sind beispielhaft umgerechnet für den Teilraum Sandau)

Q-Ulm = Quercu-Ulmetum; Lys vulg = mit Artengruppe um Lysimachia vulgaris; Sal alb = Salicetum albae; Arrhen = Arrhenatheretum elatioris; C-Loli = Cynosuro-Lolietum; Alopec = Alopecurus pratensis-Gesellsch.; Cnid = mit Artengruppe Cnidion; R-Alop = Ranunculo-Alopecuretum; Glyc flu = mit Glyceria fluitans; Agr stol = Agrostis stolonifera-Flutrasen; S-Coryn = Spergulo-Corynephorum; D-Arm = Diantho-Armerietum; Fest ovin = mit Festuca ovina agg.; Agr cap = Agrostis capillaris-Gesellschaft; X-Chen = Xanthio-Chenopodietum; Phal arund = Phalaridetum arundinaceae

Von der Überflutungsdauer her liegen die Flächen der Alopecurus pratensis-Gesellschaft im Bereich zwischen dem HQ2 und 71 Tagen jährlicher Überflutung mit einem Mittel im Bereich des 1300er Abflusses der Elbe. Die Aufnahmen mit Cnidion Arten sind im länger überfluteten Bereich vorhanden zwischen dem 1200er Abfluss und 71 Tagen, wobei hier das Mittel unterhalb des 1200er Abflusses liegt. Die Grundwasserflurabstände bieten Werte von 107 bis 267 cm für die gesamte Gesellschaft und bis 244 cm für den Bereich der Cnidion-Arten. Eine Beziehung zu den Überflutungsdaten ist undeutlich. Sie fehlt in Bezug auf die Grundwasseramplitude, die zwischen 210 und 286 cm für die gesamte Gesellschaft und zwischen 238 und 242 cm für den Bereich mit Cnidion-Arten liegt.

Im nassen Bereich schließen die Flutrasen an, wobei die beiden Gesellschaften des Ranunculo-Alopecuretum mit der *Glyceria fluitans*-Variante und die Gesellschaft von *Agrostis stolonifera* insgesamt geringe Unterschiede aufweisen. Für das Ranunculo-Alopecuretum ergibt die Auswer-

tung Überflutungszeiträume von 80 bis 138 Tagen jährlicher Überflutung, wohingegen die Aufnahme des *Agrostis stolonifera*-Flutrasens im Schnitt 107 Tage überflutet wird. Die Grundwasserflurabstände sind dementsprechend meist gering und liegen zwischen 43 und 126 cm respektive 94 cm bei der Einzelaufnahme. Eine eindeutige Beziehung ist nicht gegeben. Gleiches gilt für die Grundwasseramplitude, die zwischen 209 und 281 cm bzw. bei 279 cm liegen und damit der Grundwasserhorizont im Rahmen der Überflutungen periodisch die Bodenoberfläche überschreitet.

Die einzige Außendeichaufnahmen des *Spergulo-Corynephorum* wurde in einer kaum überschwemmten Lage (<HQ100) durchgeführt. Der Grundwasserflurabstand beträgt hier 454 cm und die Amplitude 279 cm. Im Gegensatz zum *Spergulo-Corynephorum* liegt das *Diantho-Armerietum* etwa im Bereich des *Arrhenatheretum elatioris*. Die Gesellschaft besitzt eine sehr hohe Spannweite, was die Überflutungsdauer betrifft. Hier werden Bereiche, die unterhalb des 1400er Abflusses der Elbe überflutet werden bis zum HQ20 besiedelt, wobei letzteres vermutlich keine ökologische Grenze darstellt, sondern durch die Ausprägung des Untersuchungsgebietes bedingt sein dürfte. Als Mittel liegt die Überflutungsdauer im Bereich des HQ10. Die Grundwasserflurabstände weisen eine ähnliche Tendenz auf und liegen zwischen 182 und 371 cm. Aufgrund des meist sandigen Bodens dürfte der kapillare Anstieg im Boden gering sein. Das Grundwasser ist damit im Sommer für eine Reihe der Magerrasenpflanzen vermutlich nicht erreichbar, wobei Arten wie *Eryngium campestre* ein Wurzelsystem ausbilden können, das in Zeiträumen niedrigen Grundwasserstandes bis dahin vorzudringen vermag. Die Amplitude des Grundwassers schwankt zwischen 215 und 264 cm, wobei keine Beziehung zu den übrigen hydrologischen Daten erkennbar ist. Mit nur drei Aufnahmen wurde die *Agrostis capillaris*-Gesellschaft erfasst, die in Lagen zwischen dem 1200er Abfluss und dem HQ10 vorkommt. Die Grundwassercharakteristik entspricht mit Flurabständen zwischen 180 und 348 cm sowie mit einer Amplitude zwischen 217 und 236 cm etwa der des *Diantho-Armerietum*.

Von den bisher genannten Gesellschaften unterscheiden sich deutlich die Uferfluren des *Xanthio-Chenopodietum* und des *Phalaridetum arundinaceae*, die im deutlich feuchteren Bereich vorkommen. Sie weisen hier etwas erhöhte Werte für die Grundwasseramplitude auf. Die von den Aufnahmen abgedeckten Spektren sind aufgrund des geringen Probenumfangs nicht als ökologische Kapazität zu bewerten, sondern stellen ausschnitthaft einen mehr oder minder großen Bereich dieser Kapazität der Pflanzengesellschaften dar.

Die in der Abbildung 9 dargestellten Charakteristika werden im folgenden Abschnitt für die Überprüfung der Auswertungen für die Biotoptypen verwendet und stellen eine Grundlage für die Erarbeitung der Modellregeln dar (siehe Kapitel 10.4). Die hydrologischen Minimal- und Maximalwerte sowie die Medianwerte von jährlicher Überflutungsdauer/Jährlichkeiten, Grundwasserflurabstand und Amplitude auf Basis der hier ausgewerteten Aufnahmen wurden in der Tabelle 18 im Anhang dargestellt. Bei der Angabe der durchschnittlichen jährlichen Überflutungsdauer wurden nur in soweit Tage angegeben, wie tatsächlich jährlich eine Überflutung der Flächen stattfindet. In vielen Fällen ist das nicht der Fall, hier werden die Abflusswerte der Elbe der Bereiche 1200 und 1400 m³/s angegeben bzw. die entsprechenden Hochwasserjährlichkeiten. Der Wert "<HQ2" bedeutet dabei, dass die Abflussmenge bei Überflutung der Fläche kleiner ist als diejenige des HQ2, so dass die Fläche häufiger als alle zwei Jahre überflutet wird.

5.2.3 Vegetationseinheiten und bodenkundliche Daten

Die Verteilung der pflanzensoziologischen Aufnahmen auf die im Gebiet vorhandenen Bodengesellschaften ist in Abbildung 10 und Abbildung 11 für die beiden Teilgebiete dargestellt. Die Tabelle 16 im Anhang zeigt die Bodengesellschaften der Vegetationsaufnahmen.

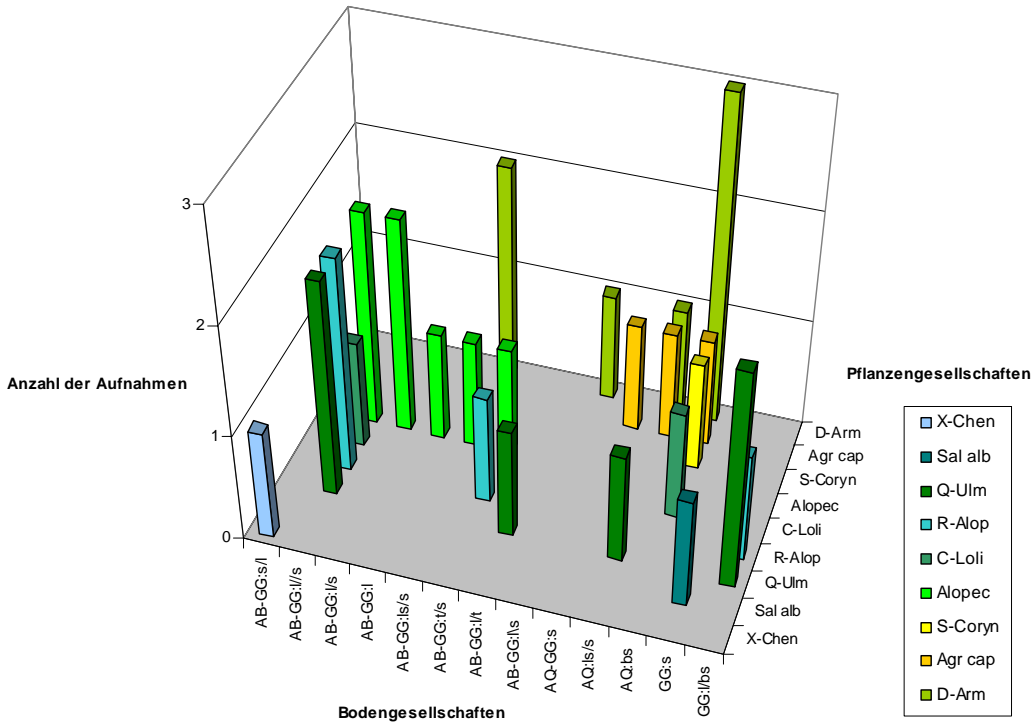


Abbildung 10: Pflanzengesellschaften, Bodengesellschaften und Aufnahmezahl im Teilgebiet Sandau

(Abkürzungen der Pflanzengesellschaften: siehe Abbildung 9;

AB = Vega; GG = Gley; AQ = Paternia; GN = Naßgley; OL = Lockersyrosem; s = Sand; bs = Bändersand; ls = Lehmsand; l = Lehm; t = Ton)

Die Aufnahmen der Hartholzaue erfolgten sowohl im Bereich der lehmigen als auch der tonigen Elbauenböden, wobei Vega-Gley- und Gley-Vega-Böden mit unterschiedlicher Schichtung vorherrschen. Sandige Elbauenböden sind nur mit einer Aufnahme in häufiger überflutetem Standort als Paternia-, Gley-Paternia-Standort erfasst worden. Zu Staunässe neigende Standorte mit tonigen Vega-Pseudogley- und Pseudogley-Vega-Bodengesellschaften sind nur zweifach im Raum Glindenberg kartiert worden. Diese Standorte liegen relativ grundwasserfern und werden selten überflutet. Als Bodengesellschaften der Weichholzaue wurde einerseits sandiger Gley-Auengley festgestellt, andererseits ein Übergangsbereich dieser Bodengesellschaft zu den lehmigen Gley-Vega und Vega Böden über tiefem Sand.

Die wenigen Aufnahmen des Arrhenatheretum, die ausschließlich im Raum Rogätz erfolgten, liegen auf unterschiedlichen Elbauenböden. Hier werden lehmige oder tonige Gley-Vega, Vega-Standorte bzw. sandige Gley, Auengley-Standorte besiedelt. Das Cynosuro-Lolietum wurde auf sandigen und lehmigen Elbauenböden erfasst. Im lehmigen Substratbereich werden Vega-Gley/Gley-Vega- sowie Vega-Gley/Gley-Standorte besiedelt. Auf sandigen Standorten sind die Bodengesellschaften Paternia, Gley-Paternia sowie Gley, Auengley, wobei letzteren im kleinräumigen Bodenwechsel zu Gley-Vega, Vega aus Lehm über tiefem Sand steht.

Die Alopecurus pratensis-Gesellschaft kommt zu großen Teilen im Bereich der sandigen Elbauenböden und mit geringem Anteil auf lehmigen Elbauenböden vor. Mit einer Aufnahme, in der Cnidion-Arten vorkommen, wurde sie im Teilgebiet Havelberg auf Vega-Gley aus Ton über Sand gefunden. Die lehmigen Standorte stellen als Bodengesellschaften Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm bis Ton über tiefem Sand dar. Eine Aufnahme erfolgte auf lehmigem Regosol, Gley-Regosol im Raum Glindenberg. Die übrigen Aufnahmestandorte der Gesellschaft sind Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehmsand über Sand bzw. bei den Aufnahmen mit Cnidion-Arten Gley, Auengley aus Lehmsand bis Sandlehm über Sand.

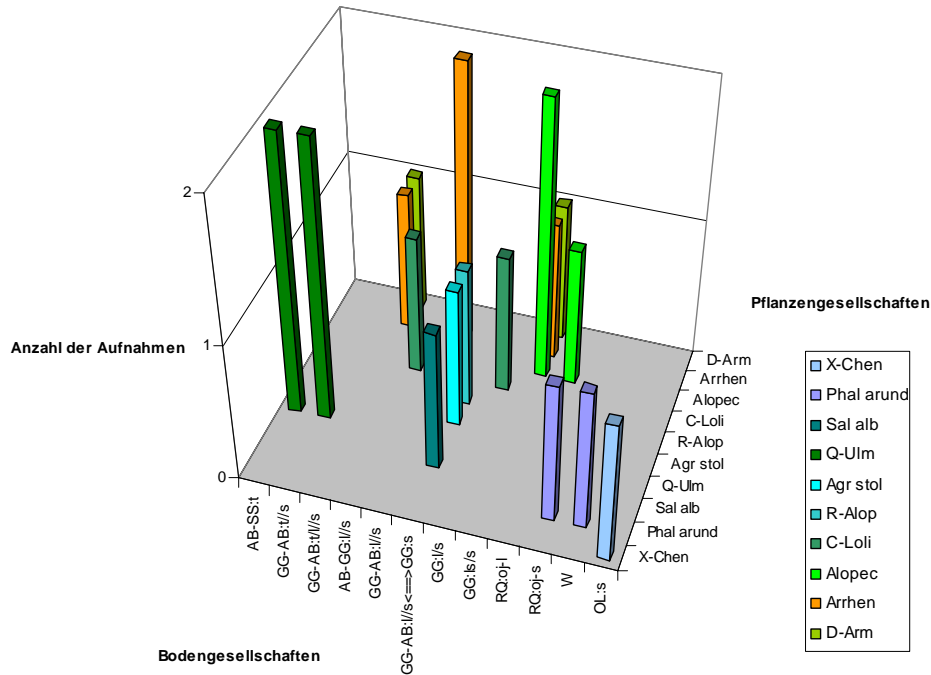


Abbildung 11: Pflanzengesellschaften, Bodengesellschaften und Aufnahmezahl im Teilgebiet Rogätz

(Abkürzungen der Pflanzengesellschaften: siehe Abbildung 9)

AB = Vega; GG = Gley; SS = Pseudogley, GN = Naßgley; RQ = Regosol; s = Sand; ls = Lehmsand; l = Lehm; t = Ton; oj = Aufschüttung)

Bei den Flutrasenaufnahmen wurden als Bodengesellschaften hauptsächlich Vega-Gley, Gley-Vega-Standorte auf Lehm und Ton über Sand erfasst. Im Rogätzter Teilgebiet kommen Standorte mit kleinräumigem Bodenwechsel zwischen Gley-Vega aus Lehm und sandigem Gley vor. Eine Aufnahme des Ranunculo-Alopecuretum erfolgte über Paternia, Gley-Paternia aus Bändersand.

Die einzige Aufnahme des Spergulo-Corynephoretum aus dem Teilgebiet Sandau gehört zur Bodengesellschaft ‚Paternia-, Gley-Paternia aus Bändersand‘; eine Gleybildung ist in dieser Lage allerdings kaum zu erwarten. Bei den Standort handelt es sich um relativ groben Flugsand. Eine Aufnahme des Diantho-Armerietum erfolgte im Bereich der Gesellschaft der Vega-Gley, Gley-Vega aus flachem Lehm über Sand, eine weitere auf entsprechenden Böden auf Ton über Lehm über Sand. Zu vermuten ist, dass auf beiden Standorten im Bereich der Aufnahme der Sand bis an die Bodenoberfläche tritt. Im Bereich der sandigen Elbauenböden werden häufig Vega-Gley/Gley-Vega, Paternia-Gley und Paternia/Gley-Paternia als Bodengesellschaften besiedelt. Eine Aufnahme erfolgte auf Gley, Auengley im Raum Rogätz. Diese Fläche ist eine der verhältnismäßig grundwassernahen. Im Bereich der Sandmagerrasen ist eine Vergleyung der Böden jedoch oft erst im tieferen Bereich unterhalb von 80 cm vorhanden. Die Vegetationsdecke erscheint dadurch wenig beeinflusst.

Die Uferfluren besiedeln meist Lockersyrosem aus Sand. Für eine Aufnahme wird Vega-Gley, Gley-Vega angegeben. Dies beruht vermutlich auf Unschärfen in den Boden- und Biotoptypenkarten. Für das Phragmitetum australis ist als Standort Wasser angegeben, bodenkundlich dürfte es sich hier auch um ein sandiges Lockersyrosem handeln, was nach Karte im Bereich der mittleren Wasserlinie der Elbe liegt. Für das Scirpetum maritimi wurde ein lehmiger Naßgley, Auengley der Auswertung entnommen. Die beiden Aufnahmen des Phalaridetum arundinaceae erfolgten einerseits im Wasser/Lockersyrosem (s.o.), andererseits auf einem sandigen Regosol, Gley-Regosol. Der Caricetum gracilis-Aufnahme schließlich ist als Bodengesellschaft ein sandiges Lockersyrosem zugeordnet.

5.3 Biotoptypen der rezenten Aue und Standortverhältnisse

Im Folgenden werden die Biotoptypen der rezenten Aue in Bezug auf Hydrologie, Bodenkunde und Nutzung analysiert. Sie sind zu unterschiedlichen Anteilen vorhanden. Tabelle 9 und Tabelle 10 stellen die Anzahl der Teilflächen sowie die Flächengröße nach der Verschneidung mit den hydrologischen und bodenkundlichen Daten in den Teilgebieten Sandau und Rogätz dar.

Tabelle 9 Flächenanzahl und –größe der Biotoptypen des Datensatzes rezente Aue Sandau
Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I

Biotoptyp	Flächenanzahl	Gesamtsumme in m ²	Gesamtsumme in ha
KCc	342	34926,5	3,49
KFh	10	7212,2	0,72
KFr	990	186411,5	18,64
KFu	236	35783,8	3,58
KGf	2264	751018,8	75,10
KGm	5451	2041556,6	204,16
KGu	1469	204896,1	20,49
KMa	774	253371,9	25,34
KSf	2822	383162,0	38,32
KSm	1283	188084,9	18,81
WAh	418	105419,7	10,54
WAw	143	15702,1	1,57

Während in beiden Teilgebieten die Grünlandbiotoptypen feuchter und mittlerer Standorte mit großer Anzahl und Flächengröße vorhanden sind, kommen einige Biotoptypen nur kleinräumig vor und sind wenig repräsentativ. Im Sandauer Raum (siehe Tabelle 9) sind Hochstaudenfluren feuchter Standorte (KFh), Uferfluren (KFu), Reitgrasfluren (KCc) und Weichholzauwälder (WAw) nur kleinräumig erfasst worden, wobei für Ufer und Reitgrasfluren sowie für die Weichholzaue eine größere Flächenzahl zur Auswertung vorliegt.

Tabelle 10 Flächenanzahl und –größe der Biotoptypen des Datensatzes rezente Aue Rogätz
Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I

Biotoptyp	Flächenanzahl	Gesamtsumme in m ²	Gesamtsumme in ha
KFr	73	19948,8	2,00
KFu	10	658,2	0,07
KGf	1213	170537,0	17,05
KGm	6853	1398014,0	139,80
KGu	1783	151178,4	15,12
KMa	103	21176,1	2,12
KSf	2739	129175,4	12,92
KSm	3496	139510,2	13,95
KSt	15	10472,2	1,05
WAh	64	168576,0	16,86
WAw	753	81275,0	8,13
WLS	8	2012,1	0,20
WUe	8	157,7	0,02
WUi	5	12407,2	1,24

Im Teilgebiet Rogätz (siehe Tabelle 10) sind ebenfalls mehrere Biotoptypen nur kleinräumig und mit wenigen Flächen in der rezenten Aue vertreten. Dazu gehören die Uferfluren (KFu), Staudenfluren trockener Standorte (KSt), Eschenwälder (WLS), Erlenmischwälder (WUe) und Eichenmischwälder (WUi). Mit größerer Flächenanzahl aber kleinräumig kommen in diesem Teilgebiet Magerrasen (KMa) und Weichholzauwald (WAw) vor. Im Falle des Hartholzauwaldes ist die Fläche deutlich größer, sie wird allerdings von wenigen einheitlicheren Teilflächen abgedeckt.

5.3.1 Vereinfachung der hydrologischen Daten

Die drei Parameter Elbeabfluss, mittlerer Grundwasserflurabstand und mittlere Grundwasseramplitude, wurden mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf zwei Achsen in einem neuen, synthetischen Koordinatensystem reduziert. Während für Sandau Daten zu 16203 Einzelflächen vorhanden waren, wies die rezente Aue von Rogätz 17123 Flächen auf. Die PCA zeigt für beide Projektgebiete ähnliche Ergebnisse. Die erste Achse repräsentiert in Sandau 66,8%, in Rogätz sind es 62,2 % der Variabilität. Die zweite Achse enthält in Sandau 29,9 %, in Rogätz 32,6 % der Variabilität. Damit sind für Sandau 96,7%, für die Rogätzer Daten 94,8% der gesamten Variabilität erklärt. Die Faktorenladung der ersten Hauptkomponente besteht sowohl in Sandau als auch in Rogätz zu etwa gleichen Teilen aus dem Elbeabfluss und dem Grundwasserflurabstand (Sandau: Elbeabfluss mit 0,68 und Grundwasserflurabstand mit 0,67; Rogätz: Elbeabfluss mit 0,7 und Grundwasserflurabstand mit 0,69). Negativ ist die Grundwasseramplitude in Sandau mit $-0,3$ und in Rogätz mit $-0,18$ beteiligt. Die zweite Hauptkomponente ist in beiden Teilgebieten im wesentlichen durch die Grundwasseramplitude positiv bestimmt (Sandau: 0,95, Rogätz: 0,97). Für den Sandauer Datensatz fließen der Elbeabfluss mit 0,17 und der Grundwasserflurabstand mit 0,26 in die zweite Achse ein. Die erste der neuen Variablen ist inhaltlich hauptsächlich als Größe für den durchschnittlichen Feuchtegrad der Flächen zu interpretieren, während die zweite Variable eher die Hydrodynamik widerspiegelt. Die Trennung dieser beiden Eigenschaften ist im Datenmaterial von Rogätz etwas deutlicher ermittelbar.

Bei der hohen Anzahl der vorhandenen Teilflächen ist die grafische Darstellung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse nicht direkt möglich, da sich einerseits verschiedene Biotoptypen teilweise stark überlagern, zum anderen zahlreiche identische Einzelpunkte aufgrund der Klassenaufteilung der hydrologischen Daten ergeben. Daher wurden bezogen auf die Biotoptypen die jeweiligen Mittelwerte der Daten für die beiden Achsen aufgetragen. Um einen Eindruck über die Bandbreite liefern zu können, wurde die Ausdehnung der Standardabweichung als Balken sowohl in X- als auch in Y-Richtung dargestellt. Die Größe der Symbole richtet sich nach der Reihenfolge der für die jeweiligen Biotoptypen in die Auswertung einbezogene Fläche, ist jedoch kein Maß für die Flächengröße.

Da sich je nach Nutzung auf vergleichbaren Standorten unterschiedliche Biotoptypen ausbilden können, überlagern sich in Abbildung 12 und Abbildung 13 unterschiedliche Biotoptypen. Zur Betrachtung der Trennschärfe der PCA müssen diejenigen Biotoptypen im Zusammenhang gesehen werden, die bei bestimmten Nutzungen in verschiedenen Höhenlagen des Elbufers vorkommen. Ohne Nutzung bilden als Vertreter der PNV Uferfluren (KFu), Weichholzaue (WAw) und Hartholzaue (WAh) eine Reihe. Im Grünland können Röhrichte (KFr), Flutrasen (KGu), Grünland feuchter Standorte (KGf), Grünland mittlerer Standorte (KGm) und Magerrasen (KMa) in eine Reihe gestellt werden. Als jüngere Brachestadien von Nutzflächen und Saumbiotopen bilden die Staudenfluren mit Röhrichten, Staudenfluren feuchter Standorte (KSf), Staudenfluren mittlerer Standorte (KSm) und Staudenfluren trockener Standorte (KSt) bzw. Reitgrasfluren (KCC) die letzte Reihe für die Betrachtung.

Teilraum Sandau

Da die Uferfluren und Weichholzaue nur auf kleiner Fläche erfasst wurden, sind die Ergebnisse nur mäßig repräsentativ. Es zeigt sich, dass hydrologisch die Schwerpunkte der Biotoptypen deutlich getrennt sind, wobei die Uferfluren sich im feuchtesten Bereich befinden, allerdings weniger Anteil an der Dynamik besitzen als die Weichholzaue. Dieses Ergebnis spiegelt das Potenzial der beiden Biotoptypen vermutlich nicht korrekt wider, da beide den eigentlichen Uferbereich einer naturnahen Aue in sehr ähnlichen Höhenlagen besiedeln würden und daher einer vergleichbaren Dynamik ausgesetzt sind. Dass die Hartholzaue im trockeneren Bereich liegt und die Standorte eine etwas weniger ausgeprägte Dynamik besitzen, ist nachvollziehbar, da stromfernere Bereiche besiedelt werden.

Wird die Grünlandreihe mit Röhrichten, Flutrasen, Grünland feuchter Standorte und mittlerer Standorte betrachtet, ist die Differenzierung weniger deutlich. In Bezug auf die Feuchte sind die

beiden Grünlandbiototypen und die Magerrasen klar gereiht. Die Bereiche überlappen sich jedoch sehr stark. Für die Magerrasen ist die Dynamik deutlich stärker als bei den übrigen Biototypen. Da die Magerrasen teilweise elbenah auf sandigen Kuppen und sogar im Bereich sandiger Ufer vorkommen, ist diese Anordnung grundsätzlich plausibel. Ebenso nachvollziehbar ist, dass bei den Flutrasen und Röhrichten die Dynamikkomponente geringer ausfällt, da auch flache Senken innerhalb des elbefernerer Grünlandes besiedelt werden. Hier kommt hinzu, dass die Ausprägung von Flutrasen vielfach von der Nutzungskomponente Beweidung abhängt.

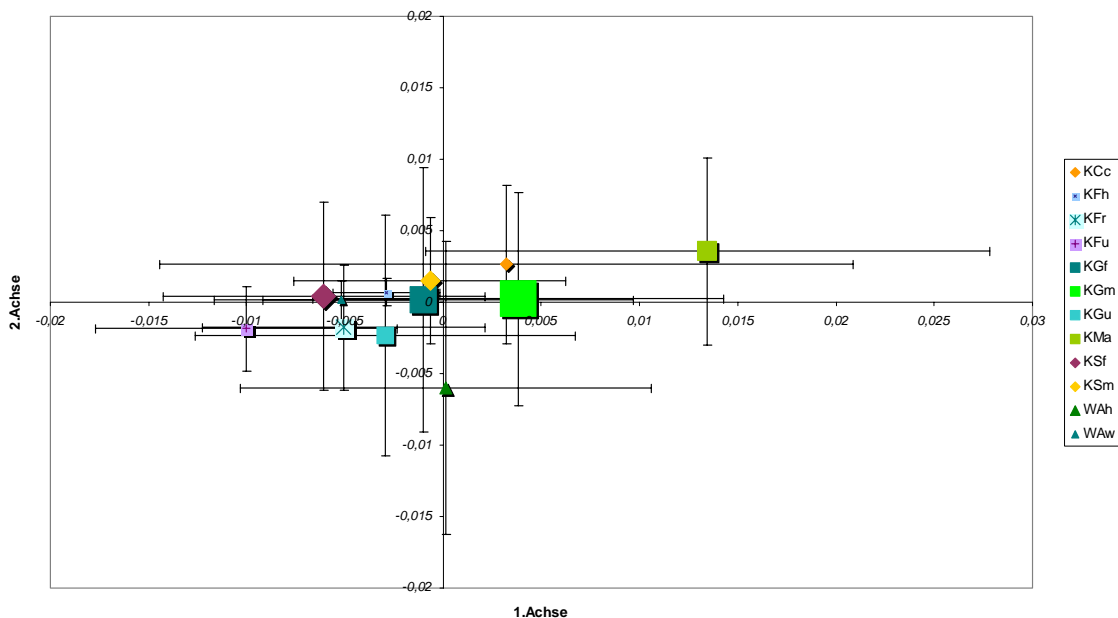


Abbildung 12: Mittelwerte und Standardabweichungen der Daten der Achsen der Hauptkomponentenanalyse für die Biotypen in Sandau
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Die Staudenfluren feuchter und mittlerer Standorte unterscheiden sich deutlich, zeigen jedoch eine größere Überlappung mit den Reitgrasfluren, die eine sehr weite Amplitude zeigen und den Magerrasen vergleichbare Standorte besiedeln können. Auffällig ist, dass die Ähnlichkeiten der Positionen der Grünländer und Staudenfluren feuchter und mittlerer Standorte deutlich voneinander abweichen, obwohl alle mit größeren Flächenanzahlen und -größen in die Auswertung eingehen. Möglicherweise resultiert aus der Saumbildung bei Staudenfluren eine größere Unschärfe in Bezug auf die Standortdaten als bei flächenhaften Biotypen wie dem Grünland.

Teilraum Rogätz

In Bezug auf die PNV besitzen im feuchtesten Bereich die Uferfluren und Weichholzaue eine ähnliche Lage im Diagramm. Die Hartholzaue ist im deutlich trockeneren Bereich angesiedelt und weist eine geringere Dynamikkomponente auf. Insgesamt ist hier die Amplitude des Vorkommens stark eingeschränkt, was auf die relativ einheitliche Lage des Hartholzauwaldes im Teilgebiet Rogätz zurückgeht. Da die übrigen Waldbiototypen teils dramatisch unterrepräsentiert sind, sind deren Ergebnisse eher zufälliger Natur.

Die Grünlandbiotypen sind innerhalb des Diagramms nur schwach differenziert. Röhrichte und Magerrasen kommen nur auf kleiner Fläche vor, so dass deren Ergebnisse nicht interpretierbar sind. Die Flutrasen liegen eng beim Grünland mittlerer Standorte. Möglicherweise ist das ein Hinweis auf die unzureichende Abbildung kleiner Senken im Höhenmodell. Gleiches gilt auch für Teile des Grünlandes feuchter Standorte, das aber insgesamt mit einem deutlich größeren Flächenanteil in die Auswertung eingeht. Es ist gegenüber dem Grünland mittlerer Standorte im

feuchteren Bereich angesiedelt und weist eine deutlich geringere Dynamikkomponente auf. Insgesamt ist die Überlappung der beiden Grünlandbiototypen jedoch sehr hoch.

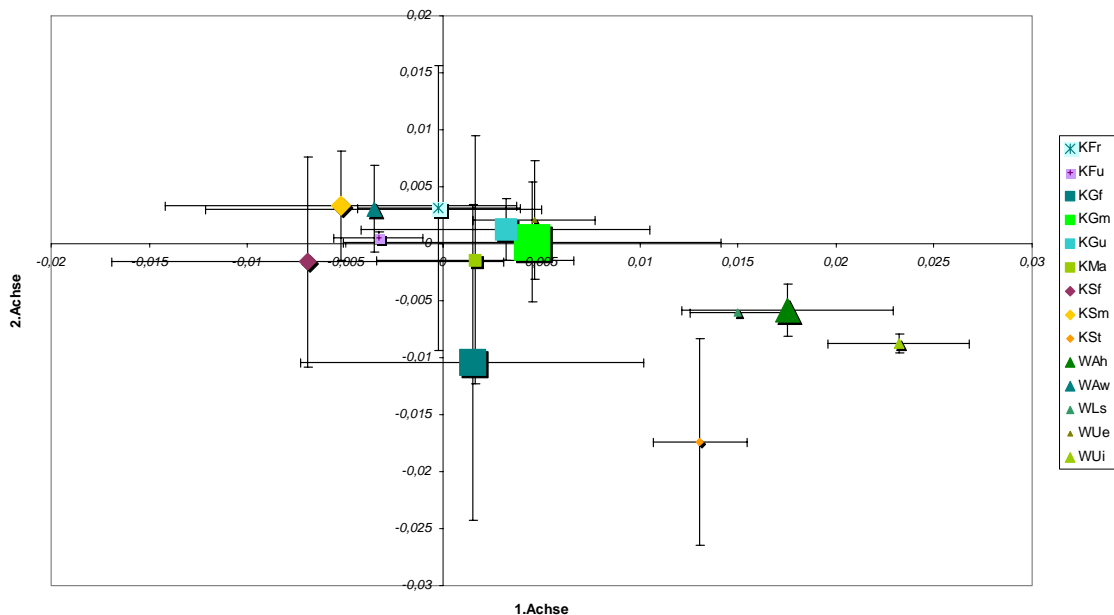


Abbildung 13: Mittelwerte und Standardabweichungen der Daten der Achsen der Hauptkomponentenanalyse für die Biotypen in Rogätz
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Die Staudenfluren sind auch hier deutlich feuchter gekennzeichnet. Insgesamt liegen diejenigen mittlerer und feuchter Standorte recht nah beieinander, unterscheiden sich jedoch deutlich von den zugehörigen Grünlandbiotypen. Das die Staudenfluren feuchter und mittlerer Standorte feuchter platziert sind als die Röhrichte, liegt vermutlich am teils geringen Datenumfang bzw. an der mangelnden Abbildung von Senken im Höhenmodell.

5.3.2 Zusammenhang zwischen Elbeabfluss und Grundwasserflurabstand

Das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse, dass die beiden Variablen Elbeabfluss und Grundwasserflurabstand zu etwa gleichen Teilen an der ersten Komponente beteiligt sind, legte nahe, bei den beiden Variablen eine Regressionsanalyse durchzuführen, um einen möglichen Zusammenhang zu klären. In Abbildung 14 und Abbildung 15 wurde für die Teilgebiete getrennt der Grundwasserflurabstand in Zentimetern gegen den Elbeabfluss in Kubikmeter pro Sekunde als Punktwolke aufgetragen. Da aufgrund der in Klassen gestuften Daten die einzelnen Datenpunkte unterschiedlich häufig vorkommen, wurden die Mittelwerte der Grundwasserflurabstände in den Abflussklassen gebildet und zusammen mit der Standardabweichung aufgetragen. Anhand der Mittelwerte wurde eine Trendlinie als logarithmische Funktion angelegt.

Für den Raum Sandau (siehe Abbildung 14) existiert über den gesamten vorhandenen Datenbereich eine gute Übereinstimmung der Trendlinie mit den Mittelwerten, was sich im Bestimmtheitsmaß von 0,99 ausdrückt. Für den gesamten Datensatz kommt damit dem Grundwasserflurabstand keine spezielle Bedeutung zu.

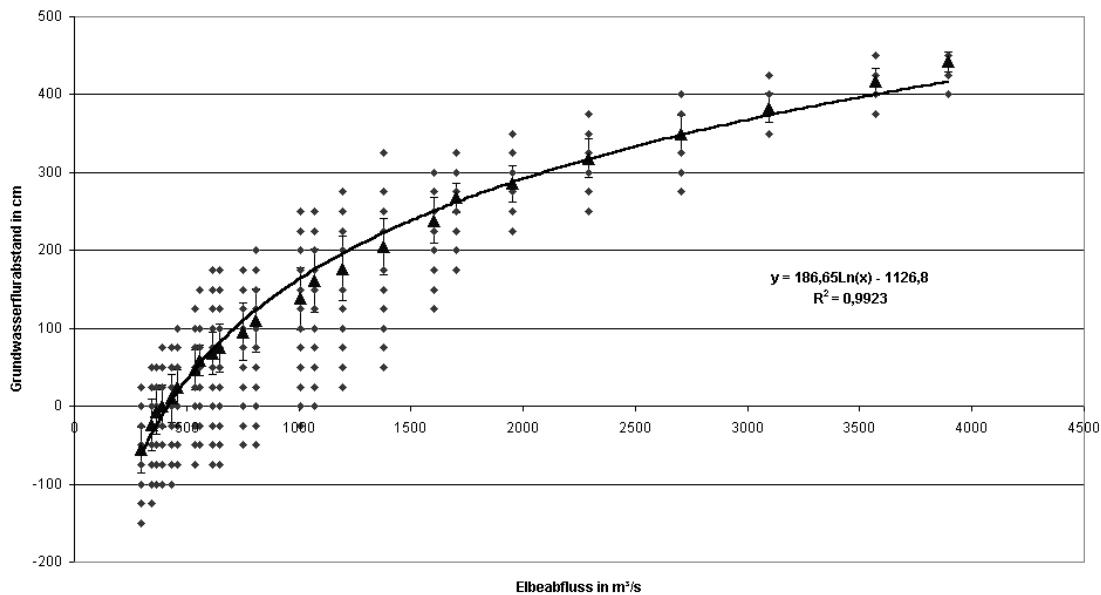


Abbildung 14: Mittelwerte, Standardabweichungen und Streuung der Grundwasserflurabstände in den Elbeabflussklassen für Sandau mit Trendlinie

Bei der Betrachtung des Zusammenhanges zwischen Elbeabfluss und Grundwasserflurabstand im Teilgebiet Rogätz (siehe Abbildung 15) zeigt sich, dass dieser Zusammenhang in den höhergelegenen, selten überfluteten Bereichen nur schwach ist. Im unteren und mittleren Überschwemmungsniveau ergibt sich jedoch ebenfalls eine gute Übereinstimmung, was auch das Bestimmtheitsmaß der Trendlinie mit 0,94 ausdrückt.

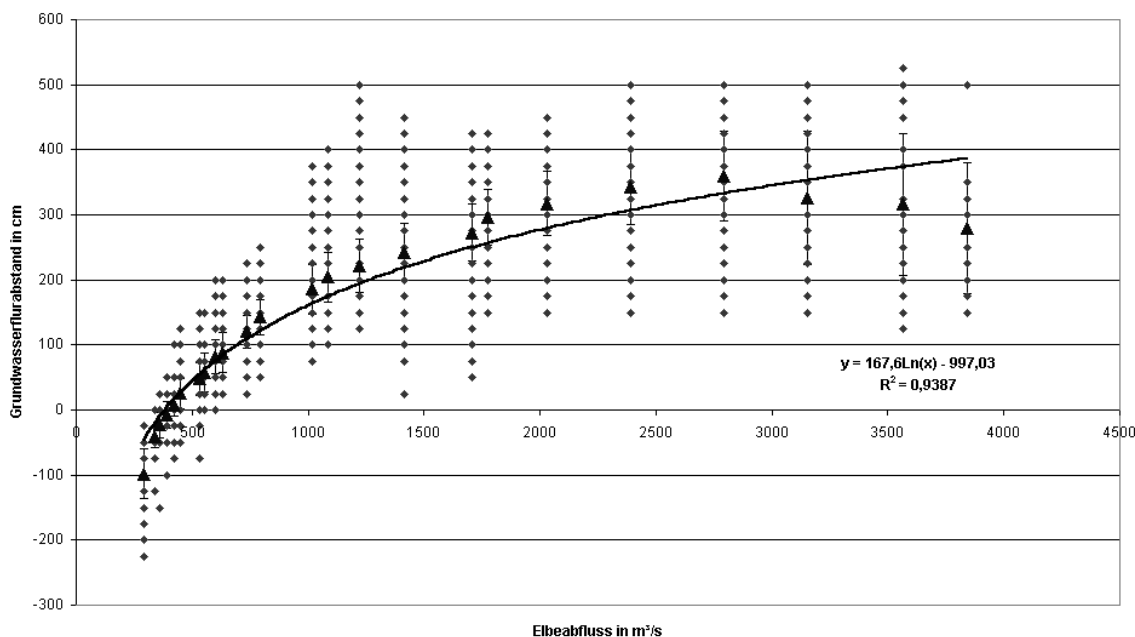


Abbildung 15: Mittelwerte, Standardabweichungen und Streuung der Grundwasserflurabstände in den Elbeabflussklassen für Rogätz mit Trendlinie

Dass die höher gelegenen Bereiche weniger eng mit der Elbe zusammenhängen, ist möglicherweise dadurch gegeben, dass der Rogätzter Hang mit seinem kontinuierlicheren Hangdruckwasser derartige Bereiche beeinflusst. Zwischen Loitsche und Rogätz kommen Erlen-Quellwälder und nicht auengeprägte Feuchtwiesen vor. Eine separate Berücksichtigung der mittleren Grundwasserflurabstände erscheint redundant.

5.3.3 Biototypen und Hydrologie

Überflutungshydrologie

Um zu klären, ob die Biototypen in Bezug auf ihre Überflutungstoleranz abgestuft vorkommen, wurde die Abflussmenge der Elbe, ab der die Einzelflächen überflutet werden, in den beiden Teilgebieten für die einzelnen Biototypen gemittelt. Einerseits wurde der Durchschnitt aller Einzelflächen mit der Standardabweichung berechnet, andererseits wurde ein nach der Flächengröße der Einzelflächen gewichtetes Mittel errechnet. Die kleinflächig mit geringer Anzahl vorkommenden Biototypen, KFh und KGt in Sandau sowie KFu, KSt, WLa, WUe und WUi im Teilgebiet Rogätz wurden nicht in die folgende Auswertung einbezogen.

Für Sandau (siehe Abbildung 16) zeigen die Mittelwerte des Elbeabflusses eine eindeutige Reihung von den feuchte- zu den trockenheitstoleranten Biototypen, die allerdings durch die gewichteten Mittel nicht wiedergegeben werden. Die Standardabweichungen deuten auf eine erhebliche Spannweite hin. Diese Darstellung enthält jedoch die Fehler des Höhenmodells, die durch das Fehlen kleiner Senken das Vorkommen der feuchtetoleranten Biototypen tendenziell zu hoch abbildet. Vor allem die an feuchte Standorte gebundenen Biototypen (KFu, WAw, KSf, KFr, KGu und KGf) weisen eine deutliche Spannweite in den trockeneren Bereich auf, wobei oftmals die Schwelle des Elbeabflusses von 1000 m³/s (entspricht einem durchschnittlichen Überflutungszeitraum von nur 50 Tagen im Jahr) überschritten wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass derartige Vorkommen auch in höher gelegenen, niederschlagsgespeisten stauenden Bereichen vorkommen können.

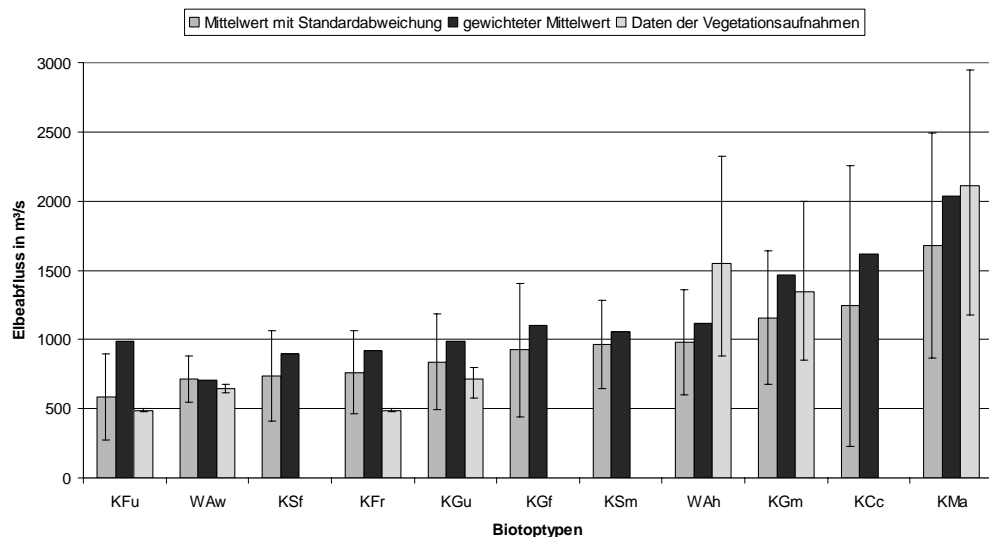


Abbildung 16: Mittelwerte und Standardabweichungen sowie nach Fläche gewichtete Mittel der Elbeabflüsse ab der die Biototypen überflutet werden für Sandau
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Werden die Ergebnisse der Biototypenauswertung mit denen der Vegetation verglichen, so zeigt sich für den Raum Sandau, dass die ermittelten Abflussmengen für die Vegetation in einem ähnlichen Spektrum wie das nicht gewichtete Mittel der zugehörigen Biototypen liegt. Das nach der Flächengröße gewichtete Mittel stellt demnach keine so gute Näherung dar. Deutliche Abweichungen sind im Bereich der Röhrichte vorhanden, bei denen die Vegetationsaufnahmen im Bereich der Abflussmenge von unter 500 m³/s überflutet werden, während für die Biototypen KFu und KFr Werte von 586 (KFu, entspricht 135 Tage Überflutung) und 762 (KFr, entspricht 88 Tage Überflutung) ermittelt wurden. Auch für die Flutrasen ergeben sich aus der Biototypenauswertung höhere Abflussmengen und damit kürzere Überflutungszeiträume. Während für die Vegetation zwischen 687 und 720 m³/s ermittelt wurden, ergeben sich für die Biototypen 839 m³/s (entspricht 73 Tage jährlicher Überflutung).

Bei Betrachtung des Teilraumes Rogätz fallen die deutlich höheren Abflüsse auf (siehe Abbildung 17). Während die Werte zahlreicher Biototypen in Sandau unter dem Abfluss von 1000 m³/s

lagen, wird dieser Wert, der in Rogätz für eine durchschnittliche Überflutung von 52 Tagen im Jahr steht, von vielen Biotoptypen auch feuchter Standorte deutlich überschritten. Da im Raum Rogätz tonige Elbauenböden häufiger sind, ist damit zu rechnen, dass staunasse Bereiche häufiger sind. Diese wurden mit dem Höhenmodell und der Karten der Bodengesellschaften nicht ausreichend erfasst.

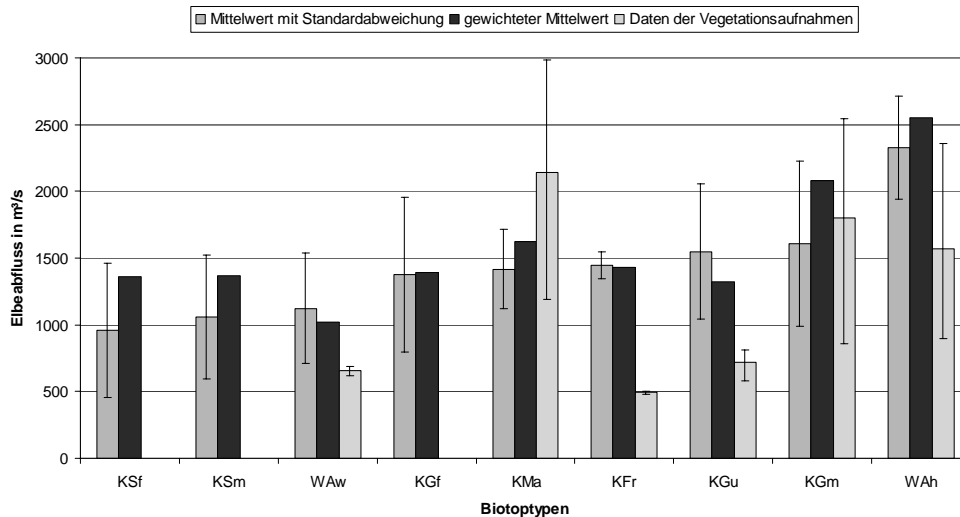


Abbildung 17: Mittelwerte und Standardabweichungen sowie nach Fläche gewichtete Mittel der Elbeabflüsse ab der die Biotoptypen überflutet werden für Rogätz
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Sowohl die Mittelwerte als auch die nach der Flächengröße gewichteten Mittel liefern keine, mit den Werten der Vegetation vergleichbaren Ergebnisse für die Biotoptypen feuchter Standorte (KSf, WAw, KGf, KFr und KGu). Der Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete spiegelt deutlich die geländemorphologischen Unterschiede wider. Während das Gebiet Sandau sehr verschiedenartige und meist niedrigere Höhenlagen in Bezug auf die Wasserlinie der Elbe mit zahlreichen Altarmstrukturen aufweist, liegt das Gebiet von Rogätz deutlich höher. Hier sind es insbesondere ausgedehnte Grünland- und Auenwaldflächen, die nur selten überflutet werden und das Bild der Auswertung bestimmen. In diesem Falle kann davon ausgegangen werden, dass das Potenzial der Biotoptypen in Bezug auf die Toleranz gegenüber Überflutungen schlechter abgebildet werden kann als im Raum Sandau. Das Fehlen bestimmter Höhenlagen in Rogätz kann dazu führen, dass die Unschärfen des Geländemodells oder das Vorhandensein höher gelegener stauwasser Bereiche den Durchschnitt für Biotoptypen, denen niedrige oder mittlere Flächen fehlen, nach oben abweichen lassen.

Beim Vergleich zwischen dem über die Teilflächen gemittelten und dem nach Fläche gewichteten Mittel zeigt sich, dass zumindest für den Teilraum Sandau das nicht gewichtete Mittel diejenigen Werte zurückgibt, die besser zu den Werten der Vegetation passen. Die gewichteten Werte, die unter dem des Mittelwertes aller Flächen liegen, deuten darauf hin, dass größere Einzelflächen höher liegen als der Durchschnitt. In den folgenden Vergleichen wird daher das gewichtete Mittel nicht berücksichtigt.

Hydrodynamik und Entfernung zum Strom

Grundsätzlich ist die mittlere Grundwasseramplitude (siehe Abbildung 18 und Abbildung 19) innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes sehr hoch. Nur am Rande des südlichen Rogätzter Teilgebietes kommen Schwankungsbreiten von weniger als 125 cm vor. Die geringsten Werte in der rezenten Aue betragen 250 cm. Die höchsten Werte liegen im Rogätzter Raum bei 325 cm, während im Teilgebiet Sandau 275 cm Schwankungsbreite erreicht werden. Die geringsten Werte werden hier mit 150 cm bzw. 200 cm in der rezenten Aue modelliert. Da die Isolinien zwischen den verschiedenen Klassen der Grundwasseramplituden größtenteils parallel zur Elbe verlaufen, kann die Grundwasseramplitude als grobe Näherung des Abstandes der jeweiligen

Flächen zum Elbstrom verstanden werden. Im Teilgebiet Sandau ist im Gegensatz zum Rogätzer Gebiet ein Unterschied der Grundwasseramplitude im Längsverlauf vorhanden. Während die Amplitude im Bereich des Elbestromes am Einlauf in das Gebietes bei 225 cm liegt, beträgt sie am Auslauf aus dem Projektgebiet 275 cm.

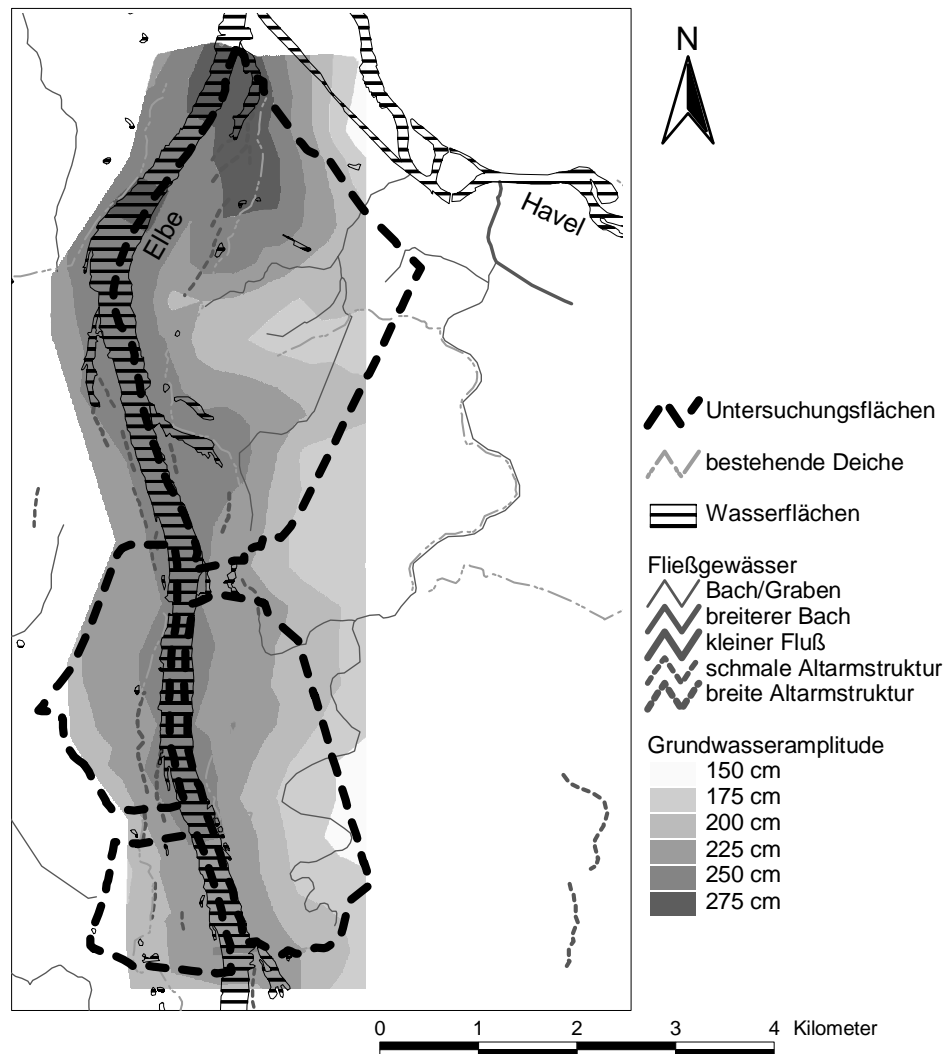


Abbildung 18: Die mittlere Grundwasseramplitude des Projektgebiete Sandau

(nach Daten von SCHWANENBERG et al. 2001)

Elbnahe Standorte (abseits der Ohremündung in 250 bis 500 m Entfernung zur Strommitte) werden im Rogätzer Raum mit einer Amplitude von 275 cm und mehr gekennzeichnet. Standorte mit einer Amplitude von 250 cm stellen ebenfalls noch elbenähere Flächen dar und liegen abseits der Ohremündung in 350 bis 950 m Entfernung zur Strommitte. Durch die Abstufung in Längsrichtung stellt die Grundwasseramplitude für Sandau eine weniger gute Näherung dar. Elbnahe Standorte werden im Bereich zwischen Wulkau und Rosenhof durch die Amplitude von 225 cm gekennzeichnet, während sie sich im übrigen Teilgebiet durch eine Amplitude von 250 cm auszeichnen. Nur im Bereich des nördlichen Möwenwerder steigt die Amplitude auf 275 cm. Die Entfernungen dieses Bereiches liegen meist bei bis zu 350 bis 550 m bis zur Strommitte. Im Bereich von angeschlossenen Altarmen steigen sie jedoch bis über 1000 m.

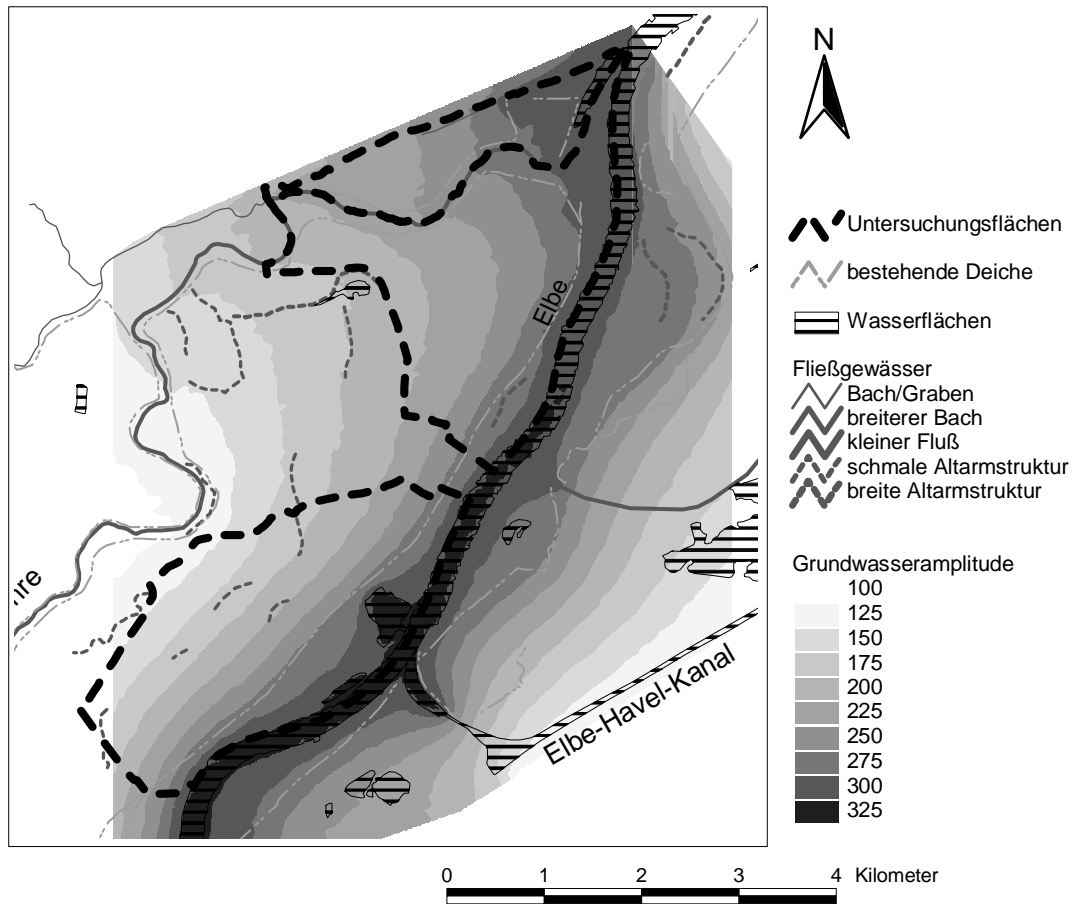


Abbildung 19: Die mittlere Grundwasseramplitude des Projektgebietes Rogätz
(nach Daten von SCHWANENBERG et al. 2001)

Bereits während der Untersuchungen zeigte sich, dass die Sandmagerrasen in Elbnähe tiefer gelegene Standorte besiedeln können. Die Gesellschaft des Diantho-Armerietum geht in derartigen Bereichen in Sedum-Fluren über. Um zu untersuchen, welche Rolle die Elbnähe für das Vorkommen tiefergelegener Sandmagerrasen spielt, wurde für diesen Biotoptyp und die damit korrespondierenden Reitgrasfluren deren Überflutungslage gegen die Grundwasseramplitude mit der Angabe des erfassten Flächenumfangs aufgetragen (siehe Abbildung 20 und Abbildung 21).

Während die Vorkommensschwerpunkte der Magerrasen in Bereichen liegen, die im Durchschnitt seltener als jährlich überflutet werden, sind Teile dieses Biotoptyps insbesondere im Teilgebiet Sandau in deutlich häufiger überfluteten Bereichen mit kleinen Flächenanteilen erfasst worden (siehe Abbildung 20). Zu Teilen können hier Artefakten aufgrund von Fehlern im DHM auftreten, die Tendenz ist jedoch, dass bei höheren Grundwasseramplituden – und damit in Elbnähe – stärker überflutete Magerrasen vorhanden sind. Da die Grundwasseramplitude von 275 cm nur im nördlichen Möwenwerder auftritt, sind kaum derartige Magerrasen erfasst worden. Der Raum Rogätz (siehe Abbildung 21), in dem Sandmagerrasen zu den selteneren Biotoptypen gehören und keine Reitgrasfluren vorkommen, zeigt diese Tendenz weniger deutlich.

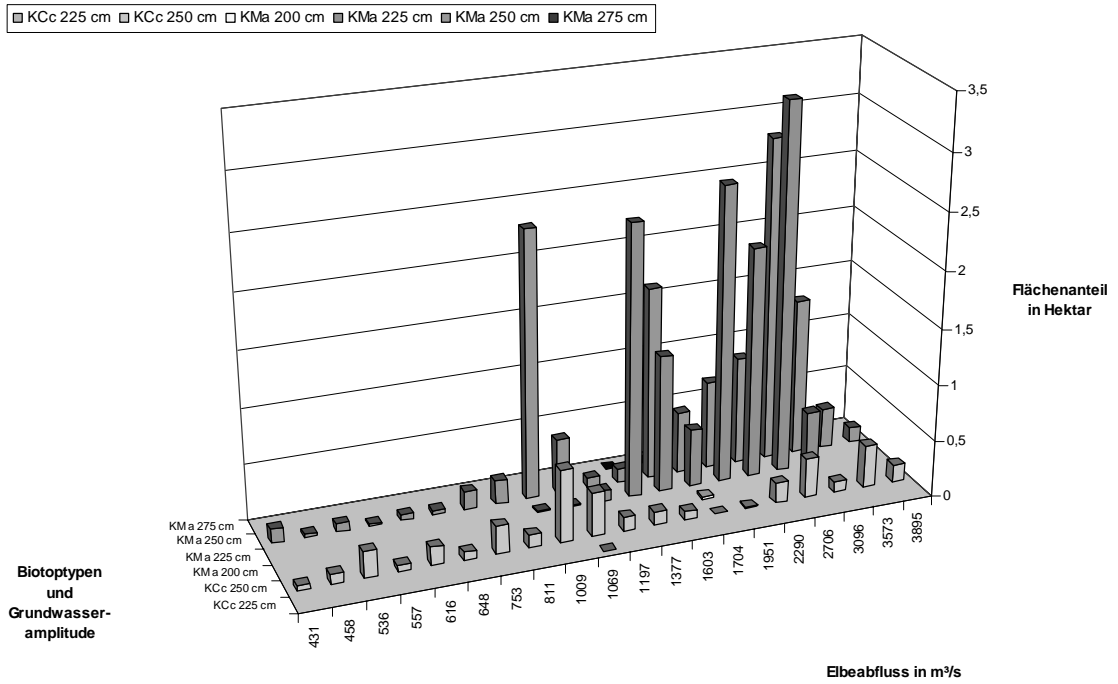


Abbildung 20: Grundwasserfluramplitude und Elbeabfluss der Magerrasen und Reitgrasfluren für Sandau (Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

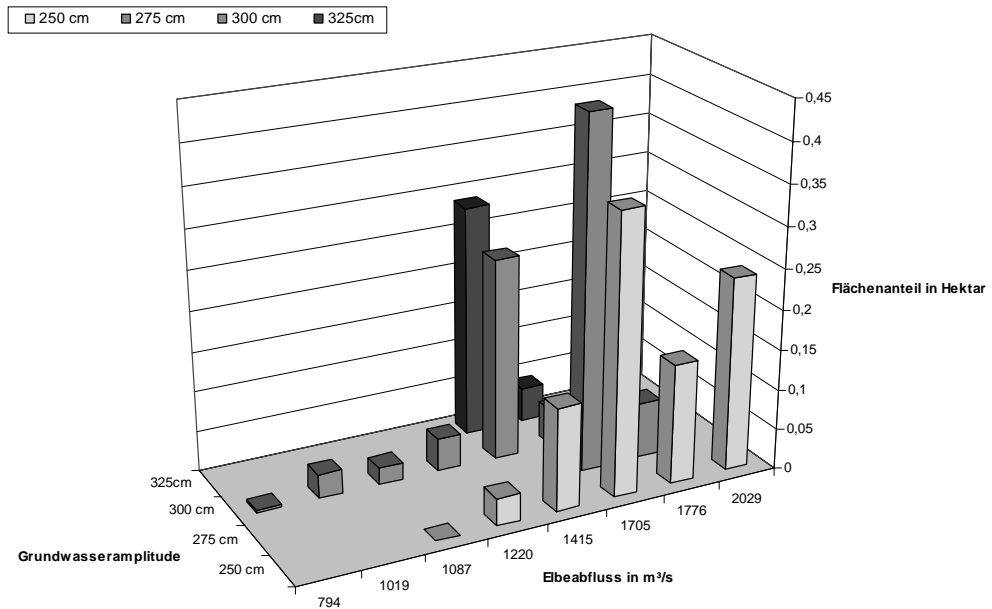


Abbildung 21: Grundwasserfluramplitude und Elbeabfluss der Magerrasen und Reitgrasfluren für Rogätz (Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

5.3.4 Biotypen und Bodengesellschaften

Die verschiedenen Bodengesellschaften der beiden Teilräume sind mit unterschiedlicher Flächengröße im Auswertungsraum vorhanden (siehe Kapitel 4.2.3). Ebenfalls stark unterschiedlich ist die Verteilung der einzelnen Biotypen auf die in den Auenräumen vorhandenen Bodengesellschaften. Die Abbildung 22 zeigt die Situation für den Teilraum Sandau. Nur das Grünland mittlerer Standorte (KGm) ist auf den meisten Bodengesellschaften verbreitet. Alle übrigen Biotypen treten entweder zumeist kleinflächig auf unterschiedlichen Bodengesellschaften (KGf, KGu, KSm, KSf, KMa, WAh) oder nur sporadisch auf (KFr, KFu, KCc, WAw). Verschiedene Biotypen bilden Schwerpunkte.

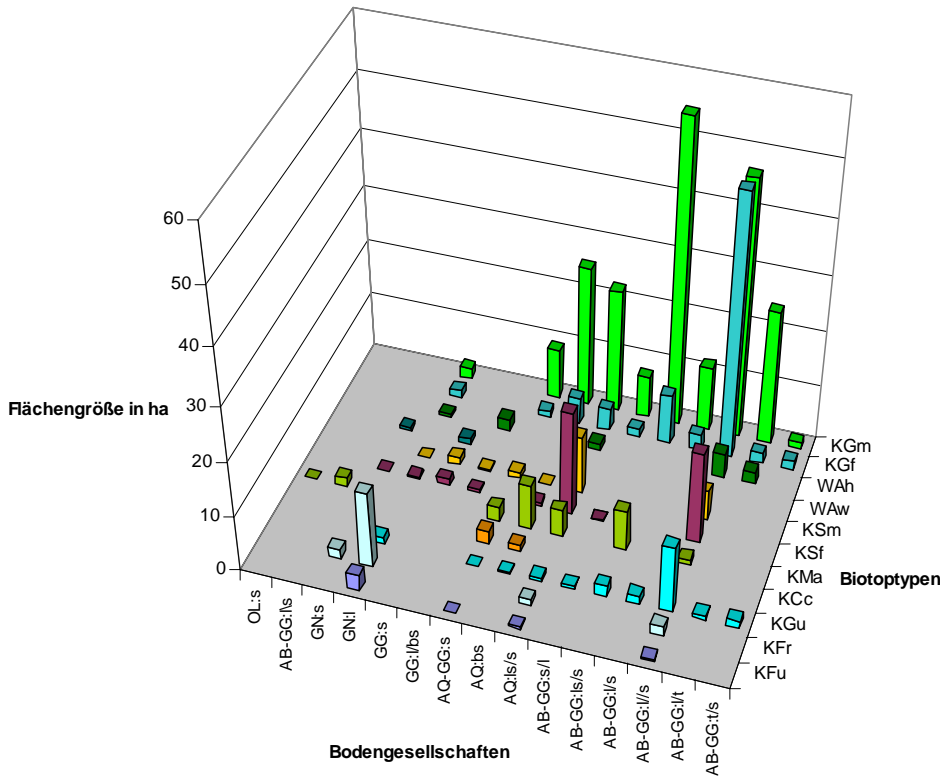


Abbildung 22: Biotypen, Bodengesellschaften und Fläche im Teilgebiet Sandau (Erläuterung der Biotop- und Bodencodes siehe Anhang I)

Durch die geringere räumliche Auflösung der Bodendaten wird eine Reihe weniger einleuchtender Ergebnisse erzeugt. Dass Sandmagerrasen innerhalb von Bodengesellschaften der lehmigen Elb-auenböden (z. B. AB-GG:l/s) vorkommen, spiegelt wider, dass innerhalb dieser Bodengesellschaft kleine Sandlinien an der Oberfläche vorkommen dürften. Ebenso zeigt das Auftreten vom Grünland mittlerer Standorte auf Nassgley (GN:l) an, dass in diesem Bereich weniger vernässte Abschnitte vorkommen. Die unkritische Auswertung dieser Daten würde Fehler fortführen, die eine Zuordnung von Biotypen zu typischen Bodengesellschaften bei bestimmten hydrologischen Rahmenbedingungen erschweren.

Im Teilgebiet Rogätz (Abbildung 23) dominiert ebenfalls das Grünland mittlerer Standorte (KGm) auf fast allen Bodengesellschaften, während die übrigen Biotypen entweder verbreitet aber meist kleinflächig (KGf, KSm, KSf) vorhanden sind oder nur sporadisch (KGu, KMa, WAh, WAw) auftreten. Auch hier gibt es Schwerpunktbildungen. Die Hartholzwälder sind auf die Bodengesellschaften der tonigen Elb-auenböden beschränkt. Dies hat jedoch weniger mit der ökologischen Kapazität des Biotyps zu tun als vielmehr mit der geringeren Eignung dieser zu Stau-nässe neigenden Böden für die landwirtschaftliche Nutzung. Die Ergebnisse sind damit nicht

repräsentativ für den Biototyp Auwald. Da ein Teil der Böden als Grünland genutzt wird, ergibt sich hieraus auch kein Ausschluss der Grünlandnutzung.

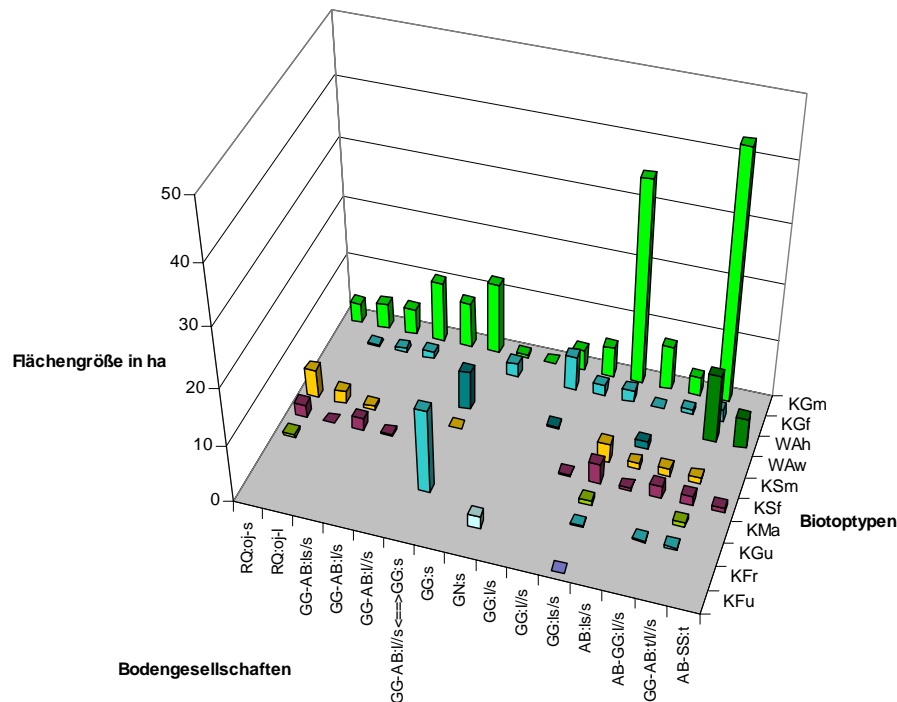


Abbildung 23: Biototypen, Bodengesellschaften und Fläche im Teilgebiet Rogätz

(Erläuterung der Biotop- und Bodencodes siehe Anhang I)

In Bezug auf die Bodengesellschaften ist keine Analyse der Biototypen mit Zielrichtung auf deren Potenziale möglich, da viele Biototypen nur selektiv auf bestimmten Bodengesellschaften erfasst wurden. Im Hinblick auf die Modellierung wurde daher die übergeordnete Zusammenfassungsebene der Bodenart gewählt, die durch das Zusammenspiel von Korngrößen und Wasserkapazität wesentliche ökologische Faktoren der Standorte bestimmt.

In der Abbildung 24 werden die Mittelwerte des Elbeabflusses differenziert nach sandigen, lehmigen und tonigen Elbauenböden dargestellt. Als Vergleich ist der Gesamtdurchschnitt des Elbeabflusses und die Auswertung bestimmter auf die Biototypen bezogener Vegetationseinheiten dargestellt. Es zeigt sich, dass bei den meisten Biototypen die sandigen Standorte erst bei höheren Elbeabflüssen überflutet werden als die lehmigen Standorte. Demgegenüber stehen die tonigen Standorte, die teilweise den sandigen entsprechen, teilweise erst bei noch höheren Elbeabflüssen überflutet werden.

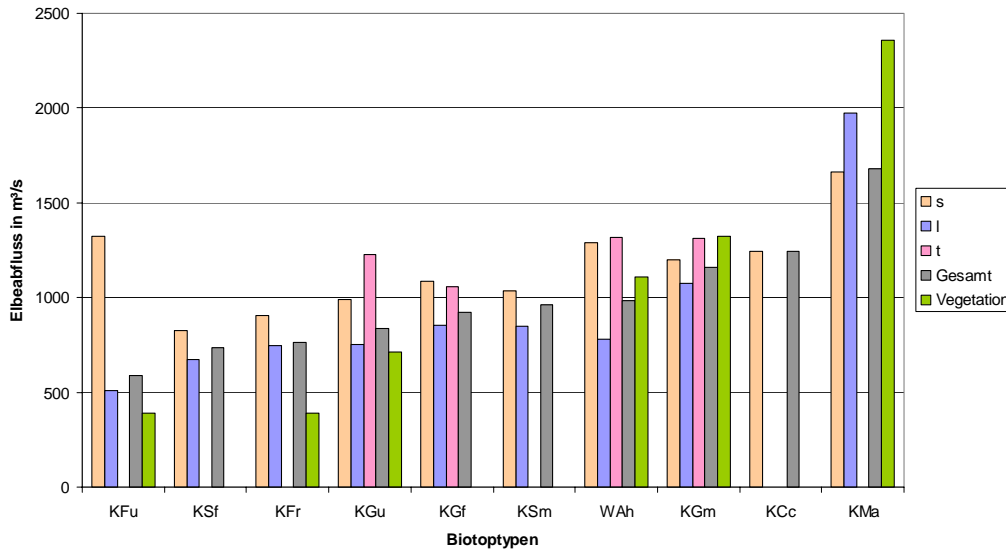


Abbildung 24: Biotoptypen, Bodenart und Elbeabfluss mit Mittelwerten, Teilgebiet Sandau.
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Für den Raum Rogätz stellt die Abbildung 25 die Aufteilung nach sandigen, lehmigen und tonigen Elbauenböden dar. Als zusätzliche Ebene wurden hier kleinflächige Bodenwechsel zwischen lehmigen und sandigen Elbauenböden berücksichtigt.

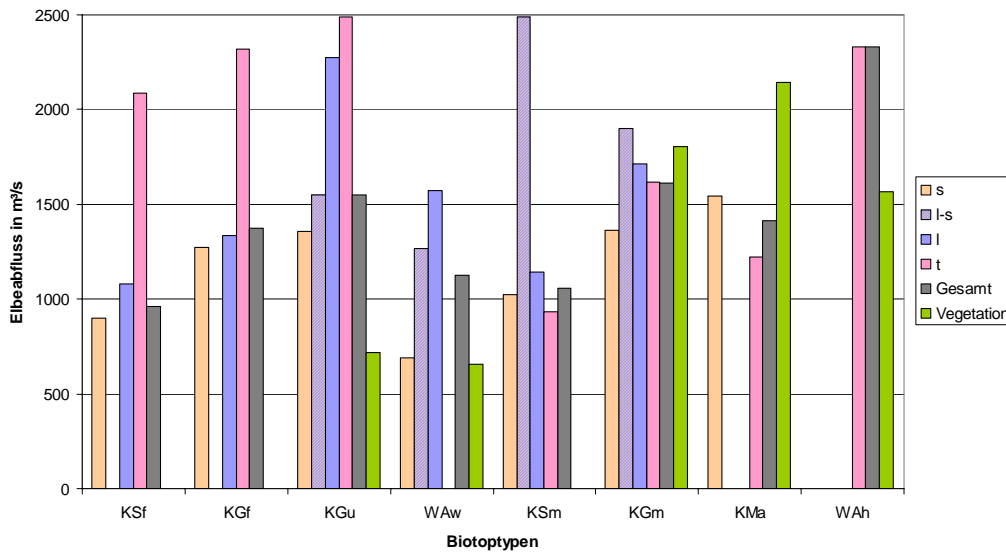


Abbildung 25: Biotoptypen, Bodenart und Elbeabfluss mit Mittelwerten, Teilgebiet Rogätz.
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Bis auf den Biotop der Sandmagerrasen, der in diesem Teilgebiet kleinflächig vorkommt, weichen die Biotoptypen der sandigen Standorte in Bezug auf die Elbeabflussmenge nach unten ab, d. h. sie werden bereits bei geringeren Elbeabflüssen und damit länger im Jahr überflutet. In den Bereichen des Bodenwechsels entsprechen die Standorte bei den Flutrasen und Weichholzauenwaldflächen etwa dem Mittel über alle Böden während bei den Staudenfluren mittlerer Standorte nur sehr hoch gelegene Flächen im Auswertungsraum liegen. Auch beim Grünland mittlerer Standorte wurden Flächen erfasst, die höher als der Durchschnitt liegen und daher nur bei höheren Elbeabflussmengen überflutet werden. Während die Biotoptypen der lehmigen Elbauenböden bei den Grünlandflächen und Staudenfluren feuchter und mittlerer Standorte etwa im Bereich des Gesamtdurchschnittes liegen, weichen die Biotopflächen bei den Flutrasen und Weich-

holzauenwaldflächen deutlich nach oben ab. Besonders gravierende Abweichungen zeigen sich bei den tonigen Elbauenböden, wobei hier insbesondere die Biotoptypen feuchter Standorte (Grünland und Staudenfluren) sowie die Flutrasen auf sehr hoch gelegenen Flächen erfasst wurden. Hier könnten Staunässephänomene für die Ausprägung eine Rolle spielen. Bei den Staudenfluren und Grünlandflächen mittlerer Standorte liegen die Elbabflusswerte unter denen der lehmigen Elbauenböden. Hartholzauwaldflächen wurden ausschließlich auf tonigen Elbauenböden erfasst. Dass Sandmagerrasen auch im Bereich der tonigen Elbauenböden vorkommen sollen, ist in der mangelnden Auflösung der Bodenkarte zu vermuten.

5.3.5 Nutzungsbiotoptypen

Zur Vervollständigung der Auswertung werden die extremsten, durch Nutzung geprägten Biotoptypen betrachtet: Acker und Intensivgrünland. Während Ackerflächen innerhalb der Aue in beiden Teilgebieten vorkommen, wurden Intensivgrünlandflächen nur im Rogätzer Raum erfasst. Die Ackerflächen der rezenten Aue von Sandau kommen auf sandigen und tonigen Elbauenböden vor. Sie werden durchschnittlich bei Elbeabflüssen von 1767 bei sandigen und 1550 m³ bei tonigen Elbauenböden überflutet. Dies entspricht etwa der Höhe des mittleren Hochwassers (MHQ, zwischen HQ2 und HQ3) bzw. des HQ2. Die durchschnittliche Überflutung der Ackerflächen der rezenten Aue von Rogätz findet seltener statt. Auf lehmigen Elbauenböden werden die Flächen im Durchschnitt seltener als beim HQ2 überflutet, auf den tonigen Flächen liegen sie etwa im Bereich des HQ5.

Im Gegensatz dazu liegen die intensiv genutzten Grünlandflächen deutlich niedriger. Im Durchschnitt werden sie auf sandigen Flächen häufiger als bei einem HQ2 überflutet, auf lehmigen Böden sind jährliche Überflutungen von etwa 40 Tagen kennzeichnend. Nur auf den zu Staunässe neigenden Flächen der tonigen Elbauenböden ergibt der Durchschnitt eine Überflutungshäufigkeit zwischen einem HQ2 und HQ3. Bei Betrachtung der Standardabweichungen der Überflutungen ergibt sich für die lehmigen Elbauenböden eine Spanne von 117 Überflutungstagen bis zum HQ2. Überflutungen von mehr als 44 Tagen stellen jedoch nur einen kleinen Flächenanteil des Datenmaterials und sind mit großer Unsicherheit behaftet.

6 Diskussion der Grundlagendaten für die Modellierung

Der flächendeckende Bestand der Biotoptypen wurde – ergänzt durch punktuelle Vegetationsaufnahmen – in den Projektgebieten Sandau und Rogätz als Datengrundlage für die Modellierung erfasst. Die verschiedenen Kategorien innerhalb von Vegetation und Biotoptypen wurden anhand der Standortparameter analysiert, um im Rahmen der vorhandenen Daten ein möglichst eindeutiges Profil zu erstellen. Die Ergebnisse der Datenauswertung beziehen sich auf den Bereich der rezenten Aue. Faktoren, die innerhalb des Auswertungsraumes mehr oder minder konstant wirken, werden in ihrer grundsätzlichen Bedeutung nicht eingeordnet.

Ergebnisse aus anderen Erdteilen (z. B. WARD et al. 1999, LYON & SAGERS 2002) lassen sich aufgrund der unterschiedlichen Hydrologie nicht mit denen der vorliegenden Arbeit vergleichen. Die Diskussion der erzielten Ergebnisse mit Literaturdaten aus dem übrigen mitteleuropäischen Raum ist teils problematisch, weil das Abflussverhalten verschiedener mitteleuropäischer Ströme unterschiedlich anthropogen verändert ist und abhängig von deren Einzugsgebiet variiert. Andere Untersuchungen an der Mittelelbe werden als vergleichbar angesehen. Die Elbedynamik ist von derjenigen des Rheins aufgrund seines Ausbauzustandes und der damit einhergehenden stärkeren Nivellierung der Wasserlagen verschieden (vgl. HENRICHFREISE 2003b). Außerdem fließen die Hochwässer des Rheins im Mittel später im Jahr ab als an der Elbe, die von Frühjahrshochwässern geprägt ist.

6.1 Methodenproblematik

Die Kombination und Auswertung der verschiedenen Untersuchungsergebnisse des BMBF-Projektes ist mit einer mehr oder minder großen inhaltlichen und räumlichen Generalisierung verbunden, die in der vorliegenden Arbeit in die Ebene der Biotoptypen mündete. Da die flächendeckenden Standortdaten der übrigen Teilprojekte nicht mit der gleichen Auflösungsschärfe zur Verfügung standen, führte die Datenverschneidung im Rahmen dieser Arbeit zu Merkmalskombinationen, die in der Realität unwahrscheinlich sind, beispielsweise das Vorkommen von Röhrichten auf hochgelegenen, sandigen Elbauenböden. Werden derartige Merkmalskombinationen in der Auswertung nicht auf Plausibilität kontrolliert (siehe Kap. 5.2.1), kann es zu Fehleinschätzungen in Bezug auf die ökologische Amplitude der Pflanzengesellschaften und Biotoptypen kommen (vgl. SCHOLLE 1997).

Bei der Verschneidung der GIS-Daten waren die vektorbasierten Daten der Biotoptypen und Bodenkunde mit den rasterbasierten der Hydrologie zu kombinieren. Die Vektororientierung für die Biotoptypen hatte den Vorteil, dass mit den ‚realen‘ Biotopgrenzen gearbeitet werden konnte. Die hydrologischen Rasterdaten wurden für den Export in klassifizierte, vektorisierte Datensätze umgewandelt. Eine eindeutige Präferenzierung eines der beiden GIS-Datenmodelle ist bei solchen Untersuchungen nach KIESEL (1997) nicht möglich. Die hydrologischen Daten für die Vegetationseinheiten wurden für die jeweiligen Aufnahmepunkte direkt anhand der Höheneinmessungen berechnet. Inhaltlich beziehen sich alle hydrologischen Daten auf die langjährigen Mittelwerte der Überflutungen von Flächen. HENRICHFREISE (2003b) wies auf die Problematik bei der Beschreibung des dynamischen Systems der Aue hin, wobei er insbesondere die Verwendung von Werten wie Mittelwasserlagen kritisierte. In der vorliegenden Arbeit wird neben der Überflutungsdauer die Hydrodynamik verwendet. Damit ist eine umfassendere hydrologische Beschreibung möglich. Problematisch bleibt bei der Verwendung langjähriger Messreihen, dass keine Änderungstendenzen offenbar werden.

Als bedeutende Standortkategorien kristallisierten sich in der vorliegenden Arbeit neben der Nutzung, die elementar über die Zugehörigkeit der Biotope zu Gehölzen oder unterschiedlichen Formationen der krautigen Vegetation entscheidet, der Elbeabfluss als Maß für die Überflutungsdauer, die mittlere Grundwasseramplitude als Maß für die Hydrodynamik und die Bodenart heraus. Als wesentliche hydrologische Parameter sind nach LEYER (2002) ein Feuchtemaß und ein

Hydrodynamikmaß für die Charakterisierung der Standorte wichtig. Die Auswertung von RINK und HETRICH (2001), die ebenfalls Flächen an der Mittleren Elbe untersucht haben, zeigt das Maß für die Hydrodynamik an fünfter Stelle der dort vorgenommenen kanonischen Korrespondenzanalyse. Hier ist zu berücksichtigen, dass die Analysen von LEYER (2002) im Gegensatz zu denen von RINK und HETRICH (2001) und der vorliegenden Arbeit weit über die rezente Aue hinausgingen und daher ein deutlich größeres Standortspektrum abdecken. In der rezente Aue sind die Differenzen verschiedener Standorte in Bezug auf die Hydrodynamik, wie auch die eigenen Auswertungen zeigen, weit geringer. Generell wird der Hydrologie in der Beschreibung von Auen eine hohe Bedeutung zugeschrieben (WARD et al. 1999, LYON & SAGERS 2002), wobei die Überflutungshydrologie nur zur Beschreibung naturnäherer Auen geeignet ist (ROBERTS & LUDWIG 1991, MERRIT & COOPER 2000). In den Untersuchungen von WASSEN et al. (2002) in Polen zeigte sich ebenfalls die Bedeutung der Überflutungshydrologie für die Verteilung der Vegetation.

Die vorhandenen hydrologischen Standortmerkmale der Überschwemmungshydrologie, des mittleren Grundwasserflurabstandes und der Grundwasseramplitude ließen sich im Rahmen der vorhandenen Daten auf zwei Parameter beschränken, die Elbeabflussmenge als Synonym für die Überflutungsdauer und die Grundwasserfluramplitude als Maß für die Dynamik auf den Standorten. Für die Gesamtdatensätze Sandau und Rogätz konnte eine gute Korrelation zwischen mittlerem Grundwasserflurabstand und Elbeabflussmenge ermittelt werden, so dass nur einer der beiden Parameter in die weitere Auswertung einfließt. Für Bereiche bestimmter Bodengesellschaften muss das nicht durchgängig zutreffen, da das Grundwassermodell beispielsweise keine gespannten Grundwasserverhältnisse berücksichtigte (MÖBER 2001). Die Auswirkungen der Bodenschichtungen blieben damit unerkannt. Deutlich wird dagegen aus den Korrelationsergebnissen (Kap. 5.3.2) der Modellzusammenhang zwischen Überflutungs- und Grundwasserhydrologie, die beide zu einem wesentlichen Teil mit dem langjährigen Mittel der Elbeabflüsse und mit den beiden Höhenmodellen der Teilgebiete verbunden sind.

In Bezug auf die bodenkundlichen Erfassungen zeigte sich, dass die Ebene der Bodengesellschaften nicht geeignet ist, die Ergebnisse hinreichend zu beschreiben. Dass beispielsweise bestimmte Biotoptypen nur auf bestimmten Bodengesellschaften erfasst wurden, kann nicht als Hinweis darauf dienen, dass sie auf anderen Bodengesellschaften nicht vorkommen können. Ebenso ist die Zuordnung von Biototyp und Bodengesellschaft an einigen Stellen unplausibel (Sandmagerrasen im Bereich toniger Elbauenböden), da die Auflösungsschärfe der Bodenkarte nicht ausreicht, das räumliche Vorkommen sämtlicher Biotopflächen nachzuvollziehen. Deshalb wurde Bezug genommen auf die Ebene der Bodenart. Die bodenkundlichen Parameter Leitfähigkeit des Bodens, Na-, Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt sowie Schluff- und Tonanteile sind mit der Höhenlage in der Aue positiv korreliert sind, damit negativ korreliert ist die Rohdichte (LEYER 2002), sie werden damit indirekt über die Überflutungsdauer erfasst. Generell neigen Auenböden chemisch weniger zu Extremen, da regelmäßige Überschwemmung mit der darin gelösten Stofffracht selbst in Qualmwasserbereichen beispielsweise der Versauerung und Verwitterung entgegenwirkt (SCHACHTSCHABEL et al. 1989).

Ein Teil der Ungenauigkeiten, die aus dem – relativ zur Biotopebene – gröberen Höhenmodell und der Bodenkarte entstanden sind, hätten bei einer längeren Projektlaufzeit und bei einem größeren Erfassungsaufwand minimiert werden können. Nicht zu lösen ist jedoch die Problematik, dass nicht alle Biotoptypen aufgrund der Gelände- und Nutzungssituation in allen von ihrem ökologischen Potenzial her möglichen Höhenlagen und Bodengesellschaften innerhalb des Untersuchungsgebietes zu erfassen waren. Damit kann dieses Potenzial nur durch Interpretation erschlossen werden. Gerade für ein Modell der flächendeckenden Entwicklungsprognose, auf das die Auswertung abzielt, müssen die Ergebnisse jedoch nach Möglichkeit alle möglichen Standortzustände abdecken bzw. im Rahmen der Möglichkeiten interpretieren.

Die vorliegende Arbeit orientiert sich von der übergeordneten Ebene der Biotoptypen zu den Details der Pflanzengesellschaften mit der Folge, dass Aussagen dazu schlaglichtartig bleiben. Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Auswertung dienen der Untermauerung und Verifizierung der Biotopdaten. Sie sollten jedoch nicht die Bandbreite des ökologischen Potenzials der Gesellschaften oder Arten abdecken, wie es beispielsweise an ökologischen Gradienten orien-

tierte Transekte (z. B. GILLISON & BREWER 1985) tun könnten. In der vorliegenden Arbeit wurde keine umfassende bioindikatorische Auswertung durchgeführt, die aus einer Vielzahl möglicher Einflussfaktoren die wichtigsten herauskristallisiert. Derartige Untersuchungen wurden im Grünland von SCHOLZ et al. (2001) ebenfalls im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunktes Elbe-Ökologie ausgeführt.

Aufgrund des beschränkten Erhebungszeitraumes ist offen, inwieweit die während der Untersuchungen vorgefundenen Vegetationseinheiten und Biotoptypen als Dauergesellschaften angesehen werden können, die mit ihrer Umwelt und den anthropogenen Bedingungen im Gleichgewicht stehen oder ob sie Stadien einer länger andauernden Sukzession sind. Die Tatsache, dass die Aue bei Sandau bis Anfang der 90er Jahre von sowjetischen Truppen als Übungsplatz genutzt wurden bzw. die Situation der Landwirtschaft in der ehemaligen DDR nach der „Wende“, die von Unsicherheiten und wechselnden Nutzungsphasen geprägt war, legt nahe, dass die Vegetationseinheiten möglicherweise noch nicht als Dauergesellschaften angesehen werden können. Die Problematik der Erfassung von Sukzessionsphasen machte auch SCHOLLE (1997) deutlich. Unter anderem LEYER (2002) wies auf den Mangel an langfristigen Untersuchungen der Auenvegetation im Zusammenhang mit hydrologischen Daten hin. Modellierungen könnten helfen, auch für Fragestellungen, wie Vegetationsmuster entstehen, eine Antwort zu finden (z. B. JELTSCH et al. 1999). Als Arbeitshypothese für die Erarbeitung der Modellgrundlagen wurde in der vorliegenden Arbeit sowohl die Sukzessionsproblematik als auch die standortökologisch bedingten Schwankungen der Vorkommen von Gesellschaften nicht berücksichtigt. Damit wird der Bestand der Pflanzengesellschaften des Jahres 1999 als Dauergesellschaften angesehen. Auf der Biotoptypenebene ist diese Problematik von geringerer Bedeutung.

6.2 Einfluss der Überflutungshydrologie

Die Überflutungshydrologie ist entscheidend für die Ausprägung der Vegetation und damit der Biotoptypen in der rezenten Aue. Als Maßeinheit dafür wird im Folgenden die Überflutungsdauer pro Jahr in Tagen verwendet, um die Vergleichbarkeit der eigenen Daten mit anderen zu erleichtern (vgl. Kap. 4.2.2). Die Überflutungstage unterhalb der Schwelle, die bei einer durchschnittlichen jährlichen Überflutung vorkommen sind ausschließlich als abstraktes Maß zu sehen. In den folgenden Kapiteln werden die Hauptzielbiotoptypen der Rückdeichungsräume, Auwälder und Auengrünland, diskutiert.

6.2.1 Einfluss der Überflutungshäufigkeit auf Auenwaldbiotoptypen

Zum Vergleich der hydrologischen Auswertungsdaten der Auenwaldbiotoptypen wurden Daten von DISTER (1980), HÜGIN (1981), DISTER (1983), HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, HENRICHFREISE (1996) und HELLWIG (2000) herangezogen. Nur die Arbeit von HELLWIG (2000) stammt von der Mittel-Elbe, die anderen von der unteren Elbe. Während in der rezenten Aue nur die überflutungstoleranten Gehölzarten vorkommen, können sich in der eingedeichten Aue auch andere Arten ansiedeln, weswegen die Gesamtartenzahl dort höher sein kann. Diese Ergebnisse fanden auch DEILLER et al. (2001) in Hartholzauwäldern am oberen Rhein.

Die eigenen Vegetationsaufnahmen der Weichholzaue liegen in Lagen zwischen 102 und 126 Tagen jährlicher Überflutung und überschneiden sich mit den Daten für die Hartholzauenbiotoptypen aus Sandau (siehe unten). Für die Weichholzaubenbiotope aus Sandau werden im Mittel 109 Tage (Standardabweichung 75 – 158 ⁶⁾) ermittelt, für Rogätz liegt das Mittel bei 46 Tagen Überflutung (StAbw 19 - 111). Während die Werte von Sandau im Rahmen der Plausibilität liegen, müssen die sehr geringen Rogätz-Werte als weniger typisch angesehen werden, die sich mit den Werten der Hartholzaue überschneiden. Die Flächen sind teilweise vermutlich als

⁶⁾ Die Standardabweichung bezieht sich auf die Werte für die Abflussmengen der Elbe, daher ist die Umrechnung nach Überflutungstagen nicht mehr symmetrisch um den Mittelwert gruppiert.

Weidenpionierwälder auf Hartholzauenstandorten zu interpretieren. Die Ergebnisse von HELLWIG (2000) ergänzen sich mit den Werten der vorliegenden Untersuchung. Der Hauptwuchsbereich der Weichholzaue liegt demnach zwischen 120 und 197 Tage Überflutung pro Jahr. Der Übergangsbereich zur Hartholzaue liegt bis in den Bereich von 86 Überflutungstagen, derjenige zur Elbspitzklettenflur bis zu 238 jährlichen Überflutungstagen. Die Aufnahmen der Elbspitzklettenflur der vorliegenden Arbeit passen mit 191 respektive 235 jährlichen Überflutungstagen in diesen Rahmen. Gehölzaufkommen wurde hier nicht festgestellt.

In Untersuchungen zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen am nördlichen Oberrhein stellte DISTER (1983) fest dass *Salix alba* vom unteren bis zum oberen Rand des Silberweidensaumes 100 bis 190 Tage pro Jahr unter Wasser stand. Betrachtet wurde der Zeitraum von 1961 bis 1970, wobei das wasserreichste Jahr 1966 für Überflutungsdauern von bis zu 300 Tagen sorgte. Der Autor vermutet, dass die Untergrenze des Weidensaums nicht durch die physiologische Belastbarkeit älterer Bäume bedingt ist, sondern durch die fehlende Möglichkeit der Verjüngung. In anderen Untersuchungen am Oberrhein wurden durchschnittliche Überflutungszeiträume von 190 Tage/Jahr festgestellt (DISTER 1980). Für die badische Rheinaue geben HÜGIN und HENRICH-FREISE (1992) Werte zwischen 70 und 170 Tagen durchschnittlicher jährlicher Überflutung an. Während die Maxima der Überflutungstage gut zu den Daten der vorliegenden Arbeit passen, liegen die geringeren Überflutungswerte von HÜGIN und HENRICH-FREISE (1992) in einem Bereich, der an der Elbe den Übergang zur Hartholzaue darstellt.

Die Vegetationsaufnahmen der Hartholzaue in der vorliegenden Arbeit liefern Ergebnisse zwischen 2 (HQ5) und 66 Tagen jährlicher Überflutung. Aus den Daten der Biotoptypenauswertung lassen sich für Sandau als Mittelwert 60 Tage (StAbw zwischen 25 und 141 Tagen), für Rogätz 4 Tage (StAbw 2 - 8) errechnen. Die Werte der Standardabweichung, stecken den Orientierungsrahmen für das Sandauer Teilgebiet sicherlich zu weit, da mit 141 Tagen ein Bereich genannt wird, der durch die Aufnahmen der Weichholzaue abgedeckt wird. Dennoch erscheint der Mittelwert von 60 Tagen als plausibel und wird durch die Literaturdaten ergänzt. Die bei HELLWIG (2000) ermittelten Werte für den Hauptwuchsbereich der Hartholzaue decken mit 1 bis zu 85 jährlichen Überflutungstagen eine etwas größere Spanne als die Vegetationsaufnahmen der vorliegenden Arbeit ab. Der Übergangsbereich zur Weichholzaue wird vom selben Autor auf bis zu 119 Überflutungstagen ausgedehnt.

Aus der Rheinaue liegen Ergebnisse von HÜGIN (1981) für den Oberrhein und DISTER (1983) für die hessischen Rheinauen vor. Für die Hartholzauwälder des Quercu-Ulmetum wurden durchschnittliche Überflutungsdauern von 14 Tage in tieferen Bereichen und bis 3 Tagen an den Übergangsbereichen zu den Carpinion-artigen Auwäldern für den Zeitraum von 1961 bis 1970 ermittelt (DISTER 1983). Im hochwasserreichen Jahr 1970 wurde eine Überflutungsdauer von bis zu 58 Tagen gemessen. Insgesamt 37 Tage der Überflutung lagen innerhalb der Vegetationsperiode von April bis September. Bei den Daten war zu berücksichtigen, dass die Bäume in früheren Zeiten - aufgrund der Eintiefung des Rheins in den letzten 150 Jahren - wesentlich länger unter Wasser gestanden hatten. Die Hartholzauwälder im nördlichen Abschnitt des Oberrheins stocken bei 2 m über der Mittelwasserlinie und werden im langjährigen Mittel an 14 Tagen im Jahr überflutet, wobei die Überflutungen meist im Sommer stattfinden (DISTER 1980). HÜGIN und HENRICH-FREISE (1992) beschreiben in der badischen Rheinaue das Vorkommensspektrum des Eichen-Ulmenwaldes mit unterschiedlichen Varianten bei einer durchschnittlichen jährliche Überflutungsdauer von 1 bis 2 Tagen bis zu 50 Tagen pro Jahr.

In Bezug auf die maximale Überflutungstoleranz von Baumarten der Hartholzaue rekonstruiert DISTER (1983) für *Quercus robur* Werte von ca. 96 Tagen im langjährigen Mittel, wobei etwa 61 Tage innerhalb der Vegetationsperiode gelegen haben. Für *Fraxinus excelsior* werden Werte von insgesamt etwa 77 Tagen und ca. 54 Tagen während der Vegetationsperiode angegeben. Für *Ulmus minor* und *U. laevis* nimmt DISTER (1983) Werte an, die im Bereich derjenigen von *Quercus robur* liegen. Damit kann die Hartholzaue unmittelbar oberhalb der Weichholzaue ansetzen. Die maximalen Werte der Überflutungsdauer der Hartholzaue am Rhein liegen damit unter denjenigen an der Elbe, die in der vorliegenden Arbeit mit den Werten von HELLWIG (2000) abgeschätzt werden können. Demnach ist für die Hartholzaue an der Mittleren Elbe eine maximale mittlere

Überflutung von über 100 Tagen möglich. Die Differenz der Überflutungsdauer innerhalb der Vegetationsperiode zwischen den beiden Flüssen dürfte jedoch geringer sein, so dass die Daten der unterschiedlichen maximalen Überflutungstoleranz nicht im Widerspruch stehen. Der Weidenauwald liegt nach HENRICHFREISE (1996) vorwiegend über der Mittelwasserlinie und umfasst einen Höhenbereich von 1,4 m. Im Gegensatz zum Rhein werden die Verhältnisse an der Mittel-Elbe für die Hartholzaue mit bis etwa 0,3 m unterhalb der Mittelwasserlinie angegeben, wobei die Weichholzaue unterhalb anschließt. Letztere siedelt nur in einem Höhenbereich von 0,8 m. Als Ursache vermutet HENRICHFREISE (1996) das unterschiedliche Abflussregime der beiden Ströme, da die Hochwasser der Elbe wesentlich schneller im Frühjahr zurückweichen als am Rhein. Die Mittelwasserlinie eignet sich somit nicht als Vergleichswert für die beiden Ströme (vgl. HENRICHFREISE 2003b).

Zusammenfassend sind die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit so zu interpretieren, dass der Toleranzbereich der Weichholzaue gegenüber Überflutungen aufgrund der fehlenden Flächendiversität nur schlaglichtartig erfasst werden konnte. Die Werte für die Überflutungsdauer bilden anscheinend den geringer überfluteten Bereich des gesamten ökologischen Potenzials dieses Biotoptyps ab, das durch die Daten von HELLWIG (2000) ergänzt werden kann. Im Gegensatz dazu zeigen die Werte für die Hartholzaue ein zu anderen Arbeiten vergleichbares Bild, wenngleich im Sandauer Raum zahlreiche Biotopflächen erfasst wurden, deren Überflutungsdauer über dem Plausibilitätsrahmen liegt. Hier gehen möglicherweise Fehler des DHM ein. Ob andere Standortfaktoren eine Rolle spielen, müssten detailliertere Untersuchungen klären helfen.

6.2.2 Einfluss der Überflutungshäufigkeiten auf Grünlandbiotoptypen

Die Bearbeitung des Elbegrünlandes ist in den vergangenen Jahren von verschiedenen Autoren durchgeführt worden (HELLWIG 2000, HEINKEN 2001, AMARALL & KLOTZ 2001, LEYER 2002), wobei die Untersuchungen von LEYER (2002) einen Vergleich zwischen rezenter Aue und Altaue beinhalten. Während hier die im Gelände gemessenen hydrologischen Werte in die Auswertung eingehen, werden bei HEINKEN (2001) und HELLWIG (2000) die aus den langfristigen Messreihen ermittelten Daten analysiert, wobei HEINKEN (2001) eine Auswertung nach Überflutungstagen während der Vegetationsperiode (15.04. bis 15.10) durchführt. Die von ihm gewonnenen Daten sind daher nicht direkt vergleichbar. Die Gesellschaftsaufteilung von LEYER (2002), HEINKEN (2001) und HELLWIG (2000) unterscheidet sich in einigen Punkten sowohl untereinander als auch von derjenigen der vorliegenden Arbeit. Diese Abweichungen tangieren die Zuordnung zu der übergeordneten Ebene der Biotoptypen jedoch nicht.

Zu den Sandmagerrasen gehören die Gesellschaften Spergulo-Corynephorum, Diantho-Armerietum und die Agrostis capillaris-Gesellschaft. In den eigenen Untersuchungen wurde auf lockeren Flugsandböden das Spergulo-Corynephorum erfasst, dessen einzige Außendeichaufnahme oberhalb der Überflutungsgrenze von weniger als einem Tag pro Jahr liegt. Das Diantho-Armerietum wird im Mittel an 2 Tagen im Jahr überflutet, wobei als Spanne unter 1 bis zu 25 Überflutungstagen ermittelt wurden. Die Agrostis capillaris-Gesellschaft wurde mit nur wenigen Aufnahmen im Bereich zwischen 1 und 32 Überflutungstagen pro Jahr erfasst. Die Auswertung der Sandmagerrasenbiotoptypen bringt für Rogätz ein Ergebnis von 25 Überflutungstagen als Mittel (StAbw 13 – 47). Für Sandau, dessen Geländere relief wesentlich heterogener ist, werden als Mittel 12 Überflutungstage errechnet (StAbw 2 – 78). Sehr niedrige Geländelagen wurden nur in unmittelbarer Stromnähe auf grobsandigen Böden beobachtet. Überflutungszeiten von mehr als 30 Tagen im Jahr dürften daher selten sein. Die Sandmagerrasengesellschaften sind nicht an die Aue gebunden und zeigen sich zum Teil weniger empfindlich gegenüber Überflutungen (LEYER 2002). Die typische Magerrasenart *Agrostis capillaris* besitzt in der Arbeit der Autorin eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,2 (bei einem Maximum von ca. 0,8) bei einer durchschnittlichen jährlichen Überflutungsdauer von bis zu 25 Tagen. Dieser Wert wird auch in den Sandmagerrasen von Rogätz als Durchschnitt erreicht.

Der Biotoptyp des Grünlandes mittlerer Standorte umfasst die Wiesen- und Weidegesellschaften wie Arrhenatheretum elatioris, Leucanthemo-Rumicetum, Rumex thyrsiflorus-Alopecurus pra-

tensis-Gesellschaft, *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und das *Cynosuro-Lolietum*. Die mittlere Überschwemmungsdauer dieses Biotoptyps liegt in den eigenen Untersuchungen bei 17 Tagen im Raum Rogätz (StAbw 4 - 62) und bei 40 Tagen im Sandauer Teilgebiet (StAbw 14 - 120). Die Obergrenze der Überflutungsdauer durch die Vegetationsanalysen liegt bei 71 Tagen. Die obere Standardabweichung für Sandau überschätzt die Überflutungstoleranz des Biotoptyps deutlich. Für das *Arrhenatheretum* in der rezenten Aue zeigt sich bei LEYER (2002) auf Basis der logistischen Regression eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0 (max. ca. 0,7), wenn die durchschnittliche jährliche Überflutungsdauer größer als etwa 10 Tage wird. Im eigenen Datensatz ist diese, in der rezenten Aue seltene Gesellschaft ebenfalls nur auf Flächen mit einer Überflutungsdauer bis zu 4 Tagen erfasst worden und hat auf den Deichen ihre größte Verbreitung.

Die *Rumex thyrsoflorus-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft erreicht nach LEYER (2002) ihre maximale Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,6 bei etwa 15 bis 20 Tagen durchschnittlicher jährlicher Überflutungsdauer, wobei die Vorkommenswahrscheinlichkeit in der rezenten Aue bereits bei unter 40 Tagen Überflutungsdauer die Nullmarke erreicht. Die Aufnahmen der trockenen Variante der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft der eigenen Untersuchungen liegen zwischen 11 und 32 Tagen jährlicher Überflutungen und entsprechen damit grob diesen Werten. Das *Leucanthemo-Rumicetum* bei HELLWIG (2000) ist mit einem Toleranzbereich von 1 bis 48 Tagen Überflutung pro Jahr weiter gefasst.

Insgesamt wurde die *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft der vorliegenden Untersuchungen auf Flächen zwischen 12 und 71 Tagen jährlicher Überflutung erfasst, wobei die Variante mit *Cnidion*-Arten auf denjenigen Flächen erfasst wurden, die über 20 Tage jährlich überflutet sind. Der Hauptwuchsbereich dieser Gesellschaft ist bei HELLWIG (2000) mit 50 bis 92 Überflutungstagen deutlich in den von längeren Überflutungen geprägten Bereich verschoben, da hier eine feuchte Variante, die dem Biotoptyp Feuchtgrünland zuzuordnen wäre, einbezogen ist. Ähnlich der trockenen Variante der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ist in den eigenen Untersuchungen das *Cynosuro-Lolietum* einzuschätzen, das auf Flächen zwischen 4 und 24 Tagen jährlicher Überflutung vorkommt. Diese Gesellschaft ist jedoch stark nutzungsabhängig und mit wenigen Aufnahmen im Datensatz vertreten. Die Charakterart der Fuchsschwanzwiesen, *Alopecurus pratensis*, besitzt als Ergebnis der logistischen Regression bei LEYER (2002) eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,2 (max. ca. 0,9) bei einer Überflutungsdauer von bis zu 120 Tagen pro Jahr und leitet von ihrem Potenzial zum Feuchtgrünland über. HELLWIG (2000) nennt für den Übergangsbereich der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zum *Phalaridetum arundinaceae* 78 bis 117 jährliche Überflutungstage.

Für den Biotoptyp des Feuchtgrünlandes werden in der vorliegenden Untersuchung mittlere Überflutungsdauern von 27 Tagen (StAbw 8 - 93) für Rogätz und 68 Überflutungstagen für Sandau (StAbw 23 - 203) errechnet. Diese stark schwankenden Werte sind ebenfalls an den Daten für Vegetationseinheiten zu messen. Damit sollte die Untergrenze im Bereich von 70 Überflutungstagen liegen, während die Obergrenze im Bereich der Röhrichte und Flutrasen (ca. 150 Tage) liegen dürfte. Die eigenen Vegetationsaufnahmen des *Phalaridetum arundinaceae*, einer zum Teil durch Mahd genutzten Röhrichtgesellschaft, werden zwischen 166 und 175 Tagen im Jahr überflutet. HELLWIG (2000) nennt mit 109 bis 151 Tagen für den Hauptwuchsbereich etwas geringere Werte, lässt aber für den Übergangsbereich zu den Flutrasen etwas längere Zeiträume bis 157 Tagen pro Jahr gelten.

Innerhalb der eigenen Untersuchungen wurden die Flutrasenaufnahmen des *Ranunculo-Alopecuratum* in Bereichen von 80 bis 138 Überflutungstagen (Mittel: 98) erfasst. Eine Variante mit *Glyceria fluitans* kommt auf den feuchtesten Standorten (Mittel: 107 Überflutungstage) vor. Werden die Biotoptypen der eigenen Untersuchungen betrachtet, so fallen im Raum Rogätz die verhältnismäßig geringen Überflutungszeiträume von 19 Tagen im Mittel auf (StAbw 6 - 55). Auf den eher feinkörnigen Böden sind die Flutrasen hier im Grünland eher auf staufeuchte Senken, als auf elbwassergespeiste Niederungen beschränkt. Im Gegensatz dazu steht der Sandauer Raum, dessen Flutrasenbiotoptypen im Mittel an 83 Tagen (StAbw 38 - 181) überflutet werden. Neben der Erfassung staunasser Senken, die rechnerisch Mittelwerte und Standardabweichung beeinflussen, zeigt die obere Standardabweichung einen Wert, der recht gut mit den ermittelten

Werten von HELLWIG (2000) korrespondiert, der den Hauptwuchsbereich des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* mit 133 bis 163 Überflutungstagen pro Jahr angibt. Als Maximalwert nennt er 173 Tage. Die Flutrasengesellschaft des *Ranunculo-Alopecuretum* erreicht bei LEYER (2002) als maximale Vorkommenswahrscheinlichkeit die Marke von 0,4 bei etwa 90 Tagen durchschnittlicher Überflutungsdauer pro Jahr. Die Spanne der Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0,1 liegt dabei zwischen etwa 40 und 150 Tagen jährlicher Überflutung. Diese Werte stehen nicht im Widerspruch zu HELLWIG (2000), der jedoch die Spanne des *Ranunculo-Alopecuretum* enger ermittelt. Zu berücksichtigen ist hier die Förderung von Flutrasenvegetation durch stauende Standorte und durch Beweidung, die dafür sorgen, dass weniger lang überflutete Standorte besiedelt werden, während der eigentliche Ursprung von Flutrasen in den Spülsäumen der Gewässer liegt.

Bei länger andauernden Überflutungen treten auf sandigen Standorten meist an der Stromelbe Gesellschaften der Uferfluren, im Bereich von tonigen Rinnen und Altarme Röhrichtgesellschaften oder temporäre Wasserpflanzengesellschaften auf. Uferfluren wurden in den eigenen Untersuchungen auf Flächen von 192 bis zu 235 Überflutungstagen pro Jahr erfasst. Die Werte der Staudenfluren sind als problematisch anzusehen, da diese Biotoptypen häufig nur kleinräumig als Säume erfasst wurden. Daher ist die Analyse der aus dem Geländemodell ermittelten Daten ungenauer. Als Hypothese wird angenommen, dass die Biotoptypen Reitgrasfluren (KCc), Staudenfluren mittlerer (KSm) und feuchter Standorte (KSf) den Daten der Grünlandbiotoptypen Sandmagerrasen (KMa), Grünland mittlerer (KGm) und feuchter Standorte (KGf) entsprechen und durch Nutzung bzw. Sukzession auseinander hervorgehen können.

6.3 Einfluss der Grundwasserdynamik auf Auenstandorte

Unter anderem BAUMGÄRTEL und ZEHEM (1999), HENRICHFREISE (2000) sowie LEYER (2002) weisen auf die Bedeutung der Hydrodynamik für die Erhaltung von Pflanzengesellschaften in Auen hin. Sie ist bei Grünlandvegetation um so größer, je geringer die Feuchteansprüche sind (LEYER 2002). In der vorliegenden Arbeit ist diese durch die mittlere Grundwasseramplitude dargestellt und liegt nur in Randbereichen des Gebietes unter 150 cm. In Elbenähe steigt sie im Teilgebiet Rogätz bis auf über 300 cm. Aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes waren keine Analysen zwischen der fossilen Aue mit deutlich geringerer Amplitude und der rezenten Aue vorgesehen, wie sie beispielsweise LEYER (2002) durchführte. Statt dessen beschränkte sich die Auswertung mit Blick auf die vorgesehene Modellierung gezielt auf den Raum der rezenten Aue selbst, der überall eine große Schwankungsbreite aufweist (über 200 cm im Raum Sandau und über 250 cm im Raum Rogätz). Daher kann keine umfassende Relation zwischen Biotoptypen/Pflanzengesellschaften und Grundwasserdynamik hergestellt werden. Zudem ändert sich im Falle von Deichrückverlegungen die Grundwasserdynamik in der rezenten Aue nur geringfügig, so dass keine darauf beruhenden Änderungen zu erwarten sind. Änderungen hingegen, die aus Variationen des mittleren Grundwasserflurabstandes hervorgehen könnten, werden durch die Korrelation mit den Daten der Überflutungshydrologie abgefangen, so dass die zusätzliche Auswertung des Parameters Grundwasserflurabstand redundant war. Dies spiegelt die Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes wider (siehe Kapitel 5.3.1).

Die Grundwasseramplitude kann als eine grobe Näherung der Entfernung von Flächen zum Elbstrom verwendet werden, da die Isolinien der Darstellung im Wesentlichen parallel zur Elbe verlaufen. Dies gilt allerdings nur für die innerhalb des BMBF-Projektes vorgenommene Grundwassermodellierung, die keine gespannten Grundwasserverhältnisse berücksichtigt. Mit diesem Synonym wird auf die Analyse von anderen Faktoren, die in Elbenähe wirksam werden verzichtet, wie Strömungsgeschwindigkeit oder Bodenumlagerungsprozesse, die deutlich aufwändiger wären und in der vorliegenden Arbeit nicht vorgenommen wurden.

6.4 Einfluss des Bodens auf die Überflutungstoleranz

Standörtliche Eigenschaften wie Staunässe oder gespannte Grundwasserverhältnisse sind von den Eigenschaften der Bodenart der Deckschicht oder der Bodenschichtung abhängig. Daher können diese Eigenschaften darüber entscheiden, inwieweit die Ergebnisse der hydrologischen Untersuchungen in Bezug auf den Boden zu differenzieren sind. Solange sandige bis lehmige Verhältnisse vorherrschen, kann von einem mehr oder minder unmittelbaren Einfluss der Wasserstandsverhältnisse der Elbe auf die Bodenwasserverhältnisse geschlossen werden. Bei lehmig-tonigen oder tonigen Böden ist das nicht der Fall. Auf derartigen Standorten wird die Überflutungstoleranz der Gesellschaften tendenziell in den Bereich geringerer Überflutungsdauer nach hydrologischen Messergebnissen verschoben (vgl. LEYER 2002). ALTERMANN et al. (2001) weisen darauf hin, dass die Vorhersage der Wasserleitfähigkeit bei bindigen Substraten schwierig ist. Aus den eigenen Untersuchungen ist abzuleiten, dass besonders die Biotoptypen auf tonigen Elbauenböden eine Tendenz aufweisen, bei denen die Mittelwerte für Elbeabfluss gegenüber den lehmigen Böden nach oben verschoben sind. Damit werden etwas geringere Überflungszeiträume auf derartigen Standorten toleriert. Während diese Tendenz auch für sandige Böden des Sandauer Raumes gilt, zeigt sich in den Rogätzer Ergebnissen ein gegenläufiges Bild: Hier besitzen die Biotoptypen auf den sandigen Standorten eher eine gegenüber dem Durchschnitt erhöhte Überflutungstoleranz. Letzteres wäre für die sandigen Böden zu erwarten gewesen, da sie aufgrund der schnelleren Versickerungsleistung weniger zu Staunässe neigen. Andererseits sind durch mehr oder minder tief liegende wasserstauende Schichtungen derartige Effekte erklärbar. Insgesamt gesehen kann die Bodenart zusammen mit der bodenkundlichen Prognose der Vernässungsneigung (EISENMANN 2002) einen sinnvollen Korrekturfaktor für die Interpretation der hydrologischen Parameter liefern.

Zwischen den Bodengesellschaften und den pH-Wert als zentraler Steuergröße für physikalisch-chemische und bodenbiologische Prozesse, der im Rahmen der bodenkundlichen Daten nicht flächendeckend zur Verfügung stand, wird keine eindeutige Beziehung dokumentiert. Die pH-Werte bei EISENMANN (2002) in den Untersuchungsgebieten der Elbaue liegen zwischen pH 3,0, sehr sauer, und pH 7,4, sehr schwach alkalisch, was unter anderem daran liegt, dass die Substrate zur Bodenbildung in der Regel carbonatfrei sind (vgl. GRÖNGRÖFT et al. 1999). Davon liegen allerdings 90 % zwischen den pH-Werten 4,4 und 6,4, weisen also eine sehr einheitliche Ausprägung auf. In der Untersuchung von EISENMANN (2002) wurde keine Korrelation zwischen pH-Wert und Geländehöhe ermittelt. Es gibt Versauerungstendenzen auf hochgelegenen, meist sandigen Grünlandstandorten und bei einigen Waldflächen. FRANKE und RINKLEBE (2001) wiesen darauf hin, dass der pH-Wert in Transekten über Rinnenstrukturen teilweise stark schwanken kann. Die Gründe dafür sehen die Autoren in Prozessen der Säureakkumulation bei Humusabbau, wobei sich Humus teilweise infolge von Staunässe anreichern kann. In Bezug auf die Zuordnung von Biotyp zu Bodenart oder Bodengesellschaft ist diese Problematik nicht von Relevanz. Effekte, die sich daraus für die Zuordnung der Pflanzengesellschaften zu Bodengesellschaften ergeben, wurden nicht näher untersucht.

Viele Biotoptypen im Auswertungsraum sind nicht auf bestimmte Bodengesellschaften oder Bodenarten beschränkt. Bestimmte Biotoptypen konzentrieren sich jedoch auf sandige Böden wie beispielsweise Sandmagerrasen oder Reitgrasfluren. Sandmagerrasen sind speziell an die Austrocknungsperioden während der Niedrigwasserphasen angepasst. Sie kommen meist auf Standorten geringerer Überflutungshäufigkeit vor und werden auf lehmig-tonigen Böden auf selten überfluteten Flächen durch Glatthaferwiesen ersetzt (vgl. LEYER 2002). Aufgrund der geringeren Auflösungsstärke der Bodenkarten ist diese eindeutige Abtrennung in den Ergebnissen nicht abgebildet.

6.5 Verwendbarkeit der erhobenen Daten für die Modellbildung

Die Biotoptypen des Grünlandes und der Wälder, die in großem Umfang innerhalb des Untersuchungsgebietes vorhanden sind, lassen sich nach der Überschwemmungshydrologie sowie nach der Bodenart mit Hilfe der Daten der Vegetationsaufnahmen standortökologisch differenzieren. Für anthropogen bedingte Biotoptypen, seltene Nutzungsbiotoptypen (z. B. Streuobstwiesen)

oder Staudenfluren ist das nicht möglich. Da es bei der Modellierung jedoch nicht um ein allgemeines Auenmodell geht, sondern um einen problemlösungsorientierten (vgl. STARFIELD 1997) Ansatz zur Folgenabschätzung von Deichrückverlegungen, erscheint dieser Umstand tragbar, zumal der flächenmäßig größte Anteil durch die Wald- und Grünlandbiotoptypen abgedeckt ist. Für die Staudenfluren ist eine Extrapolierung der Grünlanddaten möglich. Für bestimmte Kleingewässer oder anthropogen bedingte sonstige Biotoptypen ist keine Modellierung notwendig, da sie im Falle einer Deichrückverlegung erhalten bleiben. Damit ist eine tragfähige Basis für die Biotopmodellierung gelegt.

Anhand der Nutzung werden auf nassen Standorten Biotoptypen wie Röhrichte, Sümpfe und Weichholzauwälder, auf nassen bis feuchten Flutrasen, Röhrichten und der Übergangsbereich der Weichholz- zur Hartholzaue differenziert sowie auf feuchten bis frischen Standorten Feuchtgrünland, feuchte Staudenfluren und Hartholzauwälder. Diese Gruppen von Biotoptypen weisen jeweils ähnliche Standortbedingungen auf. Je geringer der Überflutungseinfluss wird, desto stärker treten Bodenmerkmale in den Vordergrund (vgl. MERRIT und COOPER 2000), die auf trockeneren sandigen Flächen Sandmagerrasen oder Reitgrasfluren, bzw. Übergänge zum Straußgras-Eichenwald im Gegensatz zum Mittleren Grünland und der trockeneren Variante der Hartholzaue auftreten lassen.

Die Daten der Vegetationsaufnahmen werden im Hinblick auf die Modellierung als Vergleichsdatenbank genutzt, um über eine Regionalisierung der Daten Aussagen zum Vorkommen bestimmter Pflanzengesellschaften machen zu können. Daraus lassen sich über die Zuordnung bestimmter Stromtalpflanzen zu den Vegetationseinheiten (siehe Tabelle 8, Seite 44) potenzielle Wuchsorte von Stromtalpflanzen ableiten.

Teil B, Modellierung

7 Einleitung

Wissensbasierte Prognosen auf der Basis von Modellen sind eine Grundvoraussetzung, um die Einflüsse von umweltverändernden Maßnahmen oder allgemeinen Entwicklungen im Vorhinein abschätzen zu können. Modelle stellen Abstraktionen der Wirklichkeit oder von darin ablaufenden Prozessen dar. Sie unterstützen einerseits den wissenschaftlichen Erkenntnisprozess, und können andererseits als Hilfsmittel Entscheidungsfindungen untermauern. STARFIELD (1997) unterscheidet bei den Modellen solche zur Abbildung der Realität von denen, die der Problemlösung dienen. Bei letzteren geht es nicht um die vollständige Abbildung der Wirklichkeit mit allen Parametern. Die wichtigen Wirkgrößen sind zu identifizieren, zu erfassen und im Modell einzuordnen. Als Simulationsmodelle bezeichnen REICHE und MÜLLER (1994) prozessorientierte Auswertungs- und Prognosewerkzeuge, die dazu dienen, die Dynamik von Vorgängen zu erklären oder abzubilden.

Unter Modellen werden eine Vielzahl unterschiedlicher Ansätze zur Simulation und Prognose zusammengefasst, die seit den 70er Jahren auch im ökologischen Bereich deutliche häufiger angewendet wurden. Individuen- oder populationsorientierte Modelle sind im faunistischen Bereich verbreitet (z. B. MARSULA & RATZ 1994, JOHST & BRANDL 1994, MILLER et al. 2002, PITT et al. 2003). Modelle können sowohl raumunabhängig als auch in Räumen ohne Bezug zu einem realen Untersuchungsgebiet ablaufen. Sie dienen beispielsweise dazu, die Habitataignung für das Vorkommen von Arten oder Gesellschaften (z. B. STORE & JOKIMÄKI 2003) oder die Verteilungsmuster von Pflanzen im Raum zu untersuchen (z. B. GUIBAN et al. 1999, HÖRSCH 2003). Modelle spielen auch eine Rolle für das Management von Ökosystemen (z. B. CARPENTER et al. 1999, WALTERS & KORMAN 1999, YAMADA et al. 2003). Die Entwicklung und Anwendung raster- oder gitterbasierter räumlicher expliziter Modelle bzw. zellulärer Automaten hat seit Beginn der 90er Jahre an Bedeutung gewonnen und ist vielfach verwendet worden (z. B. JELTSCH & WISSEL 1994, JELTSCH et al. 1995, WHITE & ENGELN 1997, BALTZER et al. 1998, WEBER & JELTSCH 2000, FAVIER et al. 2004). Über räumliche Modelle können dynamische Prozesse in einem Landschaftsausschnitt ausgehend von einem IST-Zustand abgebildet werden (z. B. WIEGAND et al. 2000). Grundlagen sind z. B. populationsbiologische Daten von Zielarten oder Daten zum Verhalten von Populationen bei Konkurrenzsituationen. Die Modellierung der Landschaftsentwicklung oder von Populationen im realen Raum mit Hilfe von GIS ist in den letzten Jahren verstärkt angewendet worden (vgl. DUNNING et al. 1995, RICHTER et al. 1997, JELTSCH et al. 1999, STORE & JOKIMÄKI 2003, HETTRICH & ROSENZWEIG 2003). Als dynamische Landschaftsmodelle bezeichnen WENKEL et al. (1997) integrierte Regionalmodelle aus einem System von ökologischen und sozioökonomischen Simulationsmodellen zur Beschreibung der Folgewirkungen von Nutzungsänderungen und strukturellen Eingriffen.

Die Differenzierung von Modellen kann aus unterschiedlicher Sichtweise erfolgen. BRZEZIECKI et al. (1995) beispielsweise unterscheiden Vegetationsmodelle nach zwei grundlegende Typen, mechanistische, dynamische Modelle, die versuchen, anhand der deterministischen Simulation von Prozessen Ergebnisse zu erzielen (z. B. KIENAST & KUHN 1989) und statische Modelle, die den gedachten Endzustand der Vegetationsentwicklung darstellen (z. B. LENIHAN 1993). OLDE-VENDERING und WASSEN (1997), die einen Vergleich unterschiedlicher Modelle zur Vegetationsentwicklung bei veränderten hydrologischen Bedingungen beschreiben, unterscheiden Modelle, die auf Expertenwissen, beispielsweise den Zeigerwerten von ELLENBERG et al. (1991), beruhen von empirisch-statistischen Modellen. Nach FRANKLIN (1995) lassen sich Modelle im Hinblick auf die Art der Ergebniszuweisung drei unterschiedlichen Kategorien zuordnen, boolesche, parametrische und nicht parametrische Modelle. Erstgenannte Modelle stellen dabei die einfachste Variante dar, da sie Flächeneinheiten eindeutig einer Klasse zuordnen. Parametrische Modelle geben dahingegen Wahrscheinlichkeiten oder erwartete Häufigkeiten von Zuordnungen aus. Diese orientieren sich an Gauß'schen Normalverteilungen. Hier sind die Modelle der Logistischen Regression (z. B. ZIMMERMANN & KIENAST 1999) oder die GLM (Generalized Linear Models, z. B. AUSTIN et al. 1984, NICHOLLS 1989) einzuordnen. Nicht-parametrische Modelle gehen darüber einen Schritt hinaus, da

sie davon unabhängige Klassifikationen vornehmen können (vgl. GUIBAN & ZIMMERMANN 2000, VAYSSIERES et al. 2000). Hier werden Prozesse der künstlichen Intelligenz eingebunden. Bei Fuzzy-Systemen wird auf die eindeutige Zuordnungen von Datensätzen zu Teilmengen verzichtet, was eine unscharfe Zuordnung zu mehreren Teilmengen ermöglicht und vage oder unvollständige Daten einer mathematischen Modellierung zugänglich macht (z. B. BREUER 1996). Grundsätzlich kann oftmals keine eindeutige Zuordnung von Modellen zu den genannten Kategorien erfolgen, da Modelle unterschiedliche Anteile kombinieren können (vgl. GUIBAN & ZIMMERMANN 2000, BELDE & RICHTER 1997).

Über die Vorhersagegenauigkeit von Vegetationsmodellen der unterschiedlichen Typen gibt es unterschiedliche Darstellungen. In einem Vergleich zwischen GLM und CART-Modellen zur Verteilung von Eichenarten in Kalifornien schneidet der CART-Ansatz geringfügig besser ab, beide können sich jedoch auch ergänzen (VAYSSIERES et al. 2000). GUIBAN et al. (1999) prüften GLM und CCA-Modelle (Canonical Correspondence Analysis) auf ihre Anwendbarkeit bei der Vorhersage der Baumartenverteilung in einem Gebirge in Nevada und kamen zu keinem eindeutigen Ergebnis, wobei der GLM-Ansatz teilweise etwas bessere Vorhersagen ermöglichte. In der Integration unterschiedlicher Ansätze sehen OLDE-VENDERING und WASSEN (1997) die Möglichkeit, Vorhersagen von Modellen realistischer zu gestalten.

Für räumliche Analysen sind in den letzten Jahren eine Reihe spezieller Methoden entwickelt worden, die unter dem Begriff Geostatistik zusammengefasst werden. Vielfach liegen bei der Betrachtung räumlicher Fragestellungen keine flächendeckenden Daten vor, so dass aus punktuell vorhandenen Einzeldaten zusammenhängende Vektordaten oder Gitternetze erarbeitet werden müssen. Hierzu wurden interpolierende Schätzmethoden wie das Kriging entwickelt, dessen Prämisse ist, den Wert jedes unbekanntes Punktes mit Hilfe der gewichteten Analyse der benachbarten Punkte abzuschätzen. Über die Erarbeitung von Variogrammen wird ein entsprechendes Modellsystem erarbeitet (vgl. OLIVER 1990, WALDOW 1998). Wichtig für das Kriging ist die Erwartung, dass die zu interpolierenden Größen sich in den fehlenden Bereichen räumlich homogen verhalten. Linienscharfe Standortveränderungen beispielsweise anhand geologischer Grenzlinien sind nicht darstellbar, und würden als Kontinuum abgeschätzt. Im Zusammenhang mit der Vorhersage des Auftretens von Pflanzenarten haben von HORSSSEN et al. (1999) ein Modell für Feuchtgebiete in den Niederlanden entwickelt, in dem die Standortdaten mittels Kriging flächenhaft interpoliert wurden.

Expertensysteme sollen das Wissen eines Themengebietes speichern und aufbereiten. Dabei wird nicht nur auf vorhandene Daten zugegriffen, sondern es erfolgt eine Verkettung zu Wissensaussagen, mit dem Ziel, Schlussfolgerungen zu ermöglichen oder neues Wissen zu generieren (vgl. FEDRA & WINKELBAUER 2002). Derartige Systeme stehen damit der künstlichen Intelligenz nahe. Sie sollen Fachwissen so präsentieren, dass eine aufwendige Einarbeitung der Benutzer, die über eine entsprechende Schnittstelle auf die Wissensbasis zugreifen können, in die speziellen Wissensgebiete unterbleiben kann (ASSHOFF 1996). Die Synthesedaten der Systeme können bei Entscheidungsfindungssystemen, sogenannten Decision Support Systems (DSS), eine Rolle spielen (z. B. FEDRA 1995). Derartige Systeme sollen die Konsequenzen von Entscheidungen in bestimmten eingegrenzten Bereichen unter Berücksichtigung der bisherigen wissenschaftlichen Erkenntnisse anschaulich darstellen. Neben Expertensystemen, die datenorientierte DSS unterstützen, können Modelle als Basis für sogenannte modellorientierte DSS dienen (HAHN & ENGELEN 2000). POWER (2003) gibt einen kurzen Abriss über die Geschichte der DSS, deren Wurzeln in den 60er Jahren liegen. Im Bereich des Managements natürlicher Ressourcen oder des Natur- und Umweltschutzes hat sich erwiesen, dass eine Kombination mit geografischen Informationssystemen einen weiteren Fortschritt bringt. Derartige Systeme werden als Spatial Decision Support Systems (SDSS) bezeichnet. (z. B. SEGRERA et al. 2003). Diese bieten durch ihre Visualisierungsmöglichkeiten eine deutlich bessere Unterstützung für Entscheidungsträger als Systeme ohne GIS-Anbindung (CROSSLAND et al. 1995).

Gerade im Bereich der Auen ist für DSS ein großes Potenzial vorhanden, um beispielsweise die Wasserqualität in den Einzugsgebieten zu verbessern, Gefahren durch Hochfluten abzumildern oder eine hochwasserschutzverträgliche Auenentwicklung einzuleiten (vgl. FULCHER et al. 1995,

BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 2000). An der Elbe ist derzeit die Entwicklung eines Pilot DSS in Arbeit (KOFALK & KÜHLBORN 2002), um die Auswirkungen von Planungen im Zusammenhang mit Veränderungen der Wasserqualität bzw. mit Planungen der Auenentwicklung abschätzen zu können. Parallel wird bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde ein Modellsystem entwickelt (INFORM, INTe grated FIOodplain Response Model), um die Auswirkungen von Eingriffen in den Verlauf von großen Fließgewässern zu prognostizieren (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 2003). Ein Modell zur Prognose der Biotopentwicklung bei Deichrückverlegungen könnte ein Teil der Basis solcher Systeme werden.

Die kombinierte Nutzung von GIS, die eine Datenverarbeitung in Geokoordinatensystemen erlauben, mit Digitalen Höhenmodellen, Vegetationsmodellen und auch Fernerkundungsdaten hat sich im wissenschaftlichen Bereich fest etabliert (vgl. WATTS 1999, PLUMMER 2000, HÖRSCH 2003). Ziel derartiger Projekte ist beispielsweise, die Verteilung von Vegetationsmustern im Raum vorherzusagen zu können (vgl. MOORE et al. 1991, FRANKLIN 1995, GUI SAN & ZIMMERMANN 2000). Wesentlich für die Vorhersagegenauigkeit ist in jedem Fall die Auflösungsschärfe der digital verarbeiteten Daten und insbesondere des digitalen Höhenmodells, wobei eine höhere Auflösung in der Regel zu besseren Ergebnissen führt. Beispielhafte Vergleichsanalysen wurden von FLORINSKY und KURYAKOVA (2000) durchgeführt. Das Zusammenspiel zwischen Standortökologie und Biotik ist dann am besten, wenn die Auflösungsschärfe aller unterschiedlicher Daten etwa gleich ist. Neben dem wissenschaftlichen Fortschritt eröffnen sich auch Möglichkeiten des Einsatzes in der landschafts- und raumplanerischen Praxis oder im Naturschutz (BLASCHKE 1997). Für die landschaftsplanerische Praxis werden Modelle bisher kaum genutzt.

Lebensräume mit extremen Standortbedingungen, wie Gebirge oder Auen zwingen die dort vorkommenden Arten, sich den vorherrschenden Extrembedingungen, die sich durch wenige Schlüsselfaktoren beschreiben lassen, eng anzupassen. Während im Gebirge die Geländehöhe zusammen mit der Exposition und Hangneigung über die Dauer der Schneebedeckung und damit über die Länge der Vegetationsperiode entscheidet (HÖRSCH 2003), stellt die Geländehöhe in der Aue in Relation zur Wasserlinie als Überflutungshöhe und -dauer den entscheidenden Standortfaktor dar (vgl. WARD et al. 1999, LEYER 2002). Dies vereinfacht die Modellierung in derartigen Bereichen. Für den Gebirgsraum der Alpen wurden in den letzten Jahren zahlreiche unterschiedliche Modellansätze für die Vegetation erarbeitet (z. B. KIENAST & KUHN 1989, BRZEZIECKI et al. 1995, KIENAST et al. 1995, TAPPEINER et al. 1998, HÖRSCH 2003).

Während im internationalen Rahmen Vegetationsmodelle in Auen verschiedentlich entwickelt wurden (z. B. TONER & KEDDY 1997, BROOKES et al. 2000, WHIGHAM & YOUNG 2001), sind für die Auen des zentralen Mitteleuropa erst wenige Ansätze verwirklicht. Einen Überblick über die Möglichkeiten der Modellierungen in Feuchtgebieten und Auen geben TREPEL et al. (2000) anhand von Beispielen. HELLWIG (2000) erarbeitete für den Bereich Lenzen an der Mittleren Elbe eine Karte, die das Entwicklungspotenzial der Landschaft nach Weichholz- und Hartholzaue wiedergibt. Von BOGNER et al. (1996) gibt es ein Modell für die Vegetationstypen eines Auwaldstandortes. LEYER (in press) arbeitet an der Prognose der Entwicklung von Grünlandgesellschaften in Auen der Mittleren Elbe. Das von HETRICH und ROSENZWEIG (2003) erstellte Vegetationsmodell kann über die ökologischen Ansprüche von Pflanzenarten Aussagen zu Pflanzengesellschaften im Grünland geben. Die vorliegende Arbeit füllt eine Lücke mit der Erarbeitung eines praxisbezogenen flächendeckenden Modells auf der Ebene der Biotoptypen sowohl der Wälder als auch des Grünlandes.

Während der Teil A der vorliegenden Arbeit der Frage nachgeht, welche Standortbedingungen mit dem Vorkommen der erfassten Biotoptypen einhergehen, beschäftigt sich der folgende Teil B mit der Frage, welche Entwicklungspotenziale im Falle von Deichrückverlegungen innerhalb der Landschaftsräume vorhanden sind und welche Vegetationseinheiten ggf. vorkommen können.

Ziele dieses Teils der vorliegenden Arbeit sind:

1. Auswahl und Erarbeitung eines effektiven, praxisorientierten GIS-gestützten Modellsystems,

2. Modellierung des Biotoppotenzials nach Rückdeichungen auf Grundlage der standort-ökologischen Prognosen für die Fläche der dann relevanten aktiven Aue als eine zukünftige PNV und für mehrere Entwicklungsszenarios,
3. Überprüfung des Modellsystems in der rezenten Aue,
4. Regionalisierung der Vegetationsaufnahmen nach Rückdeichung, um das Potenzial für die Verbreitung der erfassten Pflanzengesellschaften aufzuzeigen.

Da sich die PNV von ihrem Grundsatz her auf den heutigen Zustand der Landschaft bezieht, muss das Gedankengebäude für die PNV-Darstellung der Deichrückverlegungsfläche modifiziert werden. Im Gegensatz zur heutigen PNV wird entsprechend den Überlegungen bei AUHAGEN (1985) von der ‚zukünftigen Potenziellen Natürlichen Vegetation‘ (zPNV) gesprochen. Dasselbe Prinzip verfolgen auch BRZEZIECKI et al. (1995) für eine PNV bei veränderten Klimabedingungen in der Schweiz.

Das Modellsystem soll zum Verständnis von Eingriffen in den Naturhaushalt, wie sie die Deichrückverlegungen darstellen, beitragen und eine Folgenabschätzung dessen unterstützen. Die vorliegende Arbeit soll an diesem Beispiel einen Beitrag leisten, innovative Methoden der GIS-gestützten Landschaftserfassung und –entwicklungsprognose für die planerische Praxis zugänglich zu machen. Für die flächenhafte Darstellung wurde die übergeordnete Ebene der Biotoptypen gewählt.

Im Folgenden werden weitere, innerhalb des BMBF-Projektes erarbeitete Grundlagen, die ebenfalls als Wissensbasis für die Modellierung relevant sind, vorgestellt. Im Anschluss daran erfolgt die Darstellung von Methodik und Ergebnissen der Modellierung selbst.

8 Modellvoraussetzungen

Mit dem Modell werden verschiedene Varianten der Rückdeichung, die innerhalb des BMBF-Projektes diskutiert wurden und eine unterschiedliche Retentionsflächenzunahme zur Folge haben, bearbeitet. Die Kartendarstellung der entsprechenden Deichlinien befindet sich im Anhang (Karten 5 und 6). Die hydrologischen und bodenkundlichen Prognosen (SCHWANENBERG et al. 2001, EISENMANN 2002) bilden ein weiteres Standbein. Neben den ökologischen Ansprüchen der Biotop-typen und Vegetationseinheiten müssen die Nutzungen innerhalb des betrachteten Landschaftsausschnittes geklärt sein. Als weitere Grundlage für die Entwicklungsprognose dient daher ein interdisziplinär innerhalb des BMBF-Projektes entwickeltes integriertes Leitbild für die Auenreaktivierung, das die Interessen sowohl des Hochwasserschutzes, als auch der Sozioökonomie und des Naturschutzes gegeneinander abwägt (BAUFELD et al. 2001). Daneben werden weitere Nutzungsvarianten sowie eine zukünftige PNV bearbeitet.

8.1 Deichvarianten und Retentionsflächenzunahmen

Der Modellierungsraum wird durch die unterschiedlichen Deichvarianten eingegrenzt. Die innerhalb des hydro-numerischen (HN-)Modells vorhandenen Deichlinien (SCHWANENBERG et al. 2001) wurden als Mittellinien von digitalisierten Deichflächen verwendet. Die Breite der Deiche orientiert sich an Normvorgaben der Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Flussschleife (DVWK 1986). Nicht berücksichtigt werden die Höhenlagen des Geländes, das in höheren Bereichen eine engere Deichlinienführung erlaubt. Für die gesamte Deichfläche wurde keine Modellierung vorgenommen, da es sich um anthropogene Sonderstandorte handelt.

Im Teilgebiet von Sandau ist der Flussschlauch durch den derzeitigen Deich teilweise stark eingegrenzt. Das betrifft rechtseits insbesondere die Bereiche westlich von Wulkau und auf Höhe des Sandauer Waldes. Linkseits ragt der Deich insbesondere in Höhe von Sandau nahe an den Strom heran. Durch Veränderungen der Deichtrasse könnten sowohl diese Engpässe als auch die teils kurvigen Verläufe, die bei Eisgang zu Problemen führen, beseitigt werden. Es werden zwei Varianten betrachtet. Nicht berücksichtigt wurde, dass der alte Deich nur in den Bereichen der Schlitzung ganz entfällt, während andere Bereiche bestehen bleiben. Der neue Deich wird abhängig von der Breite und Böschungsneigung den Retentionsraum mehr oder weniger stark einschränken. Für die Varianten ergeben sich nach Tabelle 11 etwa folgende Retentionsflächenzunahmen:

Tabelle 11 Retentionsflächenzunahmen im Teilraum Sandau bei unterschiedlichen Deichvarianten

Bereich	kleine Variante	große Variante
Sandau Nord	131 ha	415 ha
Sandau Süd	89 ha	303 ha
Rosenhof Nord	48 ha	122 ha
Rosenhof Süd	11 ha	11 ha
Gesamtsumme:	279 ha	851 ha

Im Teilgebiet Rogätz wurden drei unterschiedliche Rückdeichungsvarianten geprüft. Im Norden überlagern sich die Flusssysteme der Elbe und Ohre mit jeweils eigenständigen Deichverläufen. Bei der Erstellung von Varianten war zu berücksichtigen, inwieweit Elbehochwässer in die Ohre zurückdrängen können. Daher wurde bei der kleinen Variante ein Leitdeich vorgesehen, der den Einstaupunkt der Elbe in die Ohre gegenüber dem derzeitigen Zustand kaum verändert. Für das nördliche Ohreufer kann auf einen Deich verzichtet werden, da der nördlich liegende Rogätzer Hang eine natürliche Barriere gegen Hochwasserereignisse darstellt. Für die unterschiedlichen Varianten ergeben sich nach Tabelle 12 folgende Retentionsflächenzunahmen:

Tabelle 12 Retentionsflächenzunahmen im Teilraum Rogätz bei unterschiedlichen Deichvarianten

Bereich	kleine Variante	mittlere Variante	große Variante
Ohremündung	107 ha	107 ha	107 ha
Heinrichsberg Nord	118 ha	128 ha	392 ha
Heinrichsberg Süd	110 ha	202 ha	434 ha
Gesamtsumme:	335 ha	437 ha	933 ha

Der gesamte Modellierungsraum setzt sich zusammen aus der Fläche der rezenten Aue und der Retentionsflächenzunahme der jeweiligen Varianten (s. o.). Die rezente Aue umfasst dabei im Teilgebiet Sandau etwa 547 ha, im Teilgebiet Rogätz etwa 444 ha.

8.2 Hydrologische Prognose

Entsprechend den Daten für die Modellierung der Bestandssituation der Überschwemmungshydrologie sowie des Grundwassermodells (vgl. Kap. 4.2.1) wurden für die unterschiedlichen Deichvarianten Modellierungen verschiedener Abflusssituationen und Grundwasserlagen in den entsprechend vergrößerten Auenräumen vorgelegt (SCHWANENBERG et al. 2001). Diese wurden als Vektordaten exportiert und für die Prognose der Landschaftsentwicklung zur Verfügung gestellt. Einflüsse durch die Vegetation selbst auf die hydrologischen Prozesse wie beispielsweise Verlangsamung des Abflusses in Abhängigkeit der Geländerauigkeit bei unterschiedlichem Pflanzenbewuchs (vgl. TABACCHI et al. 2000) wurden näherungsweise berücksichtigt.

8.3 Bodenkundliche Prognose

Die bodenkundlichen Prognosen wurden ebenfalls im BMBF-Projekt ermittelt. Eine Beeinflussung der Vegetation fällt um so stärker aus, je eher die Standorte zu Staunässe neigen und je geringer die Versickerung ist. Die Standorte wurden daher in Abhängigkeit von ihrer Überflutungshäufigkeit zu Beginn der Vegetationsperiode klassifiziert, die Versickerungsdauer von Oberflächenwasser bestimmt und der Zeitraumes abgeschätzt, innerhalb dessen der Oberboden (40 cm, Hauptwurzelraum bei Grünland) frei von Sickerwasser in den Grobporen sein wird. Die Vernäsungsneigung der Flächen wird als mittel, stark oder sehr stark eingestuft (EISENMANN 2002).

Änderungen, die durch relativ langsam ablaufende Prozesse der Erosion und Sedimentation erfolgen, werden im Folgenden nicht berücksichtigt. Die Bodengesellschaften als solche werden als konstant angesehen. Bis auf Prozesse anthropogener Bodenumlagerungen sind die Auswirkungen der Eindeichungen auf der Ebene der Bodengesellschaften und Bodenarten verhältnismäßig gering. Das betrifft allerdings nicht die bodenchemischen Prozesse, die durch eine An- oder Abkopplung von der Flusssdynamik beeinflusst werden. Insbesondere Schwermetalleinträge wie Cadmium, Quecksilber oder Arsen könnten sich langfristig akkumulieren (vgl. EISENMANN 2002). Als relevant in der ersten Zeit nach Rückdeichungen könnten Bodenverdichtungen auf Ackerflächen sein (ALTERMANN et al. 2001). Dadurch kann die Versickerung von Oberflächenwasser beeinträchtigt werden. Durch Schrumpfung und Quellung, Wurzelwachstum und Bioturbation dürften sich diese Verhältnisse auf längere Sicht normalisieren. Eine Berücksichtigung im Modell wurde nicht vorgenommen.

Vor allem für höher gelegene Bereiche werden die Bodengesellschaften relevant, da hier der nivellierende Einfluss der Überflutungen fehlt. Sedimentation kann praktisch nicht mehr stattfinden, Nährstoffeinträge sind gering. Vor allem in Flussnähe sind Strömungseinflüsse (Erosion und Sedimentation) von größerer Bedeutung. Daher ist im Bereich der Bodengesellschaft von Lockersyrosemen (OL:s) eher von vegetationsarmen Fläche auszugehen.

8.4 Szenarios

Die Berücksichtigung von Entwicklungszielen für das Untersuchungsgebiet ist notwendig, um Rahmenbedingungen für die Prognosen der Landschaftsentwicklung im Falle Rückdeichungen festzulegen (vgl. HÖRLITZ 1998). In Bezug auf Nutzungsmöglichkeiten oder Naturschutzplanungen sind Räume und Prioritäten abzustecken. Für die Modellierung werden verschiedene Varianten der Gebietsentwicklung vorgesehen (siehe Tabelle 13). Innerhalb des BMBF-Projektes wurden als zentrales Szenario ‚Integrierte Entwicklungsziele‘ erarbeitet (BAUFELD et al. 2001). Bei dieser Variante ist der Waldanteil gegenüber dem IST-Zustand erhöht. Mit gleichem Waldanteil wird eine weitere Variante untersucht, bei der die Nutzung in maximaler Weise extensiviert wird, d. h. dass innerhalb der Aue kein Ackerbau betrieben wird und dass auf den Flächen keine intensivere Grünlandnutzung erfolgt. Für die Waldbewirtschaftung wird angenommen, dass diese naturnah erfolgt. Als weitere Variante wird eine intensiver genutzte unter Beibehaltung der derzeitigen Nutzung untersucht, wobei Änderungen bei der Ackernutzung ehemals eingedeichter Flächen vorgegeben werden. Als Szenario ohne menschliche Eingriffe wird eine ‚zukünftige PNV‘ erarbeitet.

Tabelle 13 Szenarios für die Modellierung

Bezeichnung	Erläuterung
• Integrierte Entwicklungsziele	Nutzung teilweise extensiviert, Erhöhung des Waldanteils, Verschiebung Acker zu Grünland
• Naturschutz-konforme Nutzung	Nutzung maximal extensiviert, Erhöhung des Waldanteils, Verschiebung Acker zu Grünland
• Intensivere Nutzung	Nutzung in ähnlicher Intensität wie bisher, größtenteils Verschiebung Acker zu Grünland
• zukünftige PNV	Potenzial der Landschaft ohne Nutzung und menschlichen Einfluss

Integrierte Entwicklungsziele

Die Integrierten Entwicklungsziele des BMBF-Projektes (BAUFELD et al. 2001) basieren aus Naturschutzsicht auf zwei Grundgedanken: zum einen dem Schutz und der Entwicklung von natürlichen, autotypischen Strukturen mit ihren Artengemeinschaften, zum anderen der Integration von Schutz und Entwicklung der historischen Kulturlandschaft mit ihren wertgebenden Elementen. Weitere anthropozentrische Aspekte sind übergeordnete Interessen des Hochwasserschutzes und der Nutzungsfähigkeit der Landschaft. Die standörtlichen Bedingungen entsprechen den im Projekt erarbeiteten bzw. modellierten Gegebenheiten in Bezug auf Hydrologie und Boden. Gebietsübergreifende Gestaltungsmöglichkeiten werden ebensowenig thematisiert wie landschaftsgestalterische Maßnahmen (z. B. Änderungen der Geländemorphologie). Die Aufteilung der Landschaft nach Wald und Grünland lässt sich aus den Prognosekarten (Anhang, Karten 14 bis 34) ablesen

Berücksichtigt werden verschiedene Vorgaben wie das „Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt“, das allgemeine Leitbildvorgaben für die Entwicklung der Elbe darstellt (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT 1995), Ziele, die sich aus der Zugehörigkeit zum Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ (vgl. LANDESAMT FÜR UMWELT SACHSEN-ANHALT 1997b) ergeben, aus Bestand und Planungen für Naturschutzgebiete (REICHHOFF et al. 2000, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN ANHALT 1999, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1997a), der Zugehörigkeit zu für den Naturschutz wertvollen Bereichen (Karten: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1994, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1998a, 1998b) und zu FFH-Gebieten sowie den Ergebnissen des Teilprojektes Sozioökonomie (DEHNHARDT & PETSCHOW 2001).

Nach Anhang I der FFH-Richtlinie sind unter anderem folgende Lebensraumtypen, die verschiedentlich im Gebiet vorhanden sind, geschützt und daher zu erhalten:

- 2330 offene Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* auf Binnendünen

- 3270 schlammige Flussufer beispielsweise mit Vegetation der Verbände *Chenopodium rubri* und *Bidention*
- 6440 Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion dubii*)
- 6510 extensive, artenreiche Mähwiesen der planaren bis submontanen Stufe
- 91E0 Erlen- und Eschenwälder und Weichholzaunenwälder an Fließgewässern
- 91F0 Eichen-Ulmen-Eschen-Auwälder

Bei diesen Lebensraumtypen, die neben ggf. notwendiger Nutzung auf intakte Auenstandorte angewiesen sind, kann eine Deichrückverlegung den potenziellen Vorkommensraum erweitern.

Nutzungen und Sukzession

Für die Ausgestaltung der Landschaft ist die menschliche Nutzung von zentraler Bedeutung, bleibt sie aus, setzt Sukzession ein. Verschiedene Gesellschaften sind aufgrund dessen auf vergleichbaren Standorten ausgeprägt. So gehen das mesophile und wechselfeuchte Grünland aus dem Hartholzauwald hervor, wobei die Mahd für die Ausbildung von Gesellschaften wie *Arrhenatheretum* auf den trockeneren Flächen und *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft bzw. *Cnidio-Deschampsietum* auf den wechselfeuchten Flächen führt. Eine Weidenutzung unterstützt die Ausprägung von *Cynosuro-Lolietum* auf frischen bis wechselfeuchten und *Ranunculo-Alopecuretum* auf den feuchteren Flächen. Ersatzgesellschaften zur Weichholzaue sind Röhrichte und Flutrasen, wobei Röhrichte des *Phalaridetum arundinaceae* und in tieferen Bereichen des *Carietum gracilis* durch eine extensive Mahd bedingt sind, während Flutrasen unterschiedlicher Ausprägung weidebedingt entstehen. Im Folgenden wird ein Rahmen mit Vorgaben für die Grünland-, Acker- und Forstnutzung im Hinblick auf die Modellierung abgesteckt. Hierbei wird davon ausgegangen, dass Flächen, die mehr als 183 Tage im Jahr unter Wasser stehen, nicht mehr regulär genutzt werden.

Grünlandnutzung:

Für die Grünlandnutzung sind einerseits Aspekte des Naturschutzes, andererseits diejenigen der wirtschaftenden Betriebe zu berücksichtigen. In den Szenarios der Intensivnutzung und der integrierten Entwicklungsziele wird die Möglichkeit einer intensiveren Dauergrünlandnutzung zur Erzeugung eiweißreichen Futters erwogen. Flächen dafür liegen im Bereich derzeit intensiver genutzter Grünländer und Äcker. Die Düngung von derartigen Flächen ist möglich, um den Aufwuchs qualitativ zu sichern. Sie dürfte jedoch nur außerhalb von Zeiten mit unsicherer Hochwassersituation erfolgen. Auf Anwendung von Pflanzenschutzmitteln wäre zu verzichten. Es wird angenommen, dass die Etablierung von Intensivgrünland nur auf Flächen gelingt, die nicht länger als 44 Tage pro Jahr überflutet sind. Intensivgrünland auf tonigen Elbauenböden wird erst ab Elbabflussmengen von 1200 m³ überflutet (vgl. Kapitel 5.3.5). Auf allen übrigen Flächen sollte eine angepasste, mehr oder minder extensive Weide- oder Mahdnutzung unter Berücksichtigung von Naturschutzvorgaben stattfinden. Eine Düngung ist nicht notwendig, um die Standortvielfalt der Aue nicht zu nivellieren; außerdem liefern Überflutungen Nährstoffeinträge. Weitere Hinweise zur angepassten Auennutzung werden in Kapitel 14.2 gegeben.

Ackerbau:

In der rezenten Aue ist die Ackernutzung nicht wünschenswert und ein Verbot in der politischen Debatte. Während auf erosionsgefährdeten Flächen eine Ackernutzung grundsätzlich nicht tolerierbar ist, kann zur Erhaltung vorhandener sozioökonomischer Strukturen des Gebietes der Ackerbau in die Überlegungen einbezogen werden. Wichtig ist die Festlegung einer „hydrologischen Grenze“: Im Rahmen der Modellierung der intensiveren Nutzungsvariante werden Flächen, die ab dem HQ10 überflutet werden, als mögliche Ackerflächen vorgesehen. Die statistische Wahrscheinlichkeit von Überflutung, unter der Voraussetzung konstanter klimatischer Bedingungen, liegt bei 10 Jahren. Da leichte Überflutungen außerhalb der Wachstumsperiode der Kulturpflanzen nicht zu Schäden führen müssen, erscheinen seltene Ereignisse der Vernichtung der Ackerfrucht und Erosion tolerierbar. Im Gegenzug stehen positive Effekte, dass Kosten für

die Rückgewinnung von Retentionsflächen abgemildert werden können. Vorgaben der Nutzungseinschränkung wären: Die Anwendung von Pflanzenschutz- oder Düngemitteln sind in Zeiten unklarer Hochwasserentwicklung zu vermeiden, um Auswaschung zu verhindern. Ebenso dürften keine persistenten Mittel angewendet werden. Das gilt auch für Arbeitsgänge des Bodenumbrochs, um die Erosionsgefahr zu minimieren. Zusätzlich wären regelmäßige Untersuchungen des Bodens vorzusehen, um eine eventuelle Akkumulation von Schadstoffen rechtzeitig zu erkennen, da in Bezug auf das Vorkommen von Schwermetallen insbesondere die Außendeichstandorte belastet sind (vgl. EISENMANN 2002). Bei Cadmium wird teilweise der Maßnahmewert für Ackerstandorte nach Bundesbodenschutzgesetz überschritten.

Forstnutzung:

Die forstliche Nutzung von Waldflächen orientiert sich an den Vorgaben des naturnahen Waldbaus. Damit ist das Baumartenspektrum auf die Arten der potenziellen natürlichen Vegetation konzentriert. In der rezenten Aue ist außerdem die Überflutungstoleranz von Waldbäumen ein entscheidendes Kriterium. Waldbestände, die nicht diesen Vorgaben entsprechen, werden umgestaltet. Für Baumarten in Waldgesellschaften oberhalb der Hartholzauere ist die Überflutungstoleranz grundsätzlich gering. DISTER (1983) gibt für *Acer pseudoplatanus* Werte von durchschnittlich 8 Tagen an, wobei die Hälfte der Zeit innerhalb der Vegetationsperiode liegt. Eine noch geringere Toleranz weisen *Tilia cordata* und *Carpinus betulus* mit einer durchschnittlichen Überflutung von 3,5 Tagen im Jahr auf. *Fagus sylvatica* ist im Bereich möglicher Rückdeichungsflächen stellenweise vorhanden. In Bezug auf die Art wird oftmals eine starke Empfindlichkeit gegenüber Sommerhochwassern angenommen (vgl. ELLENBERG 1996). Nach BRECHER (1897) existierten jedoch im Bereich der Magdeburger Elbaue alte Exemplare in einer Höhenlage mit regelmäßigen Überschwemmungen durch Sommer- und Winterhochwasser. Derzeit befindet sich die Rolle von *Fagus sylvatica* in einer Diskussion, was die Feuchtetoleranz angeht. Auf vielen durch Bodenfeuchte oder Staunässe beeinflussten Standorten scheint *Fagus* eher nutzungsbedingt verdrängt worden zu sein (vgl. SCHMIDT 2000, HÄRDITTE et al. 1996b). In Bezug auf die Überflutungstoleranz sind daher keine Aussagen möglich.

GORZELAK (2000) analysierte die Empfindlichkeit von Baumarten gegenüber Überschwemmungen anhand des Oderhochwassers im Juli 1997. Für die untersuchten Laubbaumarten nimmt die Empfindlichkeit nach den Ergebnissen in folgender Reihenfolge ab: *Acer pseudoplatanus* – *Fagus sylvatica* – *Fraxinus excelsior* – *Tilia sp.* – *Alnus glutinosa* – *Betula pendula* – *Carpinus betulus* – *Quercus sp.* und andere. *Quercus robur* als typische Art der Hartholzauere zeigt demnach die geringsten Schäden in Bereichen mit durchfließendem Wasser, wohingegen in abflusslosen Teilgebieten Schäden auftraten. Ähnlich reagierten *Carpinus betulus* und *Fraxinus excelsior*. Bei den empfindlicheren Arten wie *Fagus sylvatica* starben alle bzw. bei *Acer pseudoplatanus* fast alle in Reichweite des Hochwassers stehenden Exemplare ab. Bei den Nadelhölzern ergibt sich eine Reihe *Larix decidua* – *Pseudotsuga menziesii* – *Picea abies* – *Pinus sylvestris*. Letztgenannte Art ging bei stehendem Wasser ein, zeigte auf Flächen mit durchfließendem Wasser nur eine Wachstumsverzögerung ohne deutliche Schäden.

Daraus lässt sich die Entwicklung von Wäldern ableiten, die innerhalb der Auenreaktivierungsflächen liegen. Fichtenbestände, Bergahorn-, Hainbuchen- und Lindenanteile der Laubwälder werden vermutlich bei häufigeren Überflutungen schnell zum Absterben gebracht. Innerhalb von Senken und ehemaligen Altarmen, in denen nach Überflutungen Wasser stehen bleibt, ist eine Schädigung von *Fraxinus excelsior* insbesondere bei Überschwemmungen während der Vegetationsperiode möglich. Eichen- und Ulmenbestände werden sich an die hydrologischen Bedingungen adaptieren. Für die Kiefernbestände innerhalb des Sandauer Waldes sind nur in geringem Umfang Schäden zu erwarten, da die Böden sandig sind, somit wenig zu Staunässe neigen und da viele Flächen relativ hoch liegen, so dass nur mit geringen, schnell strömenden Überflutungen in mehrjährigen Abständen zu rechnen ist. Als Hypothese für die Kiefernnutzung wird angenommen, dass sie auf Flächen ab einer Überflutungswahrscheinlichkeit des HQ20 auf nicht staunassen Böden möglich ist.

Sukzession:

Bleibt die Nutzung von Flächen aus, kommt es zu Sukzessionsvorgängen, die beispielsweise die Wandlung von ehemals genutzten Flutrasengesellschaften zu Röhrichten bzw. zu Grünlandgesellschaften wechselfeuchter Standorte einleiten. Im einzelnen sind bei brachfallenden Flächen neben einer allgemeinen Artenverarmung eine Ausbreitung von Hemikryptophyten und Rhizompflanzen, die Zunahme der Bestandshöhe und der Phytomasse und eine stärkere Streuansammlung beobachtet worden (HELLWIG 2000). Dabei zeigten die Flutrasen die größte Dynamik. Im Gegensatz dazu können Röhrichte oft eine sehr hohe Konstanz erreichen. Beispiele dafür werden bei HELLWIG (2000) für das NSG „Untere Seegeniederung“ dargestellt, in dem einige Röhrichte seit 24 Jahren nachgewiesenermaßen nahezu konstant sind.

Die Entwicklung von Wäldern aus ehemals landwirtschaftlich als Grünland genutzten Flächen ist als unsicher zu beurteilen. Das spontane Auskeimen und die Etablierung von Gehölzen ist auch nach längeren Zeiträumen kaum zu beobachten (vgl. RUNGE 1985, HELLWIG 2000). Gehölzeta-blierungen müssen daher über eine – mittels flankierender Maßnahmen – gesteuerte Sukzession (Schaffung von Keimungsflächen und Schutz vor Verbiß) oder über Anpflanzungen erfolgen (Ergebnisse der Lenzeener Elbtalau bei PATZ 2000). HELLWIG (2000) nennt als Dauer für die Entstehung geschlossener Hartholzauenwälder im günstigsten Fall den Zeitraum von 100 Jahren, wobei diese in Artenzusammensetzung und Struktur noch nicht einem über mehrere Baumgenerationen gewachsenen Bestand entsprechen. Die Entstehung von Gehölzen auf ufernahen Pionierstandorten verläuft aufgrund der guten Keimungsbedingungen für Weichholzarten dagegen relativ schnell.

8.5 Potenzielle Biotoptypen und Sukzession

Innerhalb des Modells wird der zeitliche Aspekt der Entwicklung von Biotoptypen und Vegetation nicht berücksichtigt. Beispielsweise für die Waldentwicklung müssten Zeiträume betrachtet werden, innerhalb derer andere Faktoren wie Veränderungen des Klimas wirksam werden könnten als die in der vorliegenden Arbeit analysierten. Über stochastische Modelle gibt es grundsätzlich Ansätze zur Modellierung der Waldentwicklung (vgl. BUGMANN et al. 1996). Die ‚Potenzielle Natürliche Vegetation‘ nach TÜXEN (1956) bezieht ebenfalls keine zeitlichen Entwicklungsaspekte ein sondern stellt denjenigen Zustand der Vegetation dar, der am Ende der Sukzession von Flächen zu den derzeitigen Standortbedingungen einstellen würde. Analog zur PNV wird die potenzielle genutzte Vegetation oder ‚potential replacement vegetation‘ PRV nach CHYTRY (1998) auf der Differenzierungsebene der Biotoptypen modelliert und die Potenziale der Landschaft als Ergebnis ausgegeben (vgl. BAUFELD 2002). Grundannahme ist, dass die Ausbildung der Vegetation für die derzeit herrschenden ökologischen Bedingungen entworfen wird, wobei ein zusätzlicher Nutzungsaspekt in die Betrachtungen einbezogen wird. Als Folge dessen werden naturnahe Wälder wie die PNV gehandhabt, selbst wenn ein Szenario erst die Waldinitialisierung auf Nicht-Waldflächen vorsieht. Für Grünland wird im Modell der bei gleichmäßiger Nutzung nach Szenario angenommene langfristig entwickelte Grünlandbiotoptyp dargestellt.

9 Methoden

Die Prognose der Biotoptypen und Vegetation erfolgt durch die Programmierung eines regelbasierten Modells, das die GIS-Datenbank erweitert. Diejenigen Methoden, die bereits im Teil A des Werkes beschrieben wurden, werden an dieser Stelle nicht wiederholt.

9.1 GIS-Bearbeitung

Wie die Auswertung der Daten beruht die Erstellung der Entwicklungsprognosen für die Biotoptypen und die Vegetation auf einer Flächenverschneidung zur Identifikation der kleinsten im Rahmen der Untersuchungen ökologisch einheitlichen Einheit. Neben den in Kapitel 4.3 beschriebenen Verschneidungen sind für die Prognosen Nutzungsinformationen unterschiedlicher Szenarios (siehe Kapitel 8.4) relevant, die über eine weitere Verschneidung in die GIS-Karte importiert werden.

9.2 Regionalisierung der Vegetation

Während sich die flächigen Daten auf der Ebene der Biotoptypen miteinander verschneiden lassen, ist die Integration von punktbezogenen Daten der Vegetation eine Erweiterung der Modellierungsbasis für die Vegetation (vgl. SCHOLLE & SCHLEUB 1999). Für eine einfache Form der Regionalisierung wird davon ausgegangen, dass im derzeitigen Bestand diejenigen Flächen, auf denen eine Vegetationseinheit vorkommt, insgesamt dieser Vegetationseinheit zuzuordnen sind.

Neben der direkten Zuordnung der jeweiligen Vegetationsaufnahme zur Flächeneinheit der Verschnittkarte erfolgt eine von den Aufnahmepunkten unabhängige Regionalisierung nach dem Vorkommen der ökologischen Standortcharakteristika und der Nutzung. Für die Vegetationsaufnahmen liegen genauere Standortdaten als für die Biotoptypen vor. Die Aufnahmen lassen sich daher nur unter der Voraussetzung auf die Klassen der Biotoptypen beziehen, dass die jeweiligen Klassen, z. B. der Überflutungsdauer, innerhalb derer eine Vegetationsaufnahme auftritt, insgesamt als Standortpotenzial für diese Vegetationsaufnahme gewertet werden. Damit kann es allerdings zu einer Überschätzung des Potenzials einzelner Flächen für die Zuordnung zu Gesellschaften kommen. Aufgrund der übrigen innerhalb der Daten vorhandenen Unschärfen erscheint diese Vorgehensweise tolerabel.

Mit einem Modul von Abfragen, die die Standortcharakteristika des jeweils bearbeiteten GIS-Datenbankeintrages mit denen der Vegetationsaufnahmen vergleichen und ggf. eine Zuordnung durchführen, wurde für den Bestand eine Regionalisierung der Vegetationsdaten anhand der Standortökologie und Nutzung durchgeführt. Diese erfolgt auf der Ebene der rezenten Aue. Die im einzelnen berücksichtigten Standortcharakteristika sind der Tabelle 17 im Anhang zu entnehmen. Für die Vergleichsabfragen zur Vegetation erfolgt im Kapitel 10 keine weitere Darstellung in Form eines Kausaldiagramms oder Regelsatzes.

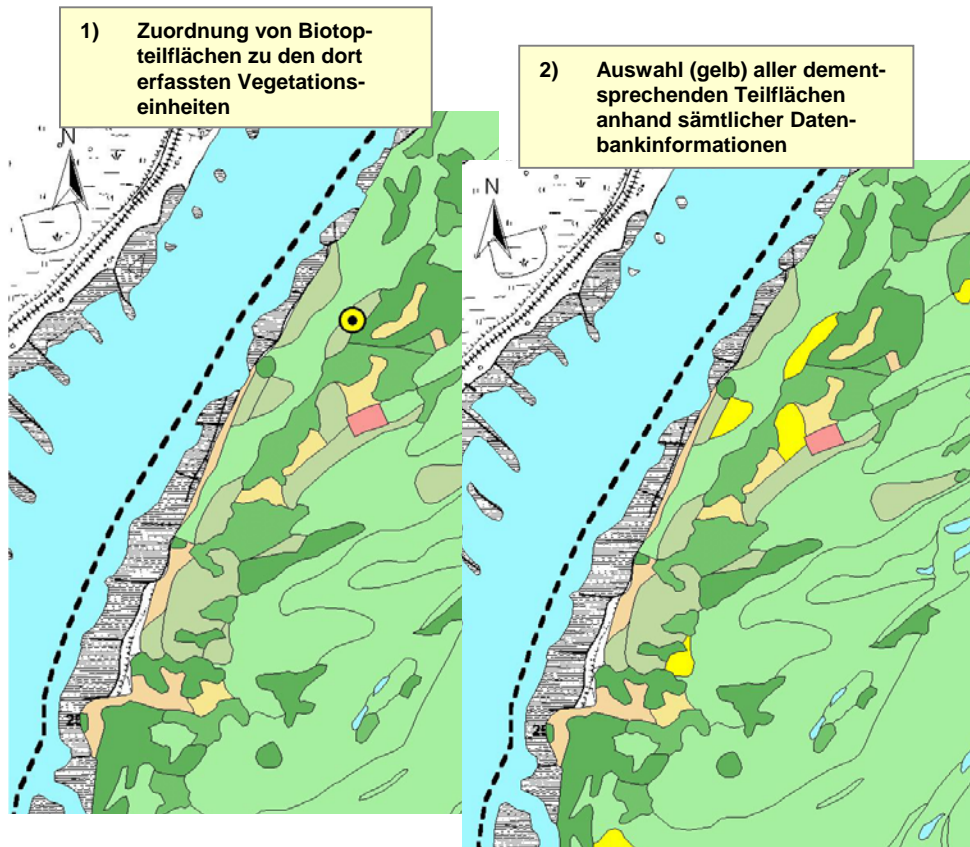


Abbildung 26: Schematische Darstellung der Datenübertragung von Punkten auf die Fläche

9.3 Modellentwicklung

Die Modellentwicklung orientierte sich an allgemeinen Vorgaben bei REICHE UND MÜLLER (1994) und JØRGENSEN (1986). Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte Modell ist regelbasiert und bearbeitet die GIS-Datenbank einer modifizierten und um standortökologische Prognosedaten erweiterten Biotoptypenkarte. Es fußt auf einer konkreten Fragestellung zur Entwicklungsprognose der Biotoptypen. Für die Erarbeitung des Modells wurden im ersten Schritt die **relevanten Einflussfaktoren** aufgelistet und in eine Hierarchie gestellt. Nicht beeinflussbare Faktoren oder solche, bei denen in überschaubarem zeitlichen Rahmen keine Auswirkungen zu erwarten sind, werden hier genannt, spielten aber in der weiteren Modellkonkretisierung keine Rolle mehr.

Die übrigen Faktoren fließen in ein daraus erarbeitetes **Kausaldiagramm** ein, wo sie miteinander in Beziehung gesetzt und gegliedert worden sind. Da nicht alle relevanten Daten im Rahmen der vorliegenden Arbeit erhoben oder durch das BMBF-Projekt zur Verfügung gestellt werden konnten, fand eine Reduktion auf die vorhandenen Daten statt. Für die Modellierung wurde keine Vollständigkeit der Datengrundlage realisiert (vgl. STARFIELD 1997, REICHE UND MÜLLER 1994). Der nächste Schritt war die Erstellung eines **Flussdiagramms**, das den Programmablauf des Modells skizziert. Hier wurden die Eingangs- und Randbedingungen der Modellierung festgeschrieben und die notwendigen Variablen und Parameter identifiziert. Im Vorfeld der Ergebnisausgabe wurde festgelegt, welche Daten für die Ausgabe relevant sind und wie eine Ergebnispräsentation stattfinden sollte. Im dritten Schritt, der Erstellung des **Regelsatzes** wurden die in der Programmierung verwendeten Regeln aufgestellt. Eine Regel stellt eine Aussage dar, die aus einem Bedingungsteil und einem Aktionsteil besteht. Die Erfüllung der Bedingungen in einer Datenbasis führt somit zu Aktionen, die ggf. einen vorhandenen Zustand verändern. Der Regelsatz berücksichtigt jeden vorhandenen Modellaspekt, interne Annahmen, Eingaben etc. und wird in

der Reihenfolge des Flussdiagramms wiedergegeben. Jede Regel wird begründet und mit Quellen, Bezügen auf die Szenarios oder den Teil A der Arbeit benannt. Technische Anweisungen werden im Regelsatz nicht berücksichtigt. Diese fließen in die Programmentwicklung ein.

Das Modell, das die Arc-View-GIS-Datenbank (eine d-Base IV-Datei) bearbeitet, wurde in der Programmiersprache VBA (Visual Basic for Applications) für das Programm Excel der Fa. MICROSOFT geschrieben. Dabei werden den einzelnen Teilflächen innerhalb der Prognose-GIS-Datenbank anhand ihrer Standortcharakteristik und ihrer Nutzung nach dem jeweiligen Szenario die Prognosebiotoptypen bzw. soweit möglich Vegetationseinheiten zugeordnet. Als Ergebnis des Modelldurchlaufs wird die Biotopausprägung verschiedener Nutzungsvarianten des Gebietes ausgegeben. Der Programmcode des Modells ist Bestandteil des Anhangs.

Diejenigen Biotope, die nicht in die Auswertung eingeflossen sind (s. Kap. 4.4.2), bleiben auch bei der Modellierung unberücksichtigt, da in der Modellannahme die anthropogenen Veränderungen der Landschaft erhalten bleiben. Gleiches gilt für Gewässer, die im Höhenmodell nur ungenügend dargestellt sind, so dass keine Einstufung nach ihrem Charakter (beispielsweise ausdauernd, oder temporär) möglich wäre. Natürliche Waldgesellschaften wie Erlen-Eschenwald der Bachauen (WAe) oder die Erlenquellsümpfe (WFe) am Rogätzer Hang, die nicht durch die Standortparameter der Elbedynamik bestimmt sind, bleiben als Biotoptypen ebenfalls erhalten.

Inhaltliche Basis des Modells sind die Auswertungsdaten zu Biotoptypen und Vegetation der vorliegenden Untersuchung bzw. ergänzende Daten aus der Literatur (z. B. LEYER 2002, HELLWIG 2000, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2000). Die Ergebnisse der Biotop- und Vegetationsanalysen dienen dazu, die Grenzen zwischen unterschiedlichen Biotopen in Bezug auf die dafür relevanten ökologischen Faktoren abzuschätzen. Hierbei wird nicht davon ausgegangen, dass sich die Verteilung der Vorkommen in Bezug auf die ökologischen Gradienten zwingend wie eine Normalverteilung verhält (vgl. AUSTIN et al. 1994). Daher erfolgt die Abschätzung der Zuordnung anhand der vorhandenen Klassen, in denen die Biotoptypen hauptsächlich vorkommen. Ziel ist die Zuordnung von Biotoptypen zu in bestimmter Weise ökologisch charakterisierten Teilparzellen des Untersuchungsgebietes. Bestimmte Felder der Datenbank werden dabei als Informationsquellen über die jeweilige Flächeneinheit genutzt, um daraus den Biotoptyp bei Deichrückverlegung abzuleiten. Folgende Informationen werden abgefragt:

- Die Überflutungshydrologie der durchschnittlichen Überflutungsdauer in der jeweiligen Deichvariante als Abflussmenge der Elbe bei Überflutung der Fläche
- Die mittlere Grundwasseramplitude der Variante
- Zugehörigkeit der Bodengesellschaft der Fläche zu den einzelnen Hauptbodenarten
- Information über die Vernässungsneigung
- Der Bestandsbiotoptyp der Fläche
- Die bisherige Nutzung der Fläche
- Die Zugehörigkeit zur rezenten Aue
- Die Zielnutzung der Fläche

Die Daten dienen einerseits zur ökologischen Charakterisierung der Flächeneinheit (Hydrologie, Boden), andererseits zur Entscheidung, welcher nutzungsbedingte Biotoptyp entsteht. Der bisherige Biotoptyp dient als Korrekturgröße, um Fehler im DHM kompensieren zu können. Bei jedem Modelldurchlauf werden weitere Datenbankfelder eingefügt, einerseits der Prognosebiotoptyp zuzüglich zweier Felder für die Visualisierung, andererseits ein Feld für Angaben über eine eventuelle Zuordnung einer bestimmten Pflanzengesellschaft. Für jeden Durchlauf einer Datenbank werden eigens, durchnummerierte Datenbankfelder mit den Prognosedaten angelegt, um die unterschiedlichen Nutzungsvarianten in einer Datei darstellen zu können. Im Rahmen dessen wird über eine Protokolldatei über die Modellierungen der unterschiedlichen GIS-Dateien Buch geführt. Aus diese Weise lassen sich Modellvariationen in ihren Auswirkungen auf die GIS-Datenbank nachvollziehen.

Die Varianten der Integrierten Entwicklungsziele und der Naturschutznutzung unterscheiden sich dadurch, dass für die Integrierten Entwicklungsziele ein konservativerer Ansatz der Modellierung gewählt wurde, bei dem Flächen in Bezug auf ihren IST-Biotoptyp korrigiert werden, z. B. bei den Magerrasen, die auf potenziellen Standorte nicht als Prognosebiotoptyp angegeben werden, wenn der IST-Zustand mittleres Grünland ist. Bei der Variante nach Naturschutzzielen wird dagegen von einer maximal möglichen Aushagerung der Standorte ausgegangen, bei der die potenziellen Magerrasenstandorte als solche gekennzeichnet sind. In beiden werden alle Gehölze als Waldgesellschaft der PNV angegeben, während in der Variante der Intensiveren Nutzung die Gehölze erhalten bleiben und nur die Leitbaumart entsprechend der PNV angegeben wird.

Die Entscheidung der Prognosevariante ist zu Beginn der Datenbankbearbeitung durch den Nutzer anhand eines Fensters (siehe Abbildung 27) zu treffen.

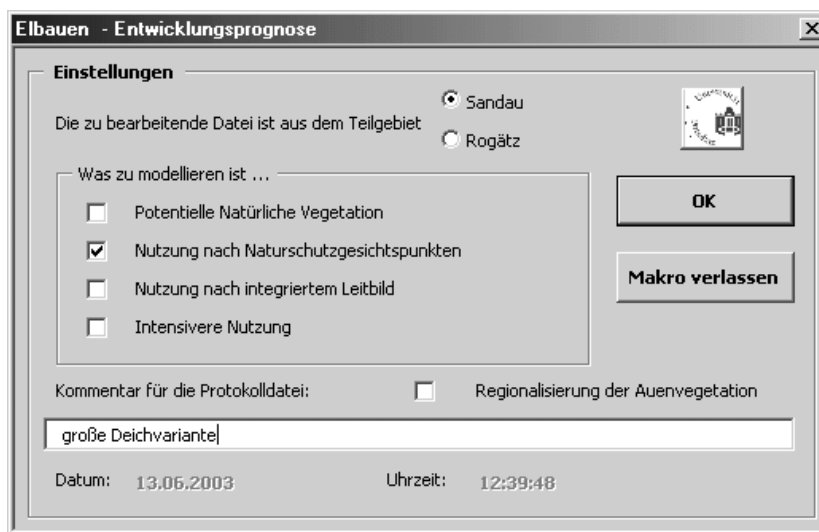


Abbildung 27: Startfenster der Datenbankbearbeitung

Entsprechend der Regionalisierung wird innerhalb der Prognoseflächen überprüft, ob eine Vegetationseinheit auf den prognostizierten Biotoptypflächen vorkommen kann. Stimmt die ökologische Charakteristik der Fläche mit derjenigen einer vorhandenen Vegetationsaufnahme überein, wird die jeweilige Pflanzengesellschaft übernommen (siehe Kap 5.1.1). Bei der Unterscheidung zwischen Mahd und Weidegesellschaften wird davon ausgegangen, dass die vorhandene Nutzung auf den Flächen beibehalten wird, d. h. im Raum der rezenten Aue, die oftmals kleinrelieffiert ist und eine maschinelle Mahd erschwert, wird vorwiegend beweidet, in der Rückdeichungsfläche aufgrund des ebenen Reliefs gemäht. Bei ehemaligen Ackerflächen wird ebenfalls von einer Mahd ausgegangen.

9.4 Modellüberprüfung

Zur Überprüfung des Modells wurden Testläufe in der Nutzungsvariante der intensiveren Nutzung, die der derzeitigen Nutzung weitgehend entspricht, in den Bereichen der rezenten Aue durchgeführt. Es wurde ausgewertet, inwieweit die prognostizierten Biotoptypen von den während der Geländearbeiten erfassten abweichen. Hierzu wurden zwei Varianten des Modells erprobt, ohne Korrekturen in Bezug auf den Bestand und mit derartigen internen Korrekturen. Es wurden jeweils die Biotopcodes bis zum dritten Buchstaben in den Vergleich einbezogen. Bei der Überprüfung wurden die Grünland und Auwaldbiotoptypen betrachtet. Übrige Gehölze, Gewässer und Siedlungsbiotope werden durch die Modellierung nicht oder bei den Gehölzen nur in Bezug auf die Leitbaumart verändert, die erst an vierter Stelle des Biotopcodes eine Rolle

spielt. Die Ergebnisse dieses Schrittes werden im Zusammenhang mit der Modelldarstellung erläutert.

Eine Validierung des Modells ist nicht möglich, da die Überprüfung der Prognosen eine tatsächliche Deichrückverlegung voraussetzt und ebenfalls die Überprüfung der Prognosen der standortkundlichen Daten. Daher kann das Modell nur auf Plausibilität und die Ähnlichkeit der Prognosen für die rezente Aue getestet werden.

9.5 Kartendarstellungen

Die innerhalb der vorliegenden Arbeit erstellten Übersichtskarten für die Gebietsprognosen sind im Anhang beigefügt. Einzelne Detaildarstellungen werden im Text wiedergegeben. Die Karten werden auf DIN-A-4-Blättern im Maßstab von 1 : 20.000 bis 1 : 35.000 gezeigt.

10 Modellentwicklung

Der Modellerstellung liegt folgende Fragestellung zugrunde, an der sich die konkrete Ausführung orientiert:

„Welches Biotopmosaik bildet sich im Falle von Deichrückverlegungen im dann vorhandenen Deichvorland aus?“

10.1 Relevante Faktoren

Nachfolgend sind diejenigen Einflüsse aufgelistet, die für das Biotoptypeninventar der Auenflächen und für die Vegetation eine Rolle spielen (z. B. ROBERTS & LUDWIG 1991, MÜLLER 1995, CRAWFORD 1996, ELLENBERG 1996, TABACCHI et al. 1996, BURKART 1998, WARD et al. 1999, HELLWIG 2000, LEYER 2002). Hieraus müssen diejenigen identifiziert werden, die sich im Rahmen von Deichrückverlegungen ändern können und damit relevante Faktoren für die Modellierung sind.

Anthropogen:

Flächennutzung	ungenutzt	Sukzession
	genutzt	Bebauung Rohstoffgewinnung Forstnutzung Garten, Obstanbau Grünlandnutzung
		Mahd Mähweide Weide
Flussregulierung	Veränderung der Hydrologie	
Klimaveränderung	Veränderung des Bodens und der Hydrologie	

Standörtlich:

Klima	Temperatur	
	Niederschlag	
	Einstrahlung	
	Wind	
Geologie	Ausgangsgestein/bodenbildende Schicht	Basengehalte (pH)
	dynamische Prozesse	Nährstoffgehalte Verwitterung Umlagerung
Boden	Bodentyp	Schichtung
	Bodenart	Wasserhaltevermögen
	Nährstoffgehalte	
	pH	
Hydrologie	Grundwasserbedingungen	Grundwasserflurabstand Grundwasserdynamik
	Überschwemmungsdynamik	Dauer pro Jahr Zeiträume im Jahr Einträge
	Strömungsgeschwindigkeit	Erosion Sedimentation

Entstehungsgeschichtlich:

bisherige Nutzung	Nutzungskontinuität Anschlussnutzungen
-------------------	---

Biotopspezifisch:

Ansprüche der Biotoptypen	an Nutzung an Hydrologie an Boden
Ansprüche charakteristischer Arten	an Nutzung an Standortfaktoren Artenspektrum auf der Fläche Artenspektrum in erreichbarer Nähe

Im Rahmen des untersuchten Deichrückverlegungsprojektes werden die klimatischen und geologischen Bedingungen als vergleichsweise konstant angesehen, wenngleich derzeit allgemeine Klimaveränderungsprozesse postuliert werden (z. B. CASPARY 2000). Deren Auswirkungen auf die Vegetation sind jedoch nur schwer einzuschätzen (HOFFMANN 1995). Die klimatischen Bedingungen unterscheiden sich nur geringfügig zwischen den beiden Teilgebieten (siehe Kap. 2.5). Substantielle Unterschiede, die eine Ausbildung unterschiedlicher Pflanzengesellschaften und damit eine getrennte Auswertung zur Folge haben müssten, sowie klimarelevante Höhenunterschiede sind nicht gegeben. Grundsätzliche Klimaänderungen werden durch die Deichrückverlegung selbst nicht hervorgerufen, wobei möglicherweise lokale Ereignisse wie Nebelbildung oder die Bildung von Kaltluftseen in den Untersuchungsgebieten modifiziert werden könnten. Derartige Phänomene erscheinen jedoch als wenig relevant in Bezug auf die Differenzierungsebene der Biotoptypen. Geologische Prozesse sind aufgrund ihrer Langsamkeit ebenfalls nicht zu berücksichtigen. Umfangreichere Prozesse der Bodenumlagerung finden allein im Rahmen des Deichbaus bzw. der Schlitzung der Altdeiche statt. Hierüber sind jedoch keine Prognosen möglich.

Die übrigen Faktoren erscheinen relevant in Bezug auf Deichrückverlegungen und sind damit in den Entwurf eines Kausaldiagramms einzubeziehen. Die Beziehungen dabei sind jedoch nicht nur einseitig, dass die Vegetation auf die Ausprägung der Standortökologie reagiert. Umgekehrt übt die Vegetationsdecke auch einen Einfluss auf die Standorte aus. Die Hydrologischen Prozesse in der Aue hängen beispielsweise auch von der Pflanzendecke ab, wobei hier der Bewuchs die Fließgeschwindigkeit in der Überflutungsauwe steuert, über Verdunstung der Pflanzen ein Teil des Wassers an die Atmosphäre abgegeben wird und durch die Pflanzendecke die Wasserqualität beeinflusst wird (TABACCHI et al. 2000, ROBINSON 2000).

Hierarchie der relevanten Faktoren

Von großer Bedeutung für die Ausbildung der Pflanzendecke und damit der Biotoptypen sind extreme Umwelteinflüsse, wie sie beispielsweise durch menschliche Nutzung oder durch regelmäßige Überflutung vorkommen. Die Differenzierung von Flächen nach Gehölz- oder Offenlandbiotoptypen erfolgt bis auf die unmittelbar am Strom gelegenen Flächen anhand der menschlichen Nutzung, die an oberster Stelle verantwortlich für die Richtung der Biotopausprägung ist. An zweiter Stelle ist die Hydrologie zu nennen, die wesentlich für die Ausprägung der Biotope in Bezug auf ihr Arteninventar ist (vgl. LEYER 2002, HELLWIG 2000, WARD et al. 1999, ROBERTS & LUDWIG 1991). Sie steht über die Nutzbarkeit von Flächen in Beziehung zur Nutzung.

Neben Überflutungen ist die Hydrodynamik wichtig (LEYER 2002, HENRICHFREISE 2000, BAUMGÄRTEL & ZEHEM 1999). Bodenparameter sind dem nachgeordnet, da die Böden in Bezug auf einige bestimmende Parameter kaum Extreme aufweisen. Gemeinsam ist ihnen der Carbonatmangel, ein relativ einheitlicher leicht saurer pH-Wert und das fehlen extremer Nährstoffsituationen (ALTERMANN et al. 2001). Die Überflutung der Elbe sorgt, wo sie vorhanden ist, für eine Nivellierung der Verhältnisse. Eine Ausnahme bilden die extrem hoch gelegenen Sandstandorte, da eine

Überflutung hier fast vollständig ausbleibt, die Flächen stark austrocknen können und Nährstoffe durch Niederschläge in die Tiefe verlagert werden. Abhängig von der Bodenart ist der durchschnittliche Grundwasserflurabstand zu bewerten, da der kapillare Aufstieg unterschiedlich ist. Außerdem entscheiden Schichtung und Bodenart über das Vorkommen gespannter Grundwasserverhältnisse. Da die Modellierung der Grundwasserdaten hierzu keine Informationen bietet (s. Kap. 5.3.2), bleibt dieses Kriterium innerhalb des Modells unberücksichtigt.

Prozesse der Biotopkontinuität können Hinweise auf die Plausibilität der übrigen Modellierungsparameter geben sowie auf das biotische Inventar der Zielbiotoptypen, dass sich am vorhandenen Artenspektrum sowie an der Erreichbarkeit durch die Arten orientieren muss. Da das Modell jedoch die Potenziale in Bezug auf Biotoptypen und Vegetation unabhängig von ihrer Erreichbarkeit auf der Zeitschiene aufzeigt, bleiben derartige Aspekte unberücksichtigt. Bei möglichen Modellerweiterungen bekommen sie eine tragende Rolle.

10.2 Kausaldiagramm

Zur Verknüpfung der unterschiedlichen wirksamen Faktoren wird für die Modellierung ein Kausaldiagramm entwickelt. Im Rahmen der innerhalb des BMBF-Projektes zur Verfügung stehenden Daten fand eine weitere Beschränkung statt.

Die Abbildung 28 zeigt das Kausaldiagramm für die Biotopentwicklung auf den Rückdeichungsflächen. Der Biotoptyp der Flächeneinheit hängt entscheidend von den Ansprüchen der Biotoptypen an ihre Standorte und die Nutzung ab. Dieser Bereich ist im Teil A der vorliegenden Arbeit herausgearbeitet worden. Die Bedingungen auf der Fläche, die wesentlich von den bodenkundlichen und hydrologischen Prognosen abhängen sind der zweite wesentliche Faktor, der die Biotopausprägung bestimmt. Als drittes spielt der Ausgangsbiotoptyp eine Rolle. Er entscheidet beispielsweise über den zeitlichen Aspekt der Biotopentwicklung, da hiervon Samenpotenzial und Erreichbarkeit für Diasporen abhängen. In der vorliegenden Arbeit wurde dieser Blickwinkel nicht untersucht. Der Ausgangsbiotoptyp bekommt hier die Rolle eines Korrekturfaktors, da die vorliegenden Daten nicht optimal in der Lage sind, (stau-)feuchte Senken abzubilden, sei es, dass das DHM ungenau ist, sei es, dass die Bodenkarte keine kleinflächige Staunässe wiedergibt. Über die Abfrage des Bestandsbiototyps kann auf derartige Standortbedingungen rückgeschlossen werden.

Die Faktoren, die auf der Fläche nach Rückdeichung herrschen, setzen sich aus der Standortökologie (Wasser und Boden) sowie der Nutzung zusammen, die von den Standortbedingungen unter Umständen eingeschränkt wird. Die Nutzung hängt weiterhin ab von den Ansprüchen durch Naturschutz und Nutzer, bei denen die Flexibilität landwirtschaftlicher Betriebe in Bezug auf die Nutzung veränderter Auenstandorte eine entscheidende Rolle spielt (vgl. DEHNHARDT & PETSCHOW 2001). Letztendlich sind es die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen, die darüber entscheiden, welche Landschaften als schutzwürdig begriffen werden und welche landwirtschaftlichen Nutzungsarten wirtschaftlich lohnenswert sind.

Die Überflutungshydrologie, die durch die Strömungsgeschwindigkeit über Erosion und Sedimentation im Zusammenhang mit den anstehenden Bodenarten entscheidet, geht auf das Abflussregime der Elbe und die Geländehöhen, die mit dem DHM abgebildet werden, zurück. Diese bestimmen Überflutungsdauer und -zeiträume, die Größe der Wasserstandsschwankungen sowie die Grundwasserhydrologie, die wiederum mit den Bodenarten und der Bodenschichtung zusammenhängt.

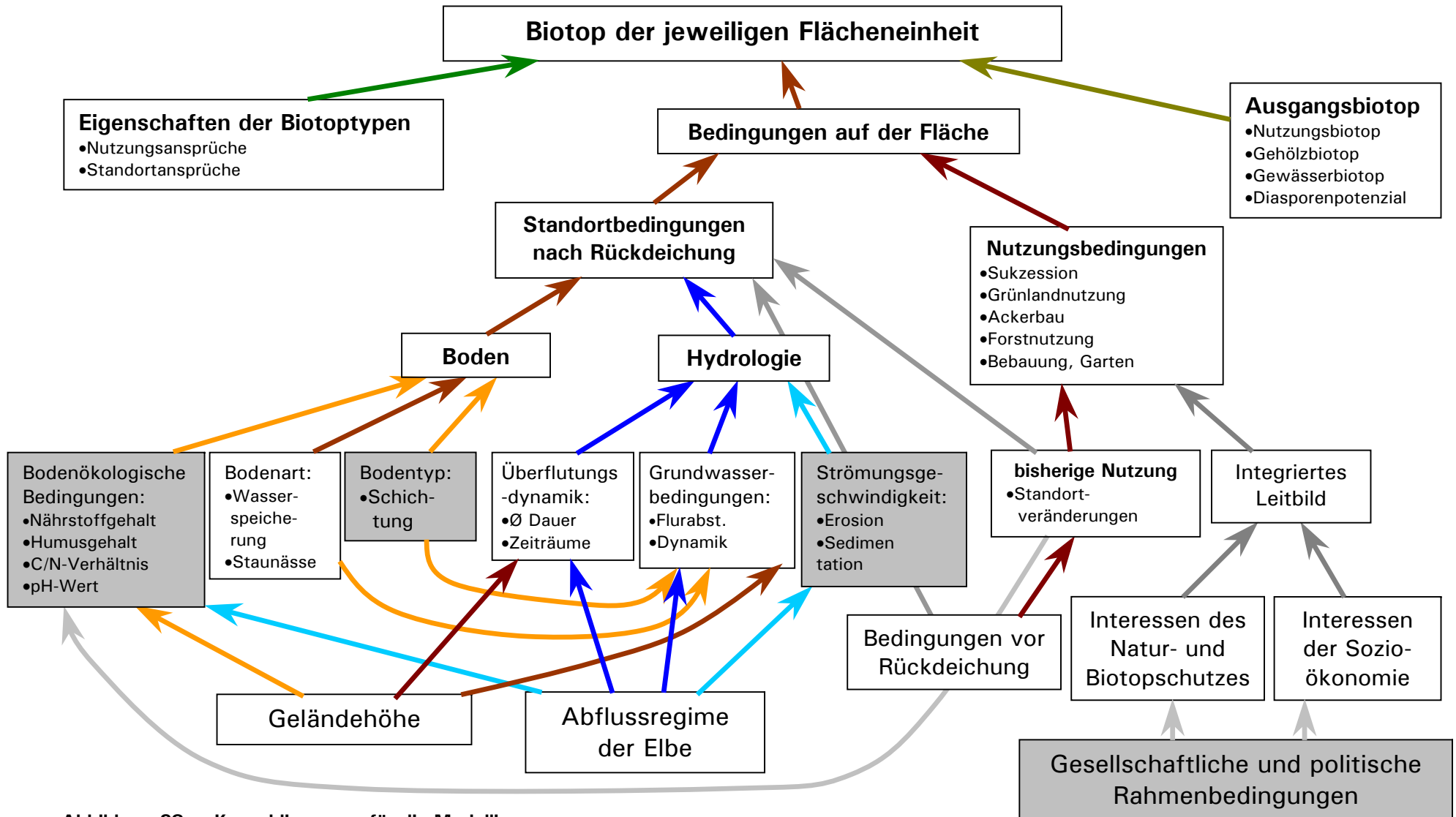


Abbildung 28: Kausaldiagramm für die Modellierung (grau unterlegt bzw. Pfeile in hellen Farben: die nicht zur Verfügung stehenden Daten und Beziehungen)

Die Bodenarten entscheiden über Versickerungsleistung der Böden und sind im Falle toniger Deckschichten für Staunässe verantwortlich. Weitere Bodenbedingungen werden von der Geländehöhe und den Überflutungen beeinflusst wie der Nährstoffgehalt des Bodens oder der pH-Werte. Das C/N-Verhältnis und der Humusgehalt werden von der Nutzung mitbestimmt und unterscheiden sich zwischen Grünland und Wald (vgl. EISENMANN 2002).

Für die weitere Ausarbeitung des Modells im Hinblick auf das Flussdiagramm bleiben bestimmte Bedingungen und Zusammenhänge unbeleuchtet. Während die Eigenschaften der Biotoptypen und der Ausgangsbiototyp als Korrekturgröße zur Verfügung stehen, sind die Daten für die Standortbedingungen nicht in vollem Umfang im Projekt vorhanden. So wurden beispielsweise die Strömungsgeschwindigkeit mit den Sedimentations- und Erosionsprozessen nicht erarbeitet. Des weiteren stehen keine flächenscharfen Daten zur Bodenschichtung zur Verfügung. Deshalb bleibt die Grundwassermodellierung auf der Ebene der Druckhöhen. Die Daten der Bodenart lassen mit der Auflösungsschärfe der Bodengesellschaften keine Aussagen zu Staunässe zu, so dass die Querverbindungen zwischen Boden und Hydrologie nicht in vollem Umfang zum Tragen kommen kann. Von den Bodendaten stehen Bodengesellschaften und Bodenarten flächendeckend zur Verfügung. Punktuelle Einzeldaten zu den Bodenbedingungen wie Nährstoff- oder Humusgehalte, C/N-Verhältnis oder pH-Wert fließen nicht in die Modellierung ein.

10.3 Flussdiagramm

Hier wird der Ablauf der für die Abfragen innerhalb der Modellierung notwendigen Schritte festgelegt. Die Faktoren und Prozesse, die im Kausaldiagramm teilweise parallel angeordnet sind, werden in eine sinnvolle, für die Programmerstellung praktikable Reihenfolge gebracht. Als Eingabeparameter für das Modell werden sowohl die Prognosedaten, Überflutungshydrologie, Grundwasseramplitude und Bodendaten als auch die entsprechenden Bestandsdaten berücksichtigt. Als weitere Parameter müssen die Bestands- und die Zielnutzung vorhanden sein. Als Variablen werden im Programmablauf Prognosebiototyp und -vegetationseinheit behandelt.

Am Beginn des Ablaufes steht zunächst die Abfrage, ob nicht-zu-modellierende Flächen wie Bebauung, Deiche, Gewässer vorliegen. Derartig ‚konstant‘ Flächen werden direkt in die Prognosefelder der GIS-Datenbank ausgegeben. Die Flächen sind im Kapitel 4.4.2 erläutert. Im nächsten Abfrageblock werden die Szenarios unterschieden. Bis auf das PNV-Szenario werden die jeweiligen Datenbankeinträge innerhalb dieser Abfragen nach Zielnutzung differenziert behandelt. Im Falle intensiverer Landnutzungsformen der Forste, Grünlandbewirtschaftung und des Ackerbaus werden die Prognosebiotoptypen direkt zugeordnet; hierfür werden Grenzen der Nutzbarkeit berücksichtigt. Anderenfalls werden die jeweiligen Module PNV, Grünland oder Staudenfluren aufgerufen.

Innerhalb dieser Module wird eine Zuordnung der Prognosebiotoptypen nach Standortcharakteristika vorgenommen. Dabei werden hauptsächlich Überflutungshydrologie und Bodengesellschaften berücksichtigt. Zur Korrektur des Prognosebiotoptyps wird ggf. die bisherige Nutzung oder der bisherige Biototyp betrachtet. Die prognostizierten Biotoptypen der Wälder und des Grünlandes werden schließlich im Modul Vegetation daraufhin überprüft, ob Aussagen zum Vorkommen bestimmter Pflanzengesellschaften möglich sind. Dazu werden Biototyp und Standortcharakteristika mit denen der vorhandenen pflanzensoziologischen Aufnahmen überprüft. Als Ergebnis wird zu jedem Datenbankeintrag der GIS-Datei ein Prognosebiototyp genannt, während die Prognose der Pflanzengesellschaften nur partiell erfolgt.

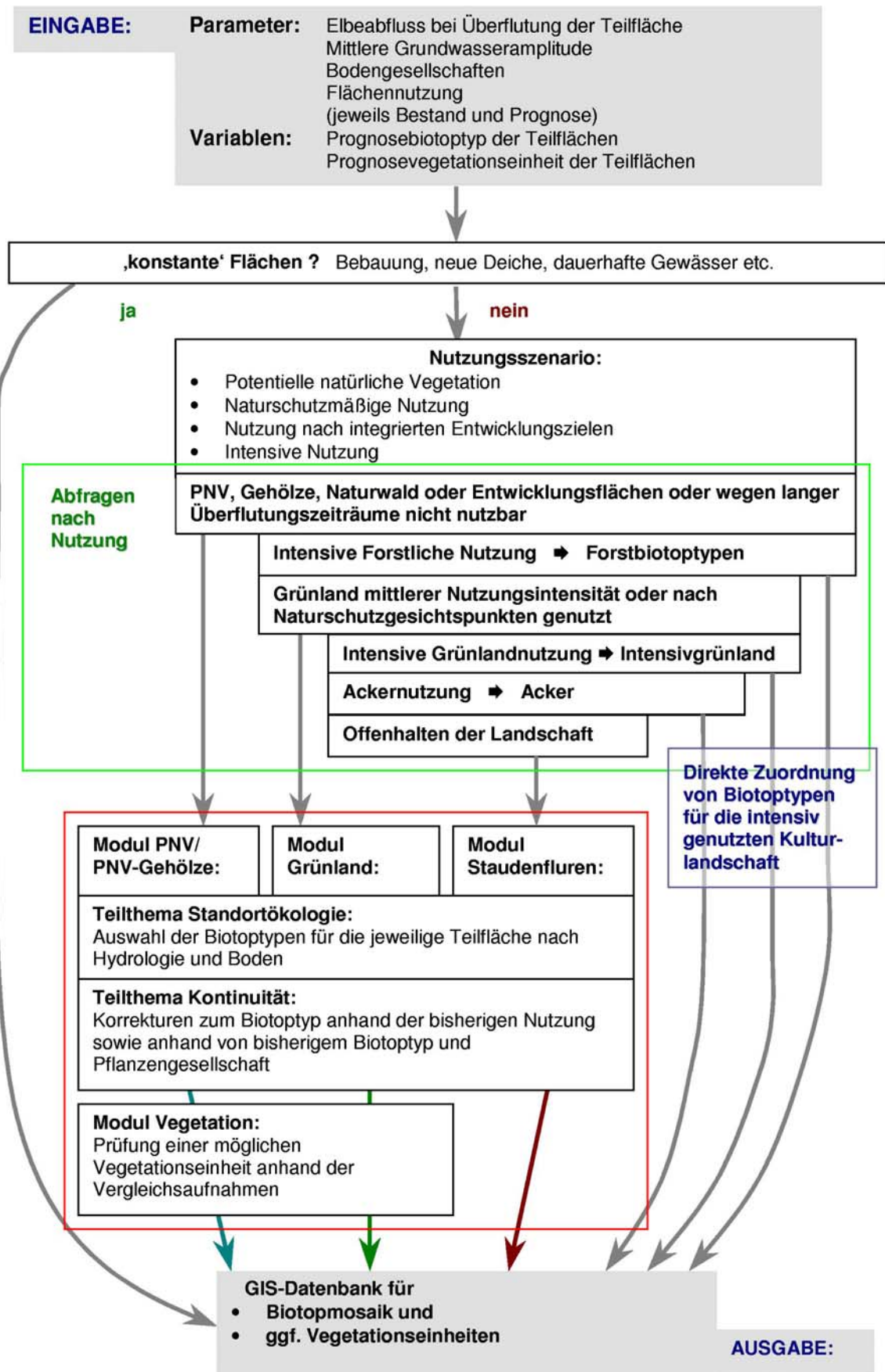


Abbildung 29: Flussdiagramm

10.4 Regelsatz

Im Folgenden werden die der Modellierung zugrunde liegenden Regeln genannt und belegt. Die Modellierung bezieht sich auf die Auenflächen, Deiche werden nicht einbezogen. Innerhalb des äußeren Rahmens wird die zu modellierende **Entwicklungsvariante** abgefragt, PNV, Naturschutznutzung, Integrierte Entwicklungsziele oder intensive Nutzung, die vor Beginn der Datenbankbearbeitung festgelegt werden muss. Die ersten Regeln beziehen sich auf den Ausschluss bestimmter Biotoptypen von der Modellierung:

- Bei allen **bebauten Flächen, Gartenbaubereichen, Streuobstwiesen** und allen **Gewässern** bleibt der vorhandene Code erhalten. Sie werden durch die Modellierung nicht verändert. Gleiches gilt für die **Erlensumpfwälder** und **Bach-Erlen-Eschenwälder** im Bereich des Rogätzer Hanges, die nicht unmittelbar mit der Hydrologie der Elbe im Zusammenhang stehen (siehe Kapitel 4.4.2).
- Generell werden häufig überflutete Flächen, die **mehr als 183 Tage pro Jahr überflutet** werden (entspricht Flächen, die ab einem Elbeabfluss von 451 m³/s in Rogätz oder 458 m³/s in Sandau unter Wasser stehen), in allen Szenarios als PNV modelliert, da hierfür keine sinnvolle Nutzung außer einer sporadischen Beweidung angenommen werden kann (siehe Kapitel 8.4).
- Wird die **potenzielle natürliche Vegetation** als Entwicklungsszenario modelliert, oder ist der Bestand innerhalb der Szenarios der naturnahen Nutzung oder der integrierten Entwicklungsziele bereits Wald oder Staudenfluren, so erfolgt die Modellierung der Flächen nach dem Modul ‚PNV‘ (siehe nachfolgendes Kapitel).
- Für die **übrigen Szenarios** differenziert das Modell nach der Zielnutzung. Grünland- oder Ackerflächen, auf denen eine Waldentwicklung geplant ist, enthalten keine Zielnutzung und werden ebenfalls als PNV behandelt. Für die Grünlandnutzung und die Staudenfluren existieren zwei Module, jeweils für Naturschutznutzung und Nutzung nach integrierten Entwicklungszielen.
- In den Szenarios ‚**Naturschutznutzung**‘ und ‚**Integrierte Entwicklungsziele**‘ werden die Gehölze (Code H) im PNV-Modul bearbeitet, da sie teilweise von den Entwicklungszielen her in vergrößerte Waldflächen einbezogen wurden (siehe nachfolgendes Kapitel). Im Szenario der **intensiveren Nutzung**, in dem die bestehenden Nutzungsgrenzen fortgeschrieben werden, bleiben die Gehölze als solche erhalten, je nach PNV-Ergebnis werden die Leitbaumarten im Biotop-Prognosecode genannt (siehe nachfolgendes Kapitel).

In dem Szenario ‚**Intensivere Nutzung**‘ gelten folgende weitere Regeln für die intensiv genutzten Bereiche, die nicht in separaten Modulen des Modells untergebracht sind:

- Nur diejenigen **Waldflächen** werden **als PNV** modelliert, die mit einer Häufigkeit bis zum HQ5 überflutet werden. Bis zu dieser Überflutungsstufe wurden Vegetationseinheiten des Quercus-Ulmetum mit Vegetationsaufnahmen dokumentiert (siehe Kapitel 5.2.2).
- Für diejenigen Flächen, die oberhalb des HQ5 liegen, wird angenommen, dass dort **Laubholzforste** angebaut werden, bzw. dass auf sandigen Flächen im Teilgebiet Sandau ab einer Überflutungshäufigkeit des HQ20 die **Flächenbestockung mit Kiefern** möglich ist (siehe Kapitel 8.4).
- Die vorhandene **Ackernutzung** in der rezenten Aue bleibt erhalten. Auf Flächen der Altaue, die erst ab dem HQ10 überflutet werden, wird nach Redynamisierung eine Ackernutzung ermöglicht (siehe Kapitel 8.4).
- Auf derzeit als **Intensivgrünland** genutzten Flächen sowie auf Flächen der sandigen und lehmigen Elbauenböden bis zu 44 jährlichen Überflutungstagen und auf Flächen der tonigen

Elbauenböden, die im Bereich des 1200er Abflusses oder oberhalb überflutet werden, wird eine intensive Grünlandnutzung innerhalb des Modells angenommen (siehe Kapitel 5.3.5).

10.4.1 Regelsatz PNV

Die Einstufung der Biotoptypen der zukünftigen PNV für die Modellierung erfolgt mit Hilfe der Einflussparameter Überflutungsdauer und Bodengesellschaften sowie der bodenkundlichen Vernässungsneigung.

- **Vegetationsfreie Flächen** natürlicher Herkunft ohne Gehölze der Weichholzaue sind nach HELLWIG (2000) alle Flächen, die länger als 238 Tage im Jahr überflutet werden. Alle natürlichen vegetationsfreien Flächen in dieser Höhenlage bleiben im Modell als solche erhalten. Im Bereich von 198 bis 238 Tagen Überflutung wird im Bereich der Bodengesellschaft von Lockersyrosem (OL:s) eine vegetationsarme Fläche angenommen (siehe Kapitel 8.3).
- **Vegetationsfreie Flächen mit Weichholzauegehölzen** entsprechen dem Übergangsbereich der Elbspitzklettenfluren zur Weichholzaue bei HELLWIG (2000). Hierfür werden durchschnittliche Überflutungszeiträume von 238 bis 198 Tagen pro Jahr angegeben. Alle natürlichen vegetationsfreien Flächen in dieser Höhenlage bleiben im Modell als solche erhalten. Dementsprechend werden auch diejenigen Flächen eingestuft, die 183 bis 197 Tage pro Jahr überflutet sind und derzeit natürliche vegetationsfreie Flächen oder Lockersyrosem aus Sand darstellen. Hier wird davon ausgegangen, dass die während der Untersuchungen erfasste Vegetation der PNV entspricht.
- Der **Weichholzauwald** wird auf den unterschiedlichen Standorten zwischen 120 und 197 Tagen pro Jahr überflutet (HELLWIG 2000). Auf tonigen Elbauenböden wird eine Überflutung von 110 Tagen an angenommen (siehe Kapitel 6.2.1 bzw. 8.3). Sind im Bestand feuchte-tolerante Biotoptypen der Flutrasen oder Uferfluren vorhanden oder besteht eine extreme Vernässungsneigung, so werden Flächen ab 86 Überflutungstagen einbezogen. Generell werden alle Uferröhrichtsäume des Bestandes als Weichholzaue eingestuft (siehe Kapitel 6.5, vgl. HELLWIG 2000).
- Ein **Übergangsbereich zwischen Weichholz- und Hartholzaue** wird für Flächen zwischen 86 und 119 jährlichen Überflutungstagen angenommen (HELLWIG 2000). Auf zu Stauässe neigenden tonigen Elbauenböden und auf Flächen mit starker Vernässungsneigung wird das Vorkommen dieses Biotoptyps auch zwischen 73 und 85 Überflutungstagen prognostiziert (siehe Kapitel 6.2.1). Dieser Biotoptyp wird generell als Pendant zu den Offenlandbiotopen der landwirtschaftlich genutzten Flutrasen und Röhrichte modelliert (siehe Kapitel 6.5, vgl. HELLWIG 2000).
- Der **Hartholzauwald** wird von HELLWIG (2000) für Überflutungssituationen zwischen 1 und 85 Überflutungstagen angegeben. Die in den eigenen Untersuchungen festgestellte näherungs-mäßige Grenze des HQ5 (siehe Kapitel 5.3.3) entspricht rechnerisch etwa einem Überflutungstag. Des weiteren wird angenommen, dass auf seltener überfluteten Flächen des Feuchtgrünlandes oder feuchter Staudenfluren des derzeitigen Bestandes ebenfalls eine Hartholzauwaldentwicklung erfolgt (siehe Kapitel 6.5, vgl. HELLWIG 2000).
- **Höher gelegene Waldbereiche** oberhalb des HQ5 stellen Eichenmischwäldern dar, in denen die Arten des Hartholzauwaldes in unterschiedlichen Anteilen vorkommen können (vgl. LANDES-AMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2000). Alle Wälder im Bereich ab HQ10 werden dementsprechend als Eichenmischwälder eingestuft.
- **Selten überflutete Wälder** lassen sich nach standörtlichen Parametern weiter gliedern. Auf Auenböden werden sie unter dem Stichwort Eichenmischwälder zusammengefasst. Auf sandigen Böden mit geringem Nährstoffgehalt und geringem Wasserhaltevermögen wie Regosolen, hochgelegenen Paternien oder Podsol-Übergängen wird angenommen, dass sich oberhalb des HQ10 Straußgras-Eichenwälder mit Birken einstellen (vgl. LANDESAMT FÜR

UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2000). Die Rolle, die *Pinus sylvestris* auf den höchstgelegenen Grobsandstandorten spielen könnte (vgl. MATHEWS 1997), wurde nicht berücksichtigt.

Als Leitbaumarten gelten im Szenario der Intensivnutzung entsprechend den Kriterien für die Modellierung der PNV *Salix alba* und *Populus nigra* für die Weichholzaue (Ergänzungscode w), *Ulmus laevis* mit *Ulmus minor* und *Quercus robur* für die Hartholzaue (Ergänzungscode z), *Quercus robur* mit *Carpinus betulus* oder *Acer campestre* für Eichenmischwälder lehmiger Standorte (Ergänzungscode i) bzw. *Betula pendula* mit *Quercus robur* für Birken-Eichenwälder auf höher gelegenen sandigen Flächen (Ergänzungscode b). Die Ergänzungscode werden zusammen mit den ersten zwei Buchstaben des vorhandenen Gehölzcodes in den Prognosecode eingetragen. Folgende Anpassungen wurden gegenüber der PNV vorgenommen:

- Flächen mit über 238 jährlichen Überschwemmungstagen oder solche mit mehr als 197 Überschwemmungstagen auf Lockersyrosem aus Sand bzw. solche Flächen, deren Bestand zur Zeit der Untersuchungen dementsprechend eingeordnet wurde, werden als **Vegetationsfreie Flächen** modelliert.
- Die **Silberweide** bildet die Leitbaumart zwischen 109 und 197 Tagen jährlicher Überflutungen mit der oben genannten Ausnahme. Des weiteren wird die Silberweide für tonige Standorte oder für Flächen mit extremer Vernässungsneigung mit mehr als 85 Überschwemmungstagen prognostiziert.
- Zwischen Flächen, die ab dem HQ5 überflutet werden und Flächen, die bis zu 109 Tagen überflutet werden bildet die **Ulme** die Leitbaumart
- Für Flächen oberhalb des HQ5 stellt die **Eiche** die Leitbaumart dar, die allerdings auch weit darunter vorkommen kann.

10.4.2 Regelsatz Grünland

Beim Grünland können unterschiedliche Nutzungsformen die Ausprägung der Biotoptypen entscheiden. Da die exakte Nutzung nicht für alle Bereiche im Rahmen des Forschungsprojektes angegeben ist, wird im Modell angenommen, dass die Außendeichflächen einer Beweidung unterliegen, sofern nicht im Bestand eine Mahd stattgefunden hat. Demgegenüber wird für die zu entwickelnden Grünlandflächen auf ehemaligen Ackerstandorten Mahd angenommen, da die Flächen gut mit Maschinen zu bearbeiten sind. Die Regeln für das Grünland sind im Rahmen der Untersuchungen und der Literatur am besten abgesichert:

- Ungenutzte oder seltener gemähte Teilflächen, die von 109 bis 182 Tagen im Jahr überflutet werden, sind auf allen Bodenarten der Prognose nach **Röhrichtflächen** (siehe Kapitel 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). Für tonige Standorte oder Standorte mit extremer oder starker Vernässungsneigung wird die Röhrichtentwicklung auch für diejenigen Standorte angenommen, die in der nächsten, mit geringerer Dauer überfluteten Stufe liegen (über 85 Tage Überflutung, siehe Kapitel 5.3.3). Für Röhrichte und Flutrasen des Bestandes wird angenommen, dass diese die feuchten Standortbedingungen ggf. besser abbilden als das DHM, so dass derartige Flächen innerhalb dieses Moduls vorerst als Röhrichte modelliert werden. Am Schluss des Moduls erfolgt auf beweideten Flächen ggf. eine Korrektur zu Flutrasen.
- Auf sandigen oder lehmigen Standorten kommt das **Grünland feuchter Standorte** schwerpunktmäßig bis in Bereiche von 73 bis zu 109 Tagen jährlicher Überschwemmung vor (siehe Kapitel 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). Zu Staunässe neigende tonige Standorte sowie Standorte mit mittlerer oder starker Vernässungsneigung können ab 45 Tagen jährlicher Überschwemmung mit Feuchtgrünland besiedelt sein (siehe Kapitel 5.3.3). Korrekturgrößen, die zur Prognose des Biotoptyps führen, sind rezente Vorkommen von Feuchtgrünland oder derartigen Staudenfluren im Bestand.

- **Grünland mittlerer Standorte** wird auf Flächen bis zu 72 Überschwemmungstagen prognostiziert, sofern sie nicht tonig sind und damit zu Staunässe neigen (siehe Kap. 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). In letztgenanntem Fall werden vom Modell nur maximal 44 Überschwemmungstage toleriert.
- **Sandmagerrasen** können im Uferbereich des Elbestromes teilweise lange Überflutungsperioden tolerieren. Dementsprechend werden auf sandigen Standorten bis zu 85 Tagen jährlicher Überflutung derartige Biotoptypen unter bestimmten Bedingungen prognostiziert, wenn beispielsweise im Bestand bereits Reitgrasfluren oder Sandmagerrasen vorhanden sind, wenn auf armen Sanden mit geringem Wasserhaltevermögen als Bodengesellschaften Regosole, Paternien oder Podsol-Übergänge vorkommen (siehe Kapitel 5.3.3 und 6.2.2). Da derartige Flächen nur bei sommerlicher Austrocknung in Ufernähe der Elbe besiedelt wurden, wird als zweites Kriterium die Grundwasseramplitude einschränkend hinzugezogen. Bei 37 bis 109 Tagen jährlicher Überflutung wird eine Mindestamplitude von 250 cm im Teilgebiet Sandau und 275 cm im Rogätzer Raum vorausgesetzt, bei seltener überfluteten Flächen bis zu HQ3 je 25 cm weniger (siehe Kapitel 5.3.3). Alle darüber liegenden Flächen dieser Bodengesellschaften werden ohne Einschränkung den Sandmagerrasen zugeordnet.
- Im Bereich der häufig überfluteten Flächen können sich nutzungsabhängig neben Röhrichten **Flutrasen** ansiedeln, wobei Flutrasen auf beweideten Flächen gefördert werden und innerhalb von Naßstellen des Grünlandes verbreitet sind. Auf den mit dem Code KFr als Röhrichten eingeschätzten Flächen wird bei Weidenutzung der Flutrasencode zugewiesen (siehe Kapitel 8.4). Die Bedeutung der natürlichen Gänsebeweidung auf den elbnahen Grünlandflächen wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

10.4.3 Regelsatz ungenutztes Offenland

Für Säume und andere nur sporadisch gepflegte Offenlandflächen wird die Entwicklung von Staudenfluren oder auf nassen bis feuchten Standorten von Röhrichten prognostiziert. Diese Biotoptypen kommen im Szenario der PNV nicht vor. Nicht genutzte Staudenfluren des Bestandes bleiben als solche bestehen und werden im Modul ‚Stauden‘ des Modells hinsichtlich ihrer Entwicklungsprognose beurteilt. Nachfolgend werden die Einstufungsregeln aufgelistet, die sich an den korrespondierenden Grünlandbiotoptypen orientieren:

- Ungenutzte Teilflächen, die von 109 bis 182 Tagen im Jahr überflutet werden, sind auf allen Bodenarten der Prognose nach **Röhrichtflächen** (siehe Kapitel 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). Für tonige Standorte oder Standorte mit extremer oder starker Vernässungsneigung wird die Röhrichtentwicklung auch für diejenigen Standorte angenommen, die in der nächsten, mit geringerer Dauer überfluteten Stufe liegen (über 85 Tage Überflutung, siehe Kapitel 5.3.3). Für Röhrichte und Flutrasen des Bestandes wird angenommen, dass diese die feuchten Standortbedingungen ggf. besser abbilden als das DHM, so dass derartige Flächen innerhalb dieses Moduls immer als Röhrichte modelliert werden (siehe Ergebnisse des Kapitels 11).
- **Staudenfluren feuchter Standorte** werden wie das korrespondierende Grünland behandelt. Auf sandigen oder lehmigen Standorten kommen sie schwerpunktmäßig bis in Bereiche von 73 bis zu 109 Tagen jährlicher Überschwemmung vor (siehe Kapitel 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). Zu Staunässe neigende tonige Standorte sowie Standorte mit mittlerer oder starker Vernässungsneigung können auch ab 45 Tagen jährlicher Überschwemmung mit Staudenfluren feuchter Standorte besiedelt sein (siehe Kapitel 5.3.3). Als Korrekturgrößen wird das Vorkommen von derartigen Staudenfluren oder Feuchtgrünland im Bestand betrachtet, das zur Prognose des Biotoptyps führt.
- **Staudenfluren mittlerer Standorte** werden auf Flächen bis zu 72 Überschwemmungstagen prognostiziert, sofern sie nicht tonig sind und damit zu Staunässe neigen (siehe Kapitel 6.2.2, vgl. HELLWIG 2000). In letztgenanntem Fall werden vom Modell nur maximal 44 Überschwemmungstage toleriert.

- **Reitgrasfluren** können teilweise lange Überflutungsperioden tolerieren. Dementsprechend werden auf sandigen Standorten bis zu 85 Tagen jährlicher Überflutung derartige Biotop-typen unter bestimmten Bedingungen prognostiziert, wenn beispielsweise im Bestand bereits Reitgrasfluren oder Sandmagerrasen vorhanden sind, wenn auf armen Sanden mit geringem Wasserhaltevermögen als Bodengesellschaften Regosole, Paternien oder Podsol-Übergänge vorkommen (siehe Kapitel 5.3.3 und 6.2.2). Wie bei den Sandmagerrasen wird als zweites Kriterium die Grundwasseramplitude einschränkend hinzugezogen, um nur Standorte in Elbnähe zu betrachten. Bei 37 bis 109 Tagen jährlicher Überflutung wird eine Mindest-amplitude von 250 cm im Teilgebiet Sandau und 275 cm im Rogätzer Raum vorausgesetzt, bei seltener überfluteten Flächen bis zu HQ3 je 25 cm weniger (siehe Kapitel 5.3.3). Alle darüber liegenden Flächen dieser Bodengesellschaften werden ohne Einschränkung den Reitgrasfluren zugeordnet.

11 Modellüberprüfung

Dieser Schritt der Modellbearbeitung stellt einerseits schon einen Teil der Ergebnisse dar, ist andererseits jedoch auch als begleitender Prozess der Modellentwicklung zu sehen, anhand dessen das Modell in der Erarbeitungsphase verändert und kalibriert wird. Daher wird der Punkt separat von den übrigen Ergebnissen abgehandelt. Während bei Präsenz-Absenz-Modellen sowohl falsche negative und positive Daten zu interpretieren sind (vgl. FIELDING & BELL 1997), ist im vorliegenden Fall nur die Präsenzangabe des Biototyps zu beurteilen. Die Modellüberprüfung wurde in der rezenten Aue getrennt für die Teilräume Sandau und Rogätz mit der Variante der intensiven Nutzung durchgeführt. Getrennt betrachtet wurden Modelldurchläufe mit und ohne Verwendung des Bestandsbiototyps als Korrekturgröße. Im Folgenden werden die Ergebnisse für die letzte Modellversion vorgestellt.

Die Datenbank wurde im Anschluss an den Modelldurchlauf dahingehend ausgewertet, wie die prognostizierten Biototypen mit dem Bestand übereinstimmen. Dazu wurde die ‚Trefferquote‘ in Prozent zu den jeweiligen Bestandsbiototypen genannt. Die Biototypen der Ufer- und sonstigen Röhrichte sowie der Hochstaudenfluren wurden in der Auswertung zusammengefasst. Tabelle 14 und Tabelle 15 zeigen die Ergebnisse.

Tabelle 14 Modellüberprüfung anhand der rezenten Aue des Teilraums Sandau
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Bestand	Prognose ohne Korrekturen nach Bestand (Angaben in Hektar)										Ergebnis Bestand	Trefferquote in %	
	KCc	KFr	KGf	KGm	KGu	KMa	KSf	KSm	WAh	WAw			
KCc	1,384		0,359	1,325	0,655	0,047						3,77	36,7
KFh		0					0,268	0,453				0,721	5,3
KFr		1,052	4,494	2,885	1,852		2,38	5,669		0,178		18,796	
KFu		0,186					0,194	2,181			0,316	3,748	
KGf		0,019	16,82	44,97	9,577	3,875						75,263	22,3
KGm		0,025	16,27	170,9	5,67	24,95		1,214				219,034	78,0
KGu		0,034	4,843	9,879	3,992	0,359	0,054	1,308		0,003		20,613	19,4
KMa	0,182		0,66	16,49	0,482	8,466		0,49				26,773	31,6
KSf		7,022	1,841	3,19	1,581	0,522	6,634	14,78		0,964		38,996	17,0
KSm	0,069	1,627	0,592	4,355	0,118		3,802	8,248			0,032	18,895	43,7
WAh										7,728	2,803	10,57	73,1
WAw										0,191	1,381	1,576	87,6
Ergebnis Prognose	1,89	15,19	45,88	254	23,93	38,22	14,06	35,26	7,919	5,899		533,753	

Bestand	Prognose mit Korrekturen nach Bestand (Angaben in Hektar)										Ergebnis Bestand	Trefferquote in %	
	KCc	KFr	KGf	KGm	KGu	KMa	KSf	KSm	WAh	WAw			
KCc	1,384		0,246	0,003	0,655	1,482						3,77	36,7
KFh		0,721										0,721	53,2
KFr		9,101			9,231					0,178		18,796	
KFu		2,561									0,316	3,748	
KGf		0,019	65,67		9,577							75,263	87,3
KGm		0,025	14,85	198,8	4,192			1,214				219,034	90,7
KGu		1,396			19,07						0,003	20,613	92,5
KMa	0,672		0,161	0,052	0,327	25,56						26,773	95,5
KSf		7,022	5,542		1,581	0,011	21,42			0,964		38,996	54,9
KSm	0,069	1,627	0,592	4,355	0,118		3,802	8,248			0,032	18,895	43,7
WAh										7,728	2,803	10,57	73,1
WAw										0,191	1,381	1,576	87,6
Ergebnis Prognose	2,38	27,7	87,06	203,2	44,75	27,05	25,94	10,38	7,919	5,894		533,753	

Für beide Projektgebiete zeigt sich dabei, dass die Prognosesicherheit für das flächenmäßig am stärksten vertretene Grünland mittlerer Standorte am höchsten ist. Das betrifft sowohl den Modelldurchlauf ohne die Korrekturen anhand des IST-Zustandes als auch denjenigen mit Korrekturen. Ohne Korrekturen werden in Sandau dabei 78% der Fläche und im Raum Rogätz bereits 92,9% der Fläche korrekt prognostiziert. Wird der derzeitige Biototyp als Korrekturgröße herangezogen sind die Aussagen in Sandau für 90,7% der Fläche, in Rogätz für 94,9% der Fläche korrekt.

Innerhalb der rezenten Aue sind nur geringe Flächenanteile der Auwälder vorhanden. Weder in Sandau noch in Rogätz greifen hier die Korrekturfunktionen, so dass die Ergebnisse jeweils identisch sind. Die Prognosesicherheit liegt dabei für Sandau bei 73,1% bzw. 87,6% für Hart- und Weichholzaue. Im Teilraum Rogätz liegen die Werte nur bei 53,3 und 17,3%. Hier kommt hinzu, dass ein Teil der Hartholzaue im oberen Bereich des Toleranzspektrums gegenüber Überflutungen liegt und damit ein Übergangsstadium zu den Eichen-Hainbuchenwäldern darstellt. Bei der Weichholzaue sind Flächen erfasst worden, die aufgrund der Auswertungen in Teil A als Weidenpionierwald in der Sukzessionsreihe zu einem Hartholzauwald anzusprechen sind. Daher prognostiziert das Modell größere Teil der Weichholzauwaldfläche als Hartholzaue.

Tabelle 15 Modellüberprüfung anhand der rezenten Aue des Teilraums Rogätz
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Bestand	Prognose ohne Korrekturen nach Bestand (Angaben in Hektar)									Ergebnis Bestand	Trefferquote in %
	KFr	KGf	KGm	KGu	KMa	KSf	KSm	WAh	WAw		
KFr	2,055					1,378	3,457		0,439	7,509	26,7
KFs	0,619					0,448	1,545			2,612	
KFu	0,471					0,272	0,227		0,098	1,656	
KGf	1,231	2,742	22,711	2,609	0,326	0,154	0,949			30,722	8,9
KGm	1,034	3,028	148,71	1,416	3,329	0,187	2,453		0,001	160,162	92,9
KGu		3,459	11,892							15,351	0,0
KMa		0,032	1,637							2,19	0,0
KSf	3,621	0,063	0,991	0,007	0,351	2,706	10,033		0,392	19,758	13,7
KSm	2,232	0,012	5,002	0,001		1,602	4,166		0,234	18,207	22,9
WAh								9,029		16,953	53,3
WAw								18,212	4,057	23,437	17,3
Ergebnis Prognose	13,86	9,569	240,52	4,033	13,117	7,299	24,339	29,638	5,338	439,455	

Bestand	Prognose mit Korrekturen nach Bestand (Angaben in Hektar)									Ergebnis Bestand	Trefferquote in %
	KFr	KGf	KGm	KGu	KMa	KSf	KSm	WAh	WAw		
KFr	6,89								0,439	7,509	88,9
KFs	2,612									2,612	
KFu	0,97								0,098	1,656	
KGf	1,231	25,779		2,609		1,103				30,722	83,9
KGm	1,034	3,11	151,96	1,416		0,173	2,467		0,001	160,162	94,9
KGu				15,351						15,351	100,0
KMa		0,029	0		1,64					2,19	74,9
KSf	3,621	1,405		0,007		13,073			0,392	19,758	66,2
KSm	2,232	0,012	5,002	0,001		1,602	4,166		0,234	18,207	22,9
WAh								9,029		16,953	53,3
WAw								18,212	4,057	23,437	17,3
Ergebnis Prognose	21,187	30,568	215,65	19,384	1,64	16,503	8,142	29,638	5,338	439,455	

Für die flächenmäßig gering vertretenen Biotoptypen bleibt eine Prognose schwierig, was die Aussagesicherheit beispielsweise der Stauden- oder Reitgrasfluren angeht. Der Abgleich mit dem Bestandsbiototyp im Modell erhöht zwar die Aussagesicherheit, jedoch erreicht sie teilweise keine 50%. Gravierende Unterschiede ergeben sich bei den feuchtebestimmten Biotoptypen wie beispielsweise Flutrasen, der innerhalb des beweideten Grünlandes in kleinen Senken vertreten ist. Da das DHM diese nicht umfassend abbildet, bringt erst der Abgleich mit dem Bestand eine größere Aussagesicherheit. In Sandau liegen die Zahlen der ‚Trefferquote‘ zwischen 19,4% ohne Korrekturen und 92,5% mit Korrekturen. In Rogätz werden ohne die Korrekturen keine Flutrasen prognostiziert, während sie mit dem Abgleich komplett abgebildet werden. Eine ähnliche Situation ergibt sich bei den Sandmagerrasen.

12 Modellergebnisse und Interpretation

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Regionalisierung der Vegetationsdaten dargestellt. Anschließend werden die Ergebnisse der Biotopmodellierung für die zPNV bzw. die Nutzungen gezeigt. Um den Text zusammenhängend zu präsentieren, sind die Karten der Ergebnisse im Anhang dargestellt; im Text erfolgen die jeweiligen Querverweise. Ausführlich werden die maximalen Deichvarianten dargestellt, während für die übrigen Varianten die Ergebnisse zusammengefasst in Relation dazu beschrieben werden. Neben der Ergebnisdarstellung werden Diskussionspunkte, die sich aus dem Zusammenspiel der Analysen des Teils A der Arbeit, des Modells und des DHM ergeben, direkt in diesem Kapitel interpretatorisch erläutert. Eine zusammenhängende Diskussion der Modellergebnisse erfolgt in Kapitel 13 ab Seite 119.

12.1 Regionalisierung der Vegetationsdaten

Mit Hilfe des Vegetationsmoduls innerhalb des Modells wurde eine Regionalisierung der Vegetationsdaten durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden die punktuellen Vegetationsaufnahmen jeweils auf die kleinste, ökologisch einheitliche Teilfläche bezogen, da davon ausgegangen wurde, dass die Vegetationsaufnahmen soweit repräsentativ sind (siehe Kapitel 4.1.2). Die Ergebnisse dieses Flächenbezuges sind jeweils in den ersten Spalten der Tabelle 16 und Tabelle 17 dargestellt. Für Rogätz können damit über 12 Hektar, für Sandau etwa 17 Hektar vegetationskundlich angesprochen werden.

Tabelle 16 Regionalisierung der Vegetationsdaten des Teilgebietes Sandau

Vegetationseinheit	Bestand aus der Erfassung 1999/2000		Regionalisierung der Daten		Veränderungen	
	Flächenzahl	Gesamthektar	Flächenzahl	Gesamthektar	Hektar	%
Quercu-Ulmetum	6	2,654	38	4,180	1,526	57
Salicetum albae	1	0,115	14	0,275	0,160	139
Urtica dioica Ges.	1	0,007	1	0,007	0,000	0
Convolvulo-Agrophyretum	2	1,411	2	1,411	0,000	0
Calamagrostis epigeios-Ges.	1	0,077	1	0,077	0,000	0
Alopecurus pratensis-Ges.	5	4,288	94	20,572	16,284	380
wie oben mit Cnidion-Arten	2	1,343	51	3,087	1,744	130
Cynosuro-Lolietum	2	0,683	59	1,995	1,312	192
wie oben mit Agrostietalia-Arte	1	0,254	2	0,304	0,050	20
Spergulo-Corynephorum	1	0,040	1	0,040	0,000	0
Diantho-Armerietum	6	1,379	6	1,379	0,000	0
Agrostis capillaris-Ges.	3	2,582	3	2,582	0,000	0
Filagini-Vulpium	1	0,147	1	0,147	0,000	0
Ranunculo-Alopecuretum	6	0,816	40	2,031	1,215	149
Oenantho-Rorippetum	1	0,336	1	0,336	0,000	0
Glycerietum maximae	1	0,003	1	0,003	0,000	0
Phragmitetum australis	2	0,138	2	0,138	0,000	0
Phalaridetum arundinaceae	1	0,067	1	0,067	0,000	0
Xanthio-Chenopodietum	2	0,739	2	0,739	0,000	0
SUMMEN	45	17,079	320	39,370	22,291	131

Durch die Anwendung des Vegetationsmoduls innerhalb der Bestandsdatei der rezenten Aue kann eine Ausdehnung der Vegetationsaussagen für Sandau von 22,3 Hektar, das entspricht 131 %, erreicht werden. Über 39 Hektar sind damit vegetationskundlich beschrieben. Insbesondere bei der Alopecurus pratensis-Gesellschaft werden 16 Hektar, bei der selben Gesellschaft mit Arten des Cnidion fast 2 Hektar zusätzlich charakterisiert. Geringere Zunahmen der Flächenaussagen jeweils zwischen 1 und 2 Hektar sind beim Cynosuro-Lolietum, dem Ranunculo-Alopecuretum und dem Quercu-Ulmetum möglich.

Für das Teilgebiet Rogätz ist eine Zunahme der vegetationskundlichen Flächenaussagen bei 14,3 Hektaren (115 %) möglich, so dass für insgesamt 26 Hektar Aussagen zur Vegetation möglich sind. Die größte Flächenzunahme der Aussage liegt im Bereich der Übergangsgesellschaft von Arrhenatheretum und Cynosuro-Lolietum (mehr als 6 ha). Für die Gesellschaften des Ranunculo-

Alopecuretum und Querco-Ulmetum liegen die Möglichkeiten der zusätzlichen Vegetationszuordnung durch die Regionalisierung bei jeweils 2,4 Hektar. Jeweils etwa einen Hektar zusätzliche Vegetationszuordnungen sind für die Alopecurus pratensis-Gesellschaft mit Arten des Cnidion, für das Arrhenatheretum und das Cynosuro-Lolietum möglich.

Tabelle 17 Regionalisierung der Vegetationsdaten des Teilgebietes Rogätz

Vegetationseinheit	Bestand aus der Erfassung 1999/2000		Regionalisierung der Daten		Veränderungen	
	Flächenzahl	Gesamthektar	Flächenzahl	Gesamthektar	Hektar	%
Querco-Ulmetum	3	3,791	12	6,232	2,441	64
Salicetum albae	2	2,374	2	2,374	0,000	0
wie oben mit Alno-Ulmion-Arten	1	0,085	1	0,085	0,000	0
Chaerophylletum bulbosi	1	0,003	1	0,003	0,000	0
Convolvulo-Agropyretum	2	0,006	2	0,006	0,000	0
Alopecurus pratensis-Ges.	1	0,092	1	0,092	0,000	0
wie oben mit Cnidion-Arten	2	0,731	45	1,766	1,035	142
Cnidio-Deschampsietum	1	0,684	1	0,684	0,000	0
Arrhenatheretum elatioris	3	0,590	16	1,673	1,083	184
wie oben mit Cynosurion-Arten	1	1,331	31	7,486	6,155	462
Cynosuro-Lolietum	2	0,123	81	1,316	1,193	970
Diantho-Armerietum	2	0,540	2	0,540	0,000	0
Ranunculo-Alopecuretum	1	0,082	29	2,504	2,422	2954
Agrostis stolonifera-Ges	2	0,537	2	0,537	0,000	0
Caricetum gracilis	2	0,006	2	0,006	0,000	0
Phalaridetum arundinaceae	3	0,072	3	0,072	0,000	0
Xanthio-Chenopodietum	1	0,024	1	0,024	0,000	0
Inula britannica-Ges.	1	0,005	1	0,005	0,000	0
Aperion-Ges.	2	1,416	2	1,416	0,000	0
SUMMEN	33	12,492	235	26,821	14,329	115

12.2 Zukünftige Potenzielle Natürliche Vegetation

12.2.1 Modellierung der zPNV im Teilgebiet Sandau

Das Untersuchungsgebiet ist geprägt durch großflächige Hartholzauwälder, die durch Flutrinnen mit Übergängen zum Weidenwald und Kleingewässer strukturiert sind (siehe Anhang, Karten 7 und 8). Aus der Aue ragen sandige Hügel auf, die kaum überschwemmt sind. Während oberhalb der Hartholzaue Eichen-Hainbuchenwälder diese Standorte einnehmen, bildet sich auf den armen, sandigen hochgelegenen Flächen ein Straußgras-Eichenwald aus. Hier ist vor allem der Sandauer Wald sowie die Hügel westlich von Wulkau, die nur in der maximalen Rückdeichungsvariante mit in die Aue einbezogen werden und die Dünenflächen auf dem Möwenwerder betroffen. Unterhalb der Hartholzaue besiedeln Weidenwälder die Flächen. Diese sind vor allem auf dem Dornwerder, im nördlichen Teil des Möwenwerder und nordöstlich von Rosenhof ausgebildet. Im äußersten Nordosten des Gebietes fällt das Gelände zur Havel ab. Hier sind in der maximalen Deichvariante großflächige Übergangsbereiche der Hartholz- zu den Weichholzauenwäldern erkennbar.

Unterschiede zwischen den beiden Deichvarianten (siehe auch Anhang, Karte 9) sind in der Darstellung der zukünftigen PNV kaum vorhanden. Entsprechend des hydrologischen Modells des Oberflächenwassers ist der Effekt der unterschiedlichen Deichvarianten im Süden des Untersuchungsgebietes am deutlichsten. Linkselbisch, südlich von Rosenhof zeigt sich dementsprechend in der Maximalvariante eine etwas größere Fläche des Übergangsbereiches von Hartholzauwald zu Eichen-Hainbuchenwald.

12.2.2 Modellierung der zPNV im Teilgebiet Rogätz

Im Gegensatz zum Teilgebiet Sandau liegt der Raum Rogätz deutlich höher und zeigt eine dementsprechende zukünftige PNV (siehe Anhang, Karten 10 und 11). Weite Flächen der Rückdeichungsfläche in der Maximalvariante werden von Eichen-Hainbuchenwäldern oder Übergangsbereichen zu den Hartholzauwäldern gekennzeichnet. Reine Hartholzauwaldstandorte sind vor allem

im nördlichen Teilgebiet im Raum der Ohre und ihrer Mündung vorhanden. Aufgrund der Bodenbeschaffenheit im Gebiet werden keine Vorkommen der Straußgras-Eichenwälder prognostiziert. Wegen der im Vergleich mit Sandau höheren Uferböschung der Elbe werden die Auen des Teilgebietes Rogätz deutlich weniger überflutet, daher sind kaum Weichholzauwaldstandorte vorhanden. Sie konzentrieren sich auf die Ohreufer und den Abgrabungsbereich an der Mündung. Als Besonderheit sind am Rogätzter Hang die Erlen-Quellsumpfwälder und im Bachverlauf nach Osten Bach-Erlen-Eschenwälder vorhanden. Sie sind allerdings weniger von der Elbedynamik als vielmehr von den dauerhaft feuchten Bedingungen der Quellen am Rogätzter Hang abhängig.

Die Unterschiede zwischen den Rückdeichungsvarianten (siehe auch Anhang, Karten 12 und 13) äußern sich beispielsweise in Grenzverschiebungen der Waldgesellschaften im Bereich zwischen Glindenberg und Heinrichsberg. Hier besitzen der Wälder trockenerer Standorte in den größeren Rückdeichungsvarianten größere Ausdehnung als bei den kleinere Varianten. Insbesondere die Eichen-Hainbuchenwälder erlangen in der großen Deichvariante eine verhältnismäßig größere Flächenausdehnung. An der Ohremündung ist in der kleinsten Variante der Leitdeich an der Elbe von Bedeutung. Er führt aufgrund der Absenkung der Wasserhöhen im Ohreschlauch zu einer Ausdehnung der Wälder trockenerer Standorte. Auf der Ebene der PNV ist dieser Effekt jedoch vergleichsweise gering.

12.2.3 zPNV im Variantenvergleich

Die Abbildung 30 stellt die Verteilung der Waldbiotoptypen im Gebiet dar. In allen Teilbereichen liegt der Anteil des Hartholzauwaldes an der gesamten Waldfläche zwischen 70 und 80 %. Während er in der großen Sandauer Variante höher liegt als in der Kleinen, verhält es sich für den Rogätzter Raum entgegengesetzt. Dies ist darin begründet, dass die weiter entfernt liegenden Flächen im Sandauer Raum auf Niveau der Hartholzaue bzw. im Bereich des Haveleinzugsbereiches auch darunter liegen.

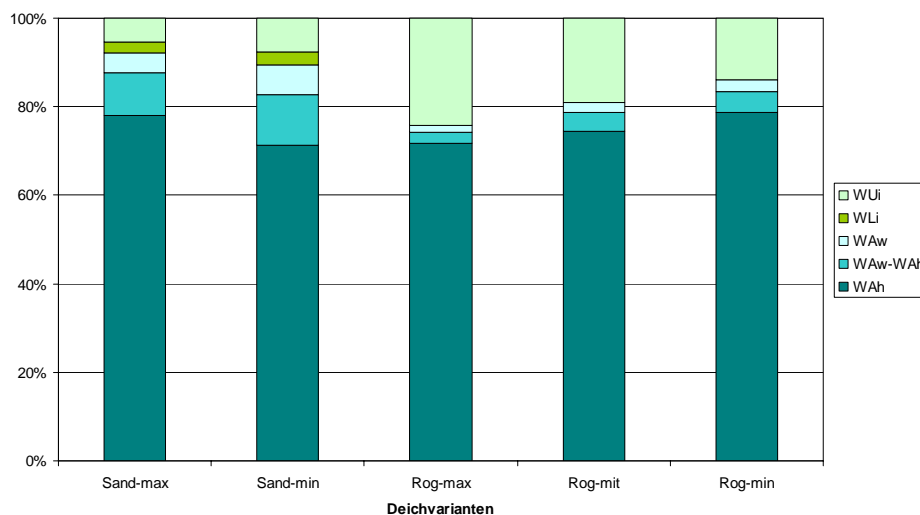


Abbildung 30: Prognose der zPNV innerhalb der verschiedenen Deichvarianten

(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Im Teilgebiet Rogätz dagegen steigt die Fläche mit zunehmender Entfernung zur Elbe an. Daher nimmt hier in den größeren Varianten der Anteil der Eichen-Hainbuchenwälder deutlich zu. Da hier hochliegende sandige Standorte fehlen, wird kein Straußgras-Eichenwald prognostiziert und da die Elbe in diesem Bereich gegenüber dem Gelände stärker eingetieft ist, fehlen größere Anteile der Weichholzaue bzw. Übergangsstadien zwischen Hartholz- und Weichholzaue.

12.3 Potenzielle Biotoptypen der Nutzungsszenarios

12.3.1 Teilgebiet Sandau

Im Bereich der Wälder entspricht die Modellierung für die Varianten der Naturschutznutzung und der integrierten Entwicklungsziele (Anhang, Karten 14 bis 17 für die große Deichvariante) der zukünftigen PNV, die für überwiegende Teile der Wälder die Ausbildung von Hartholzauwald prognostiziert. Nur in höher gelegenen Bereichen des Sandauer Waldes und des Waldes westlich von Wulkau kommt es zur Ausbildung von Eichen-Hainbuchenwald oder auf sandigen Standorten zur Entwicklung von Straußgras-Eichenwald. Diese Bereiche sind für die Intensivere Nutzungsvariante (Anhang, Karten 18 und 19), bei der vom Ziel des Hartholzauwaldes abgewichen werden kann, als Eichenmischbestände bzw. auf den hochgelegenen sandigen Standorten als Kiefernforste gekennzeichnet. Der Anteil natürlicher Silberweidenwälder im Teilgebiet ist sehr gering. Hier sind nur im Norden des Möwenwerder, auf dem Dornwerder und bandförmig in Elbnähe derartige Standorte vorhanden.

Für das nördliche Teilgebiet Rosenhof erfolgt in den Varianten der integrierten Entwicklungsziele und der Naturschutznutzung eine starke Auwaldausdehnung – größtenteils als Hartholzauwald, jedoch aufgrund des vielfältigen Reliefs eng mit Bereichen der Weichholzauwald verzahnt. Gleiches gilt für den Bereich westlich von Wulkau. Der größte Teil der neu zu entwickelnden Auwälder liegt im Bereich ehemaliger Ackerflächen. Bei der Variante der intensiveren Nutzung wird nahezu die gesamte ehemalige Ackerfläche als Grünland ausgewiesen. Nur im Bereich Wulkau verbleibt eine kleine Fläche in der Ackernutzung. Im Bereich Havelberg und Rosenhof liegt ein Teil der Ackerflächen auf einem Höhengiveau, das zur Entwicklung von Feuchtgrünland führt und daher im Modell nicht mehr als Intensivgrünland dargestellt wird.

In der rezenten Aue bleibt im Entwurf der integrierten Entwicklungsziele und intensiven Nutzung die Aufteilung zwischen mittlerem und feuchtem Grünland sowie zum Flutrasen hin größtenteils erhalten. Im Norden des Möwenwerder sowie insbesondere auf dem Dornwerder prognostiziert das Modell allerdings eine Ausdehnung von Flutrasen bzw. Feuchtgrünland. Diese beruht weniger auf Veränderungen der Standortbedingungen, insbesondere der Überflutungshydrologie als vielmehr auf Unzulänglichkeiten des Höhenmodells, da hier nur eine vergleichsweise geringe Veränderung der Hydrologie gegeben ist. Die Bereiche der Sandmagerrasen bleiben größtenteils bestehen. Bei der Variante der Naturschutznutzung wird allerdings von der größtmöglichen Auslagerung ausgegangen und daher eine Flächenzunahme insbesondere auf dem Möwenwerder prognostiziert. Auf den Rückdeichungsflächen kommen keine Sandmagerrasen hinzu. Gravierende Veränderungen ergeben sich für die Bereiche nördlich und östlich der Tongruben bei Havelberg. Aufgrund der hier erfolgenden stärkeren Vernässung des Grünlandes ist teilweise keine intensivere Nutzung mehr möglich, so dass dieser Bereich in der maximalen Rückdeichungsvariante größtenteils als reines Feuchtgrünland einzustufen ist. Im Bereich der Tongruben selbst könnte sich ein Mosaik aus Hartholz- und Weichholzauwald entwickeln. Im Gegensatz zu den flussnäheren Bereichen, die stärker durchströmt werden, verfügt dieser Bereich nicht über natürliche Rinnen in Richtung Elbe, da die Flächen hier zur Havelaue gehören. Ohne zusätzliche Entwässerungsmaßnahmen würden abflusslose Teilbereiche nach Überschwemmungen versumpfen.

Die Verteilung der Biotoptypen in der minimalen Deichvariante (Anhang, Karten 20 bis 22 für die unterschiedlichen Nutzungen) entspricht im wesentlichen dem flussnäheren Bereich, der in der maximalen Deichvariante abgebildet ist. Da die Absenkung von Hochflutereignissen in etwas geringerem Maße erfolgt als in der Maximalvariante, sind die Biotopgrenzen leicht in die höherliegenden Bereiche verschoben. Aufgrund der Klassenbildung ist dies jedoch nicht überall deutlich sichtbar. Die Tongruben gehören nicht mehr in den Bereich dieser Variante.

Die Abbildung 31 zeigt die Aufteilung der Biotoptypen der maximalen Deichvariante für den Bestand und die verschiedenen Prognosevarianten. Deutlich zeigt sich die in der Intensivvariante kaum noch relevante Ackernutzung (AAu), die nahezu vollständig dem Biotoptyp den Intensivgrünlandes (KGi) zu Gute kommt. In der Naturschutzvariante profitiert wiederum das mittlere

Grünland (KGm) von diesem Flächenanteil. Bedingt durch die Entwicklungsziele ändert sich der Anteil des Auwaldes, wobei die Weichholzaue (WAw) nur eine geringere Rolle spielt. Forstgesellschaften sind in der Intensivvariante nur auf kleineren Bereichen prognostiziert. In den übrigen Varianten zeigt sich, dass ein deutlicher Flächenanteil oberhalb der Hartholzaue liegt und daher den Eichen-Mischwäldern (WUi) bzw. auf hochgelegenen trockenen Standorten den Straußgras-Eichenwäldern (WLi) zugeordnet wird. Dies betrifft in erster Linie Flächen innerhalb des Sandauer Waldes.

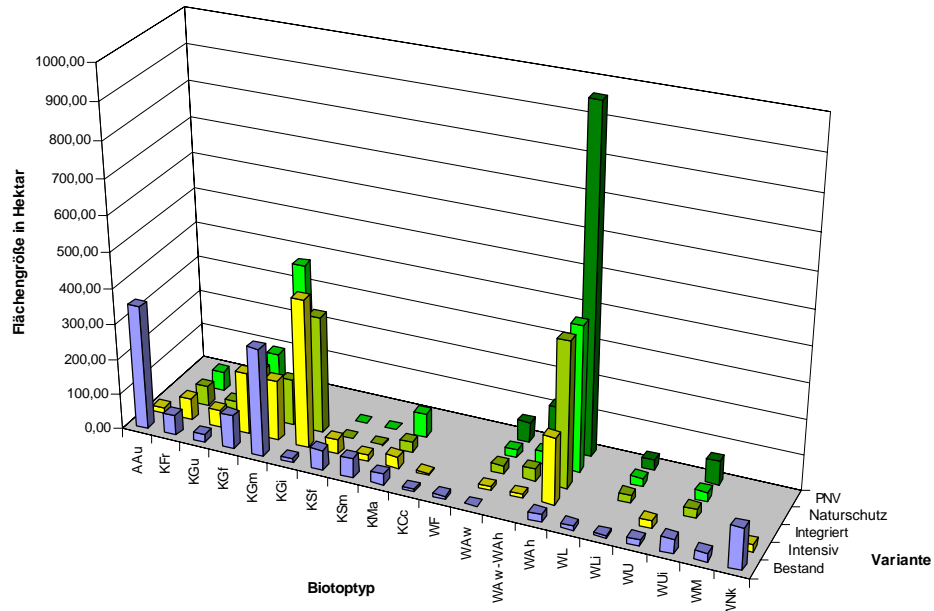


Abbildung 31: Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Von den Verhältnissen ein sehr ähnliches Bild zeigt die Auswertung der minimalen Deichvariante (siehe Abbildung 32).

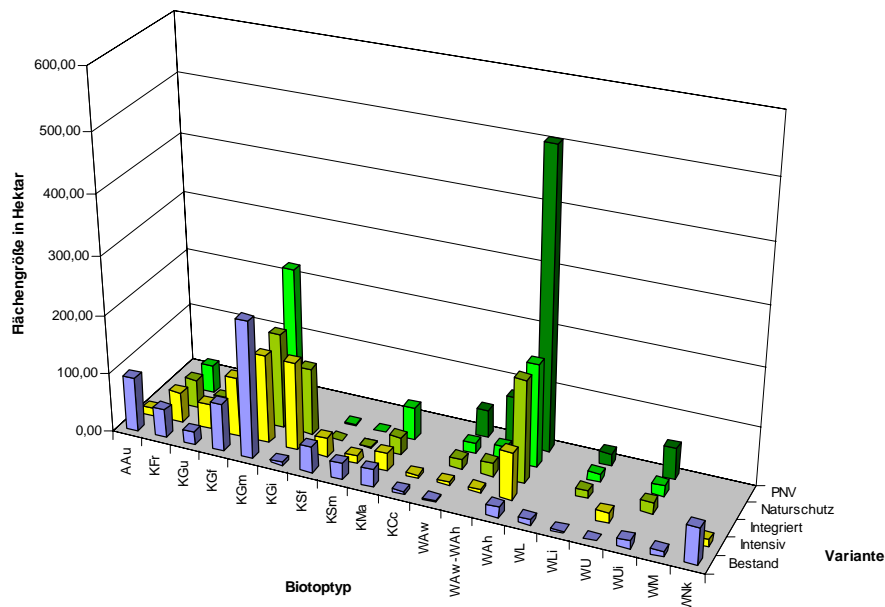


Abbildung 32: Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Sandau, minimale Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Die absoluten Flächengrößen sind hierbei jedoch größtenteils geringer bis auf diejenigen Flächen, die überwiegend im elbnäheren Bereich vorkommen wie feuchtegeprägte Biotoptypen oder Reitgrasfluren (KCC) und Sandmagerrasen (KMa). Da die absoluten Flächengrößen in der Prognose nahezu erhalten bleiben, nimmt damit der relative Anteil zu. Bei den Ackerflächen ist aufgrund der ausgeschlossenen höherliegenden Flächen ein deutlicher Rückgang der Flächengröße und auch des Anteils sichtbar.

12.3.2 Teilgebiet Rogätz

Da für den Raum Rogätz (Anhang, Karten 23 bis 26 für die maximale Rückdeichung) in den Varianten der integrierten Entwicklungsziele und der Naturschutznutzung eine Ausweitung der Auwaldfläche in größerem Maße vorgesehen ist, entsprechen weite Bereiche der Modellierungsfläche der zukünftigen PNV. Hier sind es vor allem Hartholzauwald und Eichenmischwald, die insbesondere auf den Rückdeichungsflächen – im Bestand von 1999 als Ackerflächen ausgewiesen – dominieren. Weichholzauwald kann sich nur kleinflächig im Bereich der Ohremündung entwickeln. Es zeigt sich, dass ein großer Teil der rezenten Silberweidenwaldflächen potenzielle Hartholzauwaldstandorte sind, auf der der Silberweidenwald vermutlich ein Pionierstadium darstellt. Erweiterungen des Silberweidenwaldes sind langfristig durch Strömungseinflüsse der Elbe möglich.

In der Variante der intensiveren Nutzung (Anhang, Karten 27 und 28 für die maximale Rückdeichung) wären große Teile der Waldfläche zwischen Heinrichsberg und Glindenberg als Mischforst nutzbar. Südwestlich von Rogätz am oberen Rand des Rogätzner Hanges wäre kleinflächig die Pflanzung von Kiefern möglich. Für die meisten übrigen Waldflächen gibt das Modell Hartholzauwald aus. In allen Varianten bleiben der Erlen-Quellwald und der Bach-Erlen-Eschenwald unverändert erhalten.

Für die Grünlandflächen der derzeitigen rezenten Aue, die überwiegend durch intensive Nutzung bestimmt sind, ergeben sich in den Varianten der integrierten Entwicklungsziele und intensiveren Nutzung allenfalls geringe Abweichungen durch eine Rückdeichung. Die Verteilung zwischen mittlerem und Feuchtgrünland sowie Flutrasen bleibt nahezu unverändert erhalten. Die vorhandenen kleinflächigen Sandmagerrasen werden ebenfalls prognostiziert. In den Rückdeichungsflächen können sich keine weiteren Flächen dieses Biotoptyps ausbilden. Aufgrund des im Vergleich zum Sandauer Raum tiefer eingeschnittenen Flussschlauches werden die meisten Auenflächen erst bei größeren Abflüssen der Elbe überschwemmt, so dass die Biotopvielfalt im Vergleich zu Sandau insgesamt geringer ist.

Da ausgedehnte Teile der Rückdeichungsflächen derzeit als Acker genutzt werden, ist im Rahmen der integrierten Entwicklungsziele – abgesehen von der Auwaldentwicklung – eine intensivere Grünlandnutzung vorgesehen, die im Gegensatz zum Raum Sandau nicht durch die Standortbedingungen nach Rückdeichung eingeschränkt werden. In der Variante der Naturschutznutzung entstehen ausgedehnte Flächen mittleren Grünlandes. Demgegenüber steht die Variante der Intensivnutzung, die auf Teilen der Flächen Ackernutzung zulässt. Mögliche Ackerflächen liegen zersplittert nördlich von Heinrichsberg und des weiteren nordöstlich von Glindenberg, wo ein gesamter Ackerschlag eingeschlossen ist.

Die Karten 29 bis 34 im Anhang zeigen die nach Nutzung unterschiedlichen Prognosen für die mittlere und minimale Deichvariante. Wie für Sandau beschrieben, sind die Unterschiede in den gemeinsamen Teilbereichen gering, insbesondere im flussnahen Bereich. Da die Elbe stärker eingetieft ist, zeigen sich erst bei höheren Hochwässern Unterschiede in der Überflutungsdauer, die zu abweichenden Biotoptypenprognosen führen, da die Elbe nur ab dem HQ 5 in die zusätzlichen Retentionsräume ausufern kann. Am deutlichsten werden diese Unterschiede zwischen den Biotoptypen des Hartholzauwaldes (WAH) und dem Eichenmischwald (WUi). Im Bereich zwischen der Ohre und Heinrichsberg, wo aufgrund des Leitdeiches in der Minimalvariante geringere Überflutungshöhen im Ohrerückstau zu erwarten sind, sowie zwischen Glindenberg und Heinrichsberg sind in der maximalen Rückdeichung Flächen als Eichenmisch-

wald modelliert, die in der Minimalvariante als Hartholzauwald gelten. In der Variante der Intensiven und integrierten Nutzung sind die Unterschiede aufgrund des hohen Anteils an Intensivgrünland nur auf Teilflächen deutlich.

In der folgenden Abbildung 33 wird die Aufteilung nach Biotoptypen des Prognosegebietes Rogätz in der maximalen Deichvariante gezeigt. Im Bestand zeigt sich, dass das Gebiet überwiegend durch Ackerbau (AAu) bestimmt, wobei auch das mittlere Grünland (KGm) einen größeren Flächenanteil einnimmt.

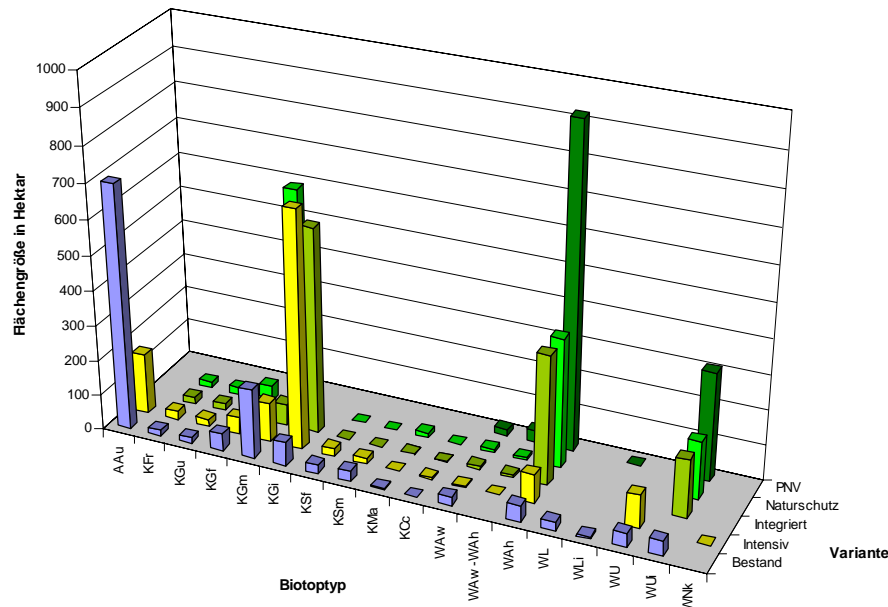


Abbildung 33: Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Während in der intensiveren Variante Sandau nur in geringem Maße Ackerbau möglich ist, bleibt diese Nutzungsmöglichkeit im Rogätzter Raum in größerem Maße erhalten. Der Anteil der Intensivgrünlandnutzung (KGi) ist auch in der Variante der integrierten Entwicklungsziele hoch. Entsprechend hoch ist in der Naturschutzvariante, die intensivere Nutzungen ausschließt, die Fläche des mittleren Grünlandes. Die im Gegensatz zu Sandau fehlenden sandigen Standorte drücken sich in dem geringen Flächenanteil der Sandmagerrasen (KMa), Reitgrasfluren (KCc) und Straußgras-Eichenwälder (WLi) aus. Weite Bereiche des Prognosegebietes liegen relativ hoch, so dass ein maßgeblicher Anteil der Wälder im Modell nicht mehr als Hartholzaue (WAh) sondern als Eichenmischwald (WUi) ausgegeben wird. Im Gegensatz zum Teilgebiet Sandau ist der Anteil feuchtezeigender Biotoptypen geringer. Feuchte Staudenfluren (KSf), Grünland feuchter Standorte (KGf) oder Flutrasen (KGu) stellen einen geringen Anteil. Dieser ändert sich in den unterschiedlichen Nutzungsvarianten kaum.

Die mittlere Deichvariante (siehe Abbildung 34) sowie die kleine Variante (siehe Abbildung 35) zeigen grundsätzlich ähnliche Verteilungen der Biotoptypen. Beiden Varianten gehen jedoch elbfernere Flächen als Retentionsflächen verloren. Je näher die Flächen zur Elbe liegen, desto niedriger liegen sie und desto weniger Biotoptypen bzw. Nutzungsmöglichkeiten stehen zur Verfügung. Daher nimmt die Ackernutzung der Intensivnutzung zur kleinen Deichvariante hin stark ab (ca. ein Drittel der Fläche der maximalen Deichvariante), ebenso die Anteile des Eichenmischwaldes (WUi). Demgegenüber ist der Anteil des mittleren Grünlandes (KGm) in der kleinen Deichvariante bei intensiver oder integrierter Nutzung am größten.

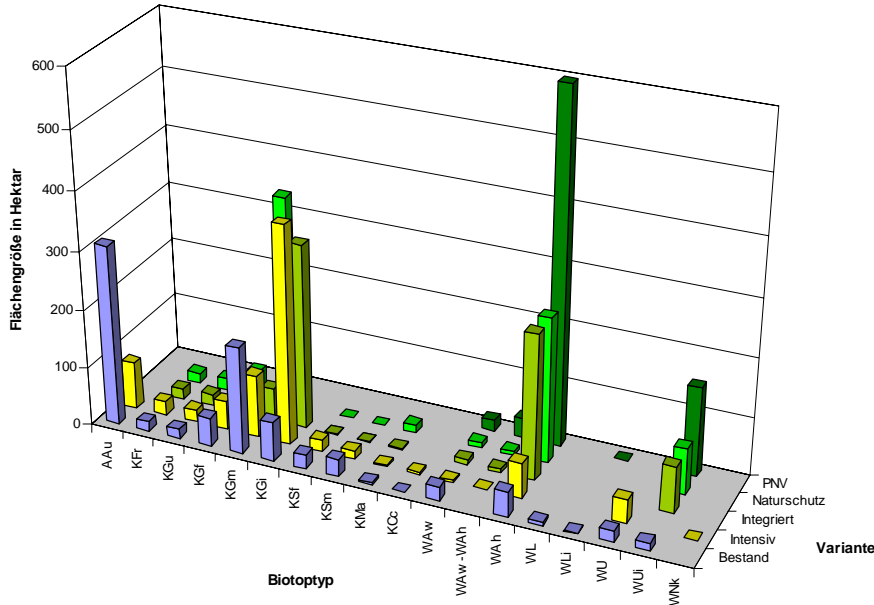


Abbildung 34: Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, mittlere Deichvariante
 (Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

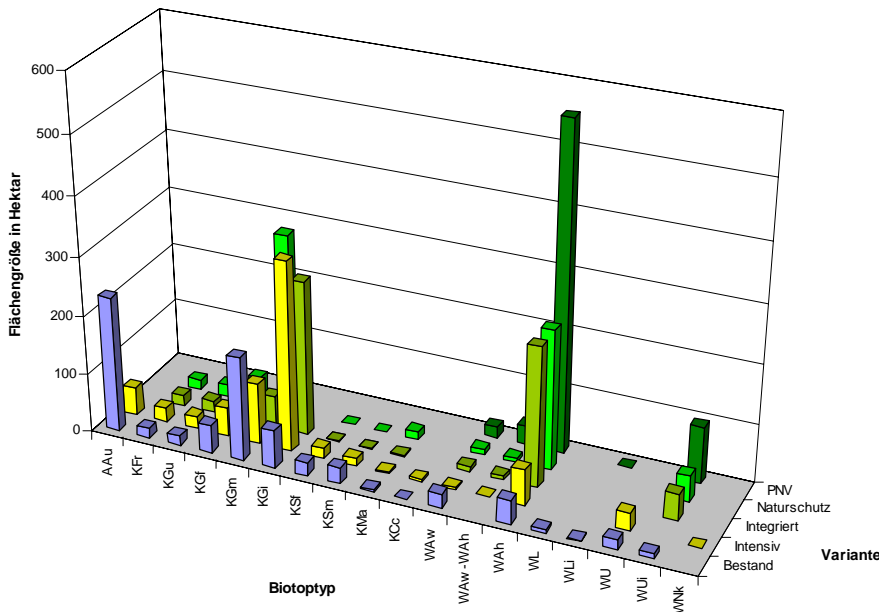


Abbildung 35: Prognose der Biotoptypen, Teilgebiet Rogätz, minimale Deichvariante
 (Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

12.3.3 Vergleich der landwirtschaftlichen Nutzung innerhalb der Varianten

Um die Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzflächen zu analysieren, werden zunächst die Maximalvarianten der beiden Teilgebiete betrachtet. Innerhalb derer wurden der prozentuale Anteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen, Acker- und Grünlandbiotoptypen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche aufgetragen (siehe Abbildung 36 und Abbildung 37).

Für den Raum Sandau zeigt sich, dass in der intensiver genutzten Rückdeichungsvariante kaum Ackerbau möglich ist und die Intensivgrünlandfläche unter 50 % liegt. Demgegenüber ist in der

Intensivnutzungsvariante Rogätz ein Acker nutzungsanteil von über 15 % möglich. Einschließlich Intensivgrünland wird hier ein Flächenanteil von 80 % erreicht. Der größte Teil dieser Fläche ist in den Naturschutzvarianten dem mittleren Grünland zugeordnet worden. Da zwischen der Intensivnutzungsvariante und den beiden übrigen der Waldanteil differiert, sind einige der Anteilsunterschiede darin begründet, dass beispielsweise ein Teil der Ackerflächen nach den integrierten Entwicklungszielen Auwaldentwicklungsfläche ist.

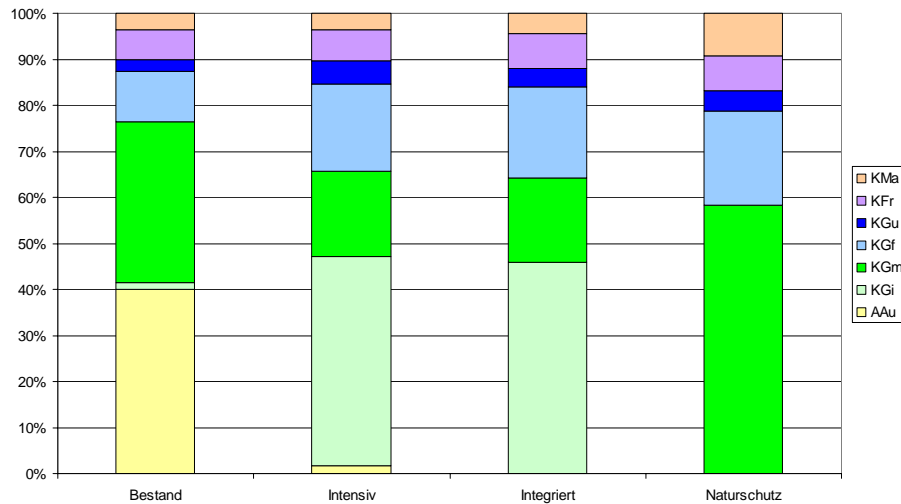


Abbildung 36: Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Im Sandauer Teilgebiet fällt die deutliche Zunahme von Flutrasen und Feuchtgrünland in allen Rückdeichungsvarianten gegenüber dem Bestand auf. Der Grund dafür liegt darin, dass die Maximalvariante einen Teil der geomorphologischen Havelaue einbezieht, die im Gelände tiefer liegt als die Elbaue. In diesem Teilbereich in der Nähe von Havelberg ist mit einer Zunahme feuchtetoleranter Biotoptypen gegenüber dem Bestand zu rechnen, was sich in der Biotoptypenverteilung niederschlägt.

Während in der Variante der integrierten Entwicklungsziele die Magerrasenfläche am Bestand orientiert ist, wird in der Naturschutzvariante das maximale Potenzial nach den Standortbedingungen modelliert. Daher ist der Magerrasenanteil hier erhöht, wobei im Rogätzter Teilgebiet nur ein geringes Potenzial für die Entwicklung dieses Biotoptyps vorhanden ist.

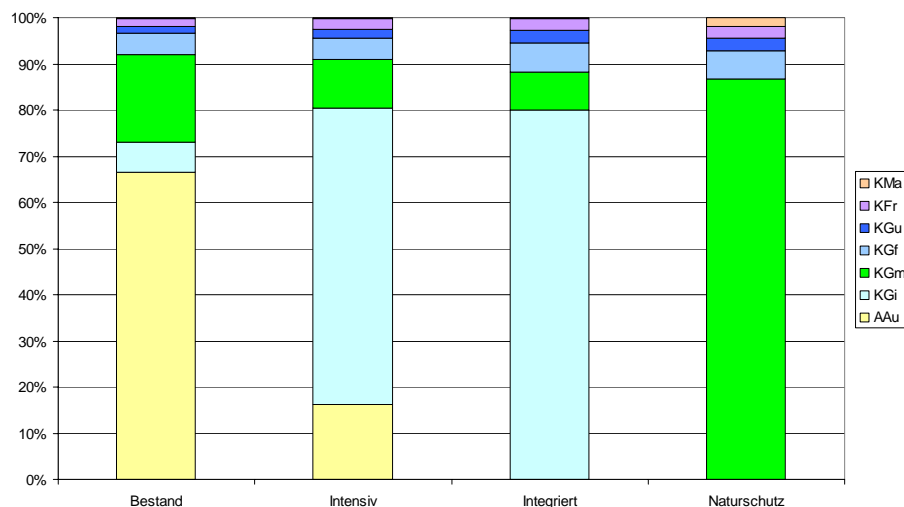


Abbildung 37: Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Insgesamt gesehen ist die landwirtschaftliche Nutzfläche im Rogätzer Teilgebiet (siehe Abbildung 37) deutlich weniger feuchtebeeinflusst als im Raum Sandau, wo die Aue stärker durch Altarme und die zugehörigen Biotope strukturiert ist. Die Nutzungsfähigkeit im Sinne der konventionellen Landwirtschaft ist daher im Rogätzer Rückdeichungsgebiet deutlich höher als um Sandau.

Die kleine Deichvariante Sandaus (siehe Abbildung 38) zeigt deutlich, dass kaum mehr höherliegenden Flächen eingeschlossen sind. Selbst in der Intensivnutzung ist der Ackeranteil gering gegenüber fast 20% der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Bestand. Dadurch, dass Magerrasen und feuchte Grünlandbiotoptypen je nach Nutzungsvariante über 40 bis 45 % erreichen, wird deutlich, dass es sich dabei zu großen Teile um eine Weidelandschaft handeln muss, da derartige Flächen meist nicht sinnvoll in Mahdnutzung zu bewirtschaften sind. Intensiv nutzbar sind maximal nur 30 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

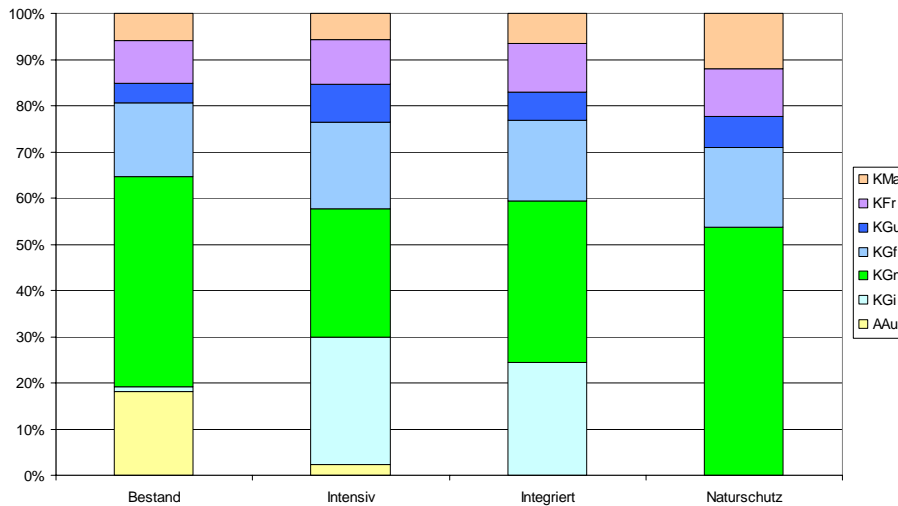


Abbildung 38: Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Sandau, kleine Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Demgegenüber sind es in der mittleren Deichvariante von Rogätz fast 70 % (siehe Abbildung 39) und selbst in der kleinen etwa 65 % der Nutzfläche (siehe Abbildung 40), die intensiv nutzbar als Grünland oder Acker bleiben. Auch in diesen Deichvarianten zeigt sich die unterschiedliche Reliefstruktur, die im Rogätzer Raum mit relativ zur Elbe höher gelegenen Flächen auffällt.

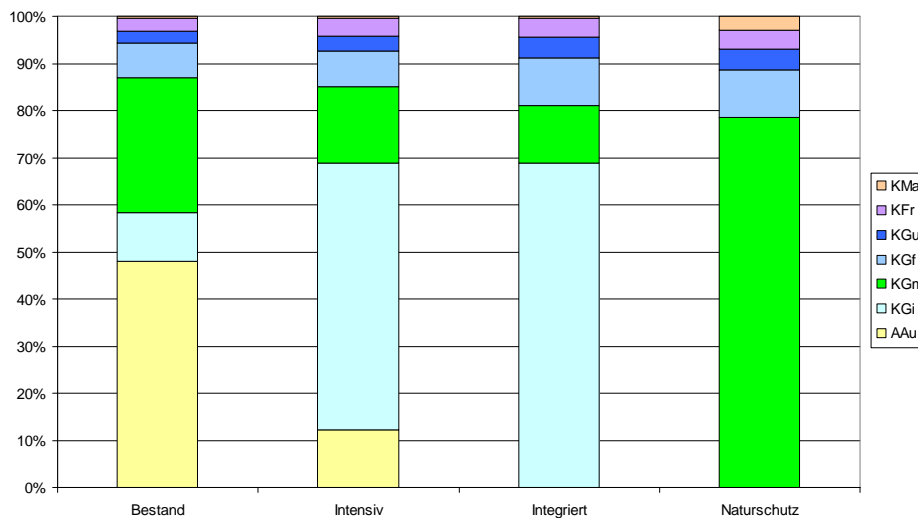


Abbildung 39: Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, mittlere Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

Der Anteil von potenziellen Weideflächen als Magerrasen oder Grünlandbiotoptypen feuchter Standorte liegt in der mittleren Variante bei über 20 %, in der Kleinen erreicht er knapp 25 %. Dies kann als Hinweis gelten, dass mahdgeprägte Grünlandnutzungssysteme in diesem Teilgebiet eher eine Chance haben.

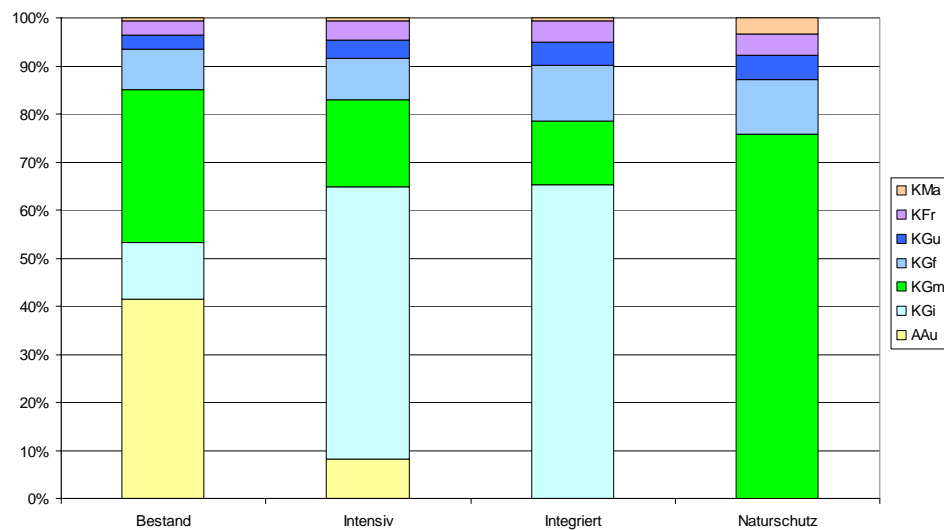


Abbildung 40: Landwirtschaftliche Nutzfläche, Teilgebiet Rogätz, kleine Deichvariante
(Erläuterung der Biotopcodes siehe Anhang I)

12.4 Modelliertes Vorkommen von Pflanzengesellschaften

Analog der Regionalisierung der Vegetationsdaten wird das Vegetationsmodul des Modells für die Prognose durchlaufen. Bedingt durch die Unterschiedlichkeit der Standortökologie bei den unterschiedlichen Deichvarianten und durch die Nutzungsunterschiede ergeben sich verschiedene Anteile der Prognoseflächen für die einzelnen Gesellschaften. Die Karten mit den Ergebnissen befinden sich im Anhang (Karten 35 bis 42). Es erfolgt nur die Darstellung der maximalen Deichvarianten, da die Abweichungen zu den übrigen eher gering sind und sich nicht im Darstellungsmaßstab verdeutlichen lassen.

12.4.1 Vegetationsprognose Teilgebiet Sandau

Im Teilgebiet Sandau (siehe Abbildung 41) wird der Großteil der vegetationskundlichen Prognosefläche in allen Nutzungsvarianten durch das Querco-Ulmetum der Hartholzauere repräsentiert. Hier schwanken die Prognoseflächen zwischen 6,9 ha in der Intensivvariante und 45 ha in der zukünftigen PNV. Die Differenzierung der nassen Hartholzauwälder (Querco-Ulmetum mit *Lysimachia vulgaris*) wird nur auf einen gleichbleibend geringen Flächenanteil von 0,14 ha in allen Nutzungsvarianten prognostiziert. Während in den Varianten der intensiven Nutzung und derjenigen nach den integrierten Entwicklungszielen die Anteile der prognostizierten Grünlandgesellschaften deutlich unter 5 ha liegen, kann in der Naturschutzvariante eine größere Fläche bestimmten Vegetationseinheiten zugeordnet werden. Hier sind 8 ha des Diantho-Armerietum und über 20 ha der Alopecurus pratensis-Gesellschaft zu nennen. Aufgrund der Modellausgestaltung, dass bei der Integrierten und Naturschutzvariante sowohl die Waldanteile gleich groß sind als auch die Nutzung der zukünftigen PNV folgt, ergeben sich exakt gleiche Prognoseflächen.

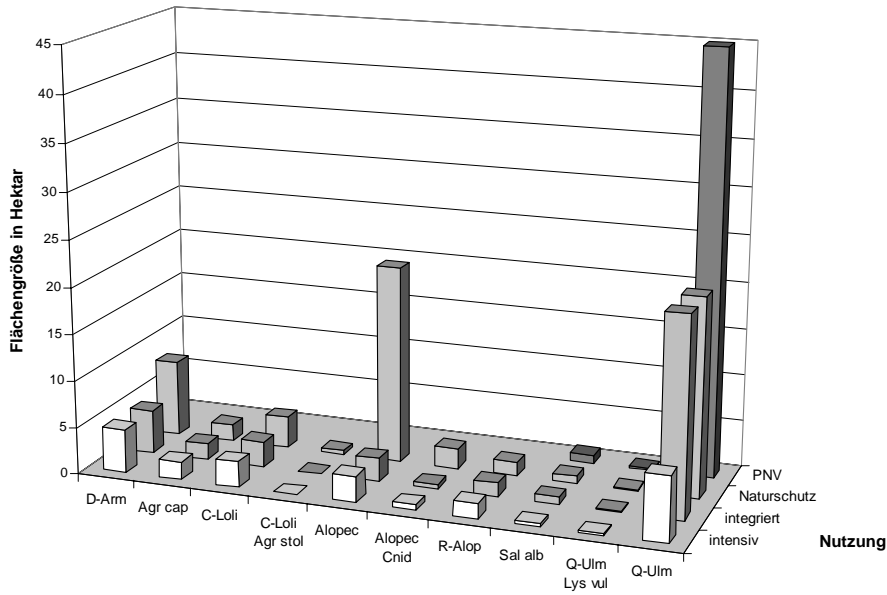


Abbildung 41: Prognose der Pflanzengesellschaften, Teilgebiet Sandau, maximale Deichvariante

Die Tabelle 18 zeigt, wie groß der Anteil der vegetationskundlich beschreibbaren Flächen an den einzelnen prognostizierten Biotoptypen innerhalb der verschiedenen Prognosevarianten ist. Während die Wald- und Grünlandbiotoptypflächen dabei bis zu einem Anteil von 5 % oder etwas mehr vegetationskundlich zuzuordnen sind, liegt der Anteil bei den Sandmagerrasen deutlich darüber, was an der extremeren Standortcharakteristik dieser Standorte liegen dürfte. Hierbei ist zu beachten, dass der Magerrasenanteil zwischen den drei Nutzungsvarianten schwankt und in der Variante der Naturschutznutzung bei maximaler Aushagerung einen Wert von 66 ha erreicht. Der Anteil der Prognosefläche fällt hier gegenüber etwa 20 % in den übrigen Varianten auf 15 %.

Tabelle 18 Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Sandau in der maximalen Deichvariante

Bestand [ha]	Intensiv	Integriert	Naturschutz	PNV
WAh, Hartholzau	188,81	410,79	410,79	962,78
Quercu-Ulmetum	6,939	21,165	21,165	45,296
wie oben mit Lysimachia vulgaris	0,14	0,14	0,14	0,14
%	3,75%	5,19%	5,19%	4,72%
WAw, Weichholzau	9,71	23,81	23,81	56,83
Salicetum albae	0,398	0,797	0,797	0,882
%	4,10%	3,35%	3,35%	1,55%
KMa, Sandmagerrasen	33,29	30,97	66,08	
Agrostis capillaris-Ges.	1,935	1,787	1,787	
Diantho-Armerietum	4,67	4,669	8,172	
%	19,84%	20,85%	15,07%	
KGm, mittleres Grünland	171,57	130,69	417,76	
Alopecurus pratensis-Ges.	2,794	2,512	21,08	
wie oben mit Cnidion-Arten	0,605	0,508	2,164	
Cynosuro-Lolietum	2,74	2,74	3,393	
wie oben mit Agrostietalia-Arten	0,03	0,03	0,411	
%	3,60%	4,43%	6,47%	
KGu, Flutrasen	46,80	29,53	31,20	
Ranunculo-Alopecuretum	1,6	1,507	1,507	
%	3,42%	5,10%	4,83%	

Wird die Prognose der Vegetation zwischen der maximalen und der kleinen Rückdeichungsvariante verglichen (siehe Tabelle 18 und Tabelle 19), so fällt auf, dass die absolute Prognosefläche der Vegetation nicht mit der Abnahme der Biotoptypenfläche einhergeht. Besonders bei

der Hartholzaue (WAh) und den Sandmagerrasen (KMa) liegen die Prozentanteile deutlich über denen der Maximalvariante, was daran liegt, dass zahlreiche Prognoseflächen der Vegetation im bisherigen Deichvorland liegen. Während beispielsweise bei der Hartholzaue die Biotopprognosefläche bei der kleinen Rückdeichungsvariante auf fast die Hälfte gegenüber der Maximalvariante absinkt, verringert sich die Vegetationsprognosefläche nur um 11 bis 20 % bei der zukünftigen PNV respektive der integrierten und Naturschutzvariante, während bei der intensiveren Nutzung eine Verringerung der Vegetationsprognosefläche von über 40 % erfolgt. Bei den Vegetations-einheiten der Weichholzaue und Flutrasen ist diese Tendenz weniger ausgeprägt. Für das mittlere Grünland sind für die Cynosuro-Lolietum-Zuordnung nur geringe Aussagen in der kleinen Deichvariante möglich. Der Grund dafür liegt darin, dass ein Teil der Prognose außerhalb der kleinen Rückdeichungsfläche liegt (allein 2,6 ha in der Naturschutzvariante südlich von Sandau, weitere Flächen bei anderen Nutzungsvarianten im Bereich der Tongruben bei Havelberg).

Tabelle 19 Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Sandau in der kleinen Deichvariante

Anteil der prognostizierten Vegetationsfläche an der Prognosebiotopfläche				
Bestand [ha]	Intensiv	Integriert	Naturschutz	PNV
WAh, Hartholzaue	80,70	175,29	175,29	506,90
Quercu-Ulmetum	3,938	17,142	17,142	40,212
%	4,88%	9,78%	9,78%	7,93%
WAw, Weichholzaue	5,18	17,09	17,09	47,55
Salicetum albae	0,382	0,72	0,72	0,766
%	7,37%	4,21%	4,21%	1,61%
KMa, Sandmagerrasen	30,89	29,824	55,00	
Agrostis capillaris-Ges.	1,883	1,779	1,779	
Diantho-Armerietum	5,326	5,325	8,975	
%	23,34%	23,82%	19,55%	
KGm, mittleres Grünland	149,90	161,542	248,00	
Alopecurus pratensis-Ges.	2,863	2,64	18,612	
wie oben mit Cnidion-Arten	0,476	0,429	1,745	
Cynosuro-Lolietum	1,974	1,974	0,043	
wie oben mit Agrostietalia-Arten	0,11	0,614	1,522	
%	3,62%	3,50%	8,84%	
KGu, Flutrasen	44,00	29,03	30,71	
Ranunculo-Alopecuretum	1,786	1,696	1,698	
%	4,06%	5,84%	5,53%	

Der Vergleich der Fläche des mittleren Grünlandes der integrierten Nutzung zwischen den beiden Deichvarianten verdient ebenfalls einen Hinweis: Dass die Fläche in der kleineren Deichvariante größer ist als in der großen ist in dem leicht unterschiedlichen Leitbild begründet. Flächen, die in der kleinen Rückdeichungsvariante im Rahmen der Grünlandnutzung als mittleres Grünland (KGm) modelliert werden, sind in der Maximalvariante als Hartholzauwaldentwicklungsfläche vorgesehen. Hier ist in Bezug auf die Grünlandnutzung der Anteil des intensiver nutzbaren Grünlandes erhöht.

12.4.2 Vegetationsprognose Teilgebiet Rogätz

Während im Teilgebiet Sandau der größte Teil der Vegetationsprognosen für das Quercu-Ulmetum der Hartholzaue möglich ist, sind die Prognoseanteile innerhalb der Nutzungsvarianten von Rogätz (siehe Abbildung 42) für diese Gesellschaft in der maximalen Deichvariante sehr gering. Allenfalls bei der zukünftigen PNV steigt der Wert auf 6,5 ha Prognosefläche. In den Varianten der intensiveren Nutzung und der Integrierten Entwicklungsziele erzielt das Ranunculo-Alopecuretum mit 2,8 ha den höchsten Anteil der Prognose einer Pflanzengesellschaft. In der Variante der Naturschutznutzung, bei der keine der Grünlandflächen intensiv genutzt wird, ergibt sich ein hoher Wert für das Arrhenatheretum elatioris mit über 8 ha bzw. für dieselbe Gesellschaft mit Arten des Cynosurion mit über 31 ha in der maximalen Deichvariante. Der größte Teil dieser Flächen gehört in den beiden übrigen Deichvarianten nicht mehr zur Rückdeichungsfläche, weswegen die Prognosefläche dieser Gesellschaft hier wesentlich kleiner ausfällt (siehe unten

Tabelle 21 und Tabelle 22). Da die Ausprägung einer Grünlandgesellschaft des Arrhenatherion oder Cynosurion nutzungsbedingt ist, dürfte die Differenzierung dieser Gesellschaften letztendlich am Verhältnis von Mahd zu Weide bei der Flächenbewirtschaftung liegen. Sandmagerrasen sind zu einem geringen Anteil vertreten, so dass die Prognosefläche der Sandmagerrasen von nur 0,44 ha in allen Nutzungsvarianten bei maximaler Rückdeichung daraus erklärbar ist. Die Magerrasenprognose bleibt bei den anderen Deichvarianten über alle Nutzungen konstant. Die Unterschiede zwischen den Deichvarianten sind in der differierenden Hydrologie begründet.

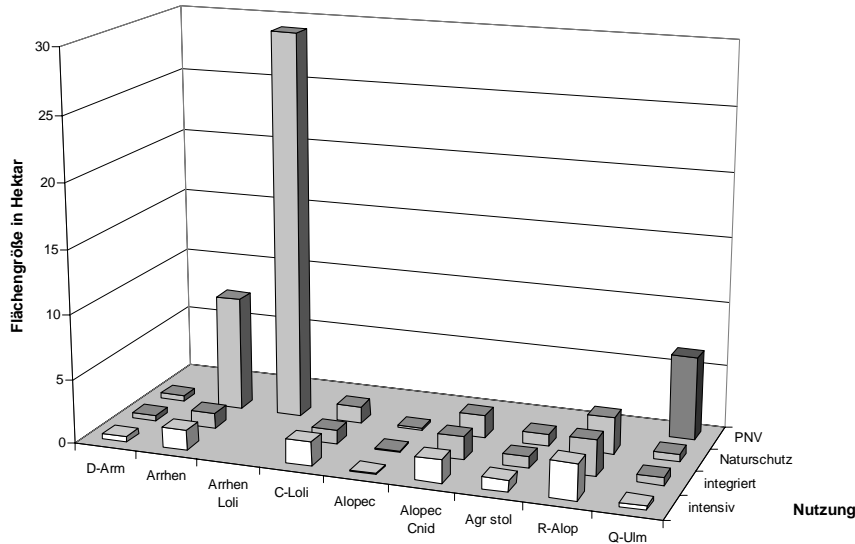


Abbildung 42: Prognose der Pflanzengesellschaften, Teilgebiet Rogätz, maximale Deichvariante

Der Erklärungsanteil der Vegetationseinheiten bei der Prognosefläche der Biotoptypen ist unterschiedlich (siehe Tabelle 20 bis Tabelle 22).

Tabelle 20 Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der maximalen Deichvariante

Anteil der prognostizierten Vegetationsfläche an der Prognosebiotopfläche				
Bestand [ha]	Intensiv	Integriert	Naturschutz	PNV
WAh, Hartholzaue	83,234	368,776	368,776	920,958
Quercu-Ulmetum	0,326	0,617	0,617	6,475
%	0,39%	0,17%	0,17%	0,70%
KMa, Sandmagerrasen	2,243	2,243	13,791	
Diantho-Armerietum	0,44	0,44	0,44	
%	19,62%	19,62%	3,19%	
KGm, mittleres Grünland	112,318	60,438	635,726	
Alopecurus pratensis-Ges.	0,071	0,071	0,2	
wie oben mit Cnidion-Arten	1,803	1,803	1,803	
Arrhenatheretum elatioris	1,505	1,233	8,886	
wie oben mit Cynosurion-Arten			31,531	
Cynosuro-Lolietum	1,891	1,051	1,296	
%	4,69%	6,88%	6,88%	
KGu, Flutrasen	20,927	20,04	20,04	
Agrostis stolonifera-Ges.	0,89	0,89	0,89	
Ranunculo-Alopecuretum	2,803	2,801	2,801	
%	17,65%	18,42%	18,42%	

Bei den Flutrasen liegt der Anteil in allen Nutzungs- und Deichvarianten bei 18 %, wobei der Flutrasenanteil insgesamt gering ist und sich zum großen Teil auf den Ohremündungsbereich konzentriert. Daher sind die Unterschiede zwischen den Rückdeichungsvarianten gering. Ähnliches gilt für die Sandmagerrasen. Dass hier bei den kleineren Rückdeichungen in den Intensiv-

varianten der Nutzung eine geringfügig höhere Sandmagerrasenfläche vorhanden ist, liegt an leicht veränderten Leitbildvorstellungen, die bestimmte Flächen in eine Grünlandnutzung einbeziehen, die in der Maximalvariante der Rückdeichung und in allen extensiveren Nutzungsvarianten ungenutzt bleiben bzw. in die Waldentwicklung einbezogen wurden. Im Bereich der Sandmagerrasen liegt der Vegetationsprognoseanteil in den Naturschutzvariante im Bereich von nur 3 %, in den beiden übrigen aufgrund der sehr viel geringeren Biotopprognosefläche zwischen 10 und 22 %.

Tabelle 21 Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der mittleren Deichvariante

Anteil der prognostizierten Vegetationsfläche an der Prognosebiotopfläche				
Bestand [ha]	Intensiv	Integriert	Naturschutz	PNV
WAh, Hartholzaue	61,019	249,841	249,841	599,095
Quercu-Ulmetum	4,832	6,376	6,376	7,36
%	7,92%	2,55%	2,55%	1,23%
KMa, Sandmagerrasen	3,268	2,243	13,798	
Diantho-Armerietum	0,345	0,345	0,345	
%	10,56%	15,38%	2,50%	
KGm, mittleres Grünland	107,045	55,398	360,715	
Alopecurus pratensis-Ges.	0,069	0,069	0,201	
wie oben mit Cnidion-Arten	1,79	1,79	1,79	
Arrhenatheretum elatioris	1,369	1,097	4,729	
wie oben mit Cynosurion-Arten			8,949	
Cynosuro-Lolietum	1,708	0,998	1,193	
%	4,61%	7,14%	4,67%	
KGu, Flutrasen	21,349	20,053	20,053	
Agrostis stolonifera-Ges.	0,621	0,621	0,621	
Ranunculo-Alopecuretum	3,025	3,023	3,023	
%	17,08%	18,17%	18,17%	

Die Gesellschaften des mittleren Grünlandes können 4,7 % der Prognosebiotoptypen in der Intensivvariante und 6,9 % in den beiden anderen bei maximaler Rückdeichung vegetationskundlich untermauern. Die Prozentzahlen liegen in den beiden übrigen Deichvarianten bei intensiver und integrierter Nutzung höher, wobei der Flächenanteil der Vegetationsprognosen sich nur gering ändert, wohingegen die Biotopprognosefläche mit abnehmender Rückdeichungsfläche sinkt. Bei der Naturschutznutzung wird in der mittleren und kleinen Rückdeichungsvariante nur ein geringerer Erklärungsanteil erreicht als in der Maximalen. Für die Übergangsgesellschaft Arrhenatherion zum Cynosurion können hier nur knapp 9 ha vegetationskundlich prognostiziert werden.

Im Gegensatz zu Sandau können nur geringe Anteile der Hartholzaue vegetationskundlich prognostiziert werden, hier liegen die Anteile zwischen 0,2 und 0,7 %, die bei der zukünftigen PNV erreicht werden. Grund dafür ist die lokal innerhalb des Gebietes deutlich sinkende Überflutungshöhe, die dazu führt, dass eine Reihe von Bestandsflächen in der maximalen Deichvariante für die Zuordnung zum Quercu-Ulmetum zu selten überflutet werden. In der mittleren und besonders in der kleinsten Deichvariante, wo dieser Effekt verringert ist, liegt der Anteil der prognostizierten Hartholzauensfläche wesentlich höher (siehe Tabelle 21 und Tabelle 22). Er liegt selbst in der intensiv genutzten Variante bei über 10 ha, wobei in der PNV-Variante über 13 ha erreicht werden.

Tabelle 22 Anteil der Vegetationseinheiten an der Biotopprognosefläche des Teilgebietes Rogätz in der kleinen Deichvariante

Anteil der prognostizierten Vegetationsfläche an der Prognosebiotopfläche				
Bestand [ha]	Intensiv	Integriert	Naturschutz	PNV
WAh, Hartholzaue	61,683	238,48	238,48	554,017
Quercu-Ulmetum	10,353	12,412	12,412	13,171
%	16,78%	5,20%	5,20%	2,38%
KMa, Sandmagerrasen	3,266	2,242	13,788	
Diantho-Armerietum	0,501	0,501	0,501	
%	15,34%	22,35%	3,63%	
KGm, mittleres Grünland	104,258	53,923	306,398	
Alopecurus pratensis-Ges.	0,086	0,086	0,178	
wie oben mit Cnidion-Arten	1,79	1,79	1,79	
Arrhenatheretum elatioris	1,641	1,369	2,731	
wie oben mit Cynosurion-Arten			8,954	
Cynosuro-Lolietum	2,192	1,263	1,472	
%	5,48%	8,36%	4,94%	
KGu, Flutrasen	21,282	19,982	19,982	
Agrostis stolonifera-Ges.	0,67	0,67	0,67	
Ranunculo-Alopecuretum	2,983	2,981	2,981	
%	17,16%	18,27%	18,27%	

12.4.3 Nutzungsvariantenvergleich am Beispiel Möwenwerder, Sandau

Die Ergebnisse der Vegetationszuweisung des Modells werden für die maximale Rückdeichungsvariante am Beispiel des Möwenwerder verdeutlicht. Der Name bezeichnet das nördliche rechtselbische Deichvorland zwischen Sandau und Havelberg (siehe Abbildung 43).

Innerhalb der verschiedenen Nutzungsvarianten kann in unterschiedlichen Ausmaß eine Zuordnung der Flächen zu den im Rahmen der Arbeit erfassten Vegetationseinheiten vorgenommen werden. Die folgende Abbildung 44 zeigt – jeweils bezogen auf das Beispielgebiet – die den Vegetationseinheiten zugewiesenen Flächen. Dabei werden dem Bestand nach Regionalisierung (siehe Kap. 12.1) einige Prognosevarianten gegenübergestellt. In diesem Bereich entspricht die Prognose der integrierten Nutzung derjenigen der intensiven.

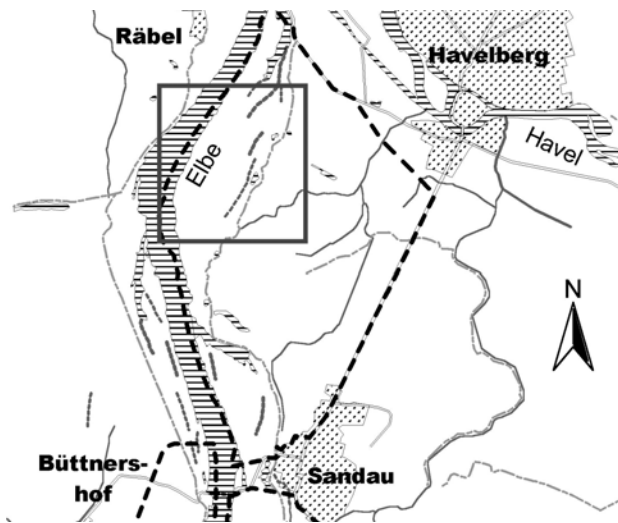


Abbildung 43: Lage des Möwenwerder im Untersuchungsgebiet

Während die Regionalisierung des Bestandes unter Beibehaltung der vorhandenen Nutzung die Pflanzengesellschaften in die Fläche projiziert, erfolgt bei den Prognosevarianten die Vegetationszuordnung neben der Standortökologie nach der Prognosenutzung. Im Bereich des Möwenwerder bleibt die außendeichs betriebene Grünlandnutzung nach den Entwicklungszielen größtenteils erhalten. Für kleinere Bereiche ist allerdings eine Auwaldentwicklung vorgesehen. Die derzeit binnendeichs gelegenen Ackerflächen sind größtenteils für die Grünland-, teils aber auch für die Auwaldentwicklung vorgesehen.

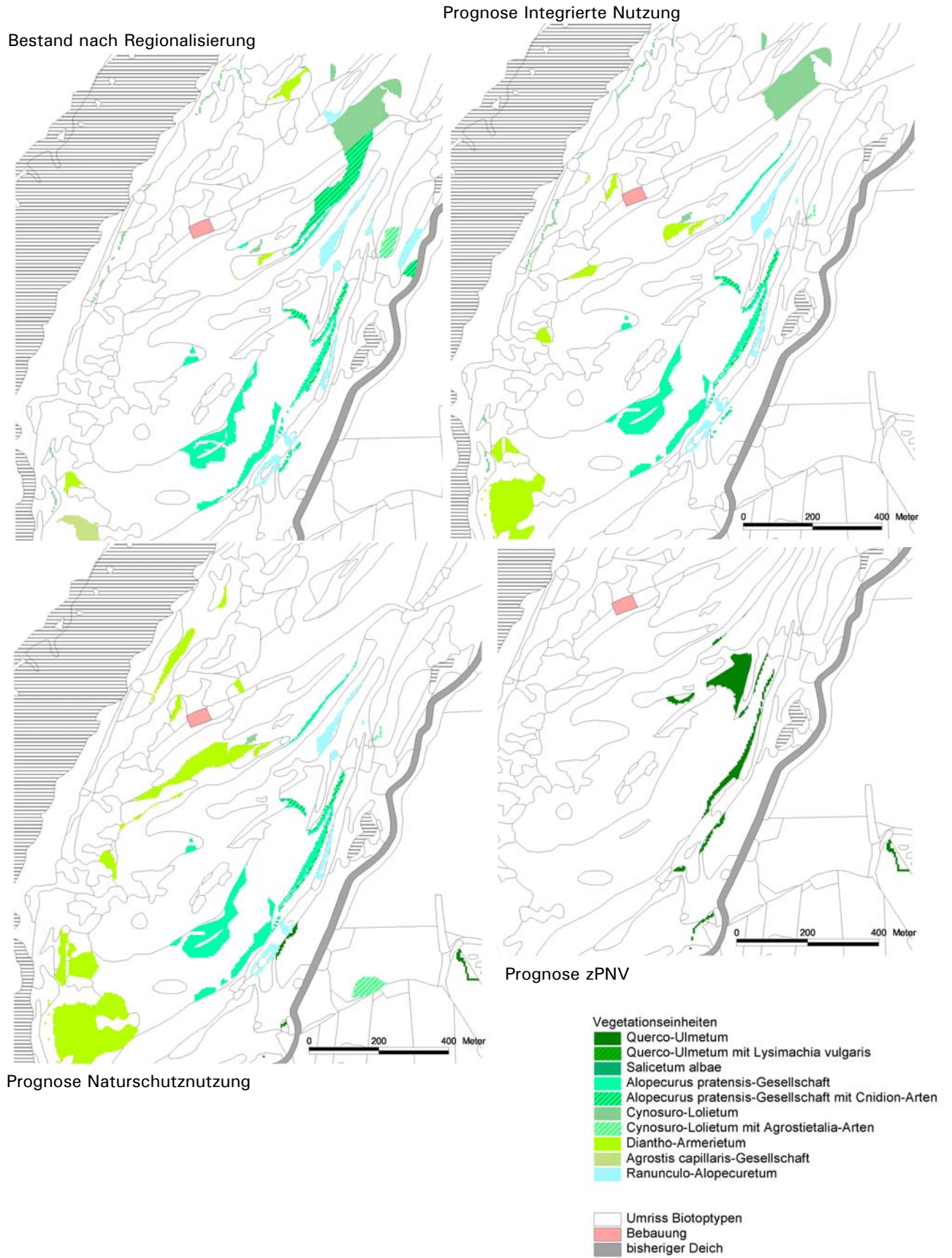


Abbildung 44: Prognose der Pflanzengesellschaften bei verschiedenen Varianten, Beispielgebiet Möwenwerder

Im Bestand sind größere Teilbereiche der Biotopflächen der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, teils mit Arten des *Cnidion*s sowie dem *Cynosuro-Lolietum*, teils mit *Agrostietalia*-Arten zugeordnet. Diese Gesellschaften des mittleren Grünlandes werden in der Intensivvariante mit Ausnahme der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft mit *Cnidion*-Arten wieder zugeordnet. Bei letztgenannter Gesellschaft, die in der Regionalisierung der Vegetationseinheiten über die Lage der Aufnahme innerhalb dieser Flächeneinheit zugeordnet wurde, entspricht die Standortökologie innerhalb des Geländemodells nicht derjenigen, die im Rahmen der Prognosen modelliert wird. Im Gegensatz dazu wird die *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ohne die *Cnidion*-Arten in den Varianten größtenteils identisch zum Bestand in die Fläche projiziert.

Mit geringerer Flächenausdehnung werden in der Regionalisierung die Flutrasen des *Ranunculo-Alopecuretum* zugewiesen. Auch hier können die Modelle ein größtenteils ähnliches Abbild der Vegetationszuweisung nachzeichnen. Bei den Sandmagerrasen differenziert die Bestandskarte nach *Diantho-Armerietum* und *Agrostis capillaris*-Gesellschaft. Diese Differenzierung spiegeln die Gebietsprognosen nicht wider. Hier erfolgt einheitlich eine Zuweisung des *Diantho-Armerietum*, dass bereits in der Intensivvariante eine größere Flächenausdehnung aufweist. Als Potenzial dieser Gesellschaft kann die Naturschutzvariante eine deutliche Zunahme aufzeigen.

Verantwortlich für die veränderte Prognose bei den Magerrasen sind geringe Änderungen der Hydrologie im Falle von Deichrückverlegungen, die sich verstärkt auf die höheren Lagen auswirken, wenn das Wasser den Flussschlauch verlässt und in die gesamte Rückdeichungsfläche einfließt. Hierdurch werden Überflutungen hoch gelegener Bereiche seltener.

Als Vegetationsprognosen für die Auwälder sind vor allem in der zPNV-Variante einige Flächen dem *Querco-Ulmetum* zugewiesen. Da jedoch die Auwälder grundsätzlich eine geringere Rolle innerhalb des gezeigten Beispielgebietes einnehmen, sind sonst nur in der Naturschutzvariante kleinere Flächen diesem Vegetationstyp zugeordnet.

13 Diskussion der Modellierungsergebnisse

Auf der Basis der Untersuchungen von Vegetation und Biotoptypen sowie den Modellierungen und Prognosen zur Standortökologie erfolgte im Teil B der vorliegenden Arbeit eine Modellierung, die die Verteilung des Biotopinventars des Untersuchungsraumes bei unterschiedlichen Nutzungsvarianten zum Ziel hatte. Als Ergänzung dazu wurden soweit möglich die vorkommenden Pflanzengesellschaften als Potenziale genannt. Dabei ging es nicht um die Erarbeitung eines universellen Auenmodells sondern um einen problemorientierten Lösungsansatz, der als ein Baustein der Folgenabschätzung von Deichrückverlegungen auf konkreten Beispielflächen an der Mittleren Elbe dienen soll.

13.1 Methodenproblematik und Auswahl des Modelltyps

Das in dieser Arbeit vorgelegte Modell wird als statisches Modell im Sinne von BRZEZIECKI et al. (1995) und boolesches Modell im Sinne von FRANKLIN (1995) angesehen, da einerseits keine Berücksichtigung zeitlicher Aspekte und andererseits eine eindeutige Zuordnung eines Prognosebiotoptyps zu den Einzelflächen erfolgt. Um die Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten, wurde ein regelbasiertes Modell mit explizit formulierten Regeln gewählt, die über den Programmablauf und die Zuordnungen entscheiden. Nach PULLAR (1997) stellt dies die anschaulichste Art der Programmierung im Zusammenhang mit GIS-Programmen dar, da der Programmtext mit IF-THEN-Kombinationen inhaltlich lesbar ist (vgl. LENIHAN & NIELSON 1993).

Damit wurden eine Reihe von Modellierungstechniken bewusst ausgeschlossen, die grundsätzlich für Modelle im Auenraum interessant sein könnten wie Wahrscheinlichkeitsmodelle (z. B. KIENAST et al. 1995, FISCHER 1990), Methoden des Logit (z. B. LENIHAN 1993, ZIMMERMANN & KIENAST 1999), Neuronale Netzwerke (z. B. FITZGERALD & LEES 1992), Fuzzy-Analysen (z. B. BREUER 1996) oder Klassifikations- und Regressionsbäume (z. B. VAYSSIERES et al. 2000, FRANKLIN 2002,). Da die Reaktion von Biotoptypen und Vegetation auf Standortparameter nicht in einer Gauß'schen Normalverteilung bestehen muss (vgl. AUSTIN et al. 1994), sind klassische parametrische Ansätze bei einer relativ schmalen Datenbasis, die zudem eine Reihe von Unregelmäßigkeiten aufweist, schwierig zu verwirklichen. Fuzzy-Sets können eine Erweiterungsmöglichkeit sein, wurde aber für die vorliegende Arbeit nicht verwirklicht. In letzter Zeit werden Regressionsmodelle für ordinale Daten diskutiert (z. B. GUISAN & HARREL 2000). Ein Methodenvergleich, wie ihn beispielsweise GUISAN et al. (1999) und VAYSSIERES et al. (2000) durchgeführt haben, war kein Ziel in der vorliegenden Arbeit.

Ein dynamischer Modellansatz unter Einbeziehung der zeitlichen Entwicklungsschiene erschien für die Fragestellung des Projektes sehr aufwändig und der im Projekt erarbeiteten Datenbasis nicht angemessen. Vor allem im Rahmen der Gehölzentwicklung müssten aufgrund der langen Entwicklungszeiträume Parameter wie klimatische Veränderungen oder beispielsweise Veränderungen des Hochwasseregimes der Elbe aufgrund wasserbaulicher Maßnahmen oder aufgrund von Landnutzungsänderungen in den Wassereinzugsgebieten berücksichtigt werden. Dies hätte einerseits eine Überfrachtung des Modells mit sich gebracht, andererseits eine Reihe zusätzlicher nicht abgesicherter Annahmen bezüglich der Rahmenbedingungen. Daher wurde die Modellierung in der vorliegenden Arbeit auf die Potenziale beschränkt. Das Ziel, mit möglichst wenigen Eingangsvariablen und einer überschaubaren Anzahl von Annahmen hinreichende Prognoseergebnisse zu erzielen, konnte erreicht werden. Dieses Ziel verfolgten auch TONER und KEDDY (1997), die bei ihrem Modell nur krautige und Gehölzvegetation an Flüssen in Kanada unterschieden. Auf dieser Basis entwickelten und verglichen sie auf wenige Schlüsselparameter bezogene Vegetationsmodelle. Wie in der vorliegenden Arbeit rekrutieren sich diese aus der Überflutungshydrologie beispielsweise als Zeitpunkten und Dauer von Überflutungen. Im Gegensatz zu Modellen der gemäßigten Klimaregionen stehen solche der semiariden Regionen, bei die Faktoren wie Erosion und Sedimentation eine bedeutendere Rolle spielen (BROOKES et al. 2000).

Bisher gibt es nur wenig vergleichbare Auenmodelle, die zudem alle den zeitlichen Entwicklungsaspekt der Vegetation außer Acht ließen. Für einen Auwaldstandort in Österreich (obere Drau) wurde ein GIS-gestütztes Modell zur Auwaldausprägung anhand der Parameter Grundwasserflurabstand, Nutzung und Abstand vom Fluss beschrieben (BOGNER et al. 1996). Aufgrund der unterschiedlichen verwendeten Parameter ist es nicht vergleichbar. Von HELLOWIG (2000) gibt es eine Modellierung über die Eignung von Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe bei Lenzen für Weichholz- oder Hartholzauenwälder anhand der Überflutungsdauer. Mit der Einbeziehung sowohl des Grünlandes als auch der Wälder und der Berücksichtigung weiterer Standortparameter geht der Ansatz der vorliegenden Arbeit darüber hinaus, wobei hydrologische Charakteristika von HELLOWIG (2000) einbezogen wurden. HETTRICH und ROSENZWEIG (2003), die Grünlandpflanzen an der Mittleren Elbe bearbeiteten, beschreiben ein auf kanonischer Korrespondenzanalyse beruhendes Modell, bei dem die multivariate Statistik sowohl bei der bioindikatorischen Auswertung als auch bei der Modellierung genutzt wird. Die Konsistenz einer derartigen Vorgehensweise ist hoch, geht jedoch zu Lasten der Nachvollziehbarkeit.

Während die vorliegende Arbeit von der übergeordneten Ebene der Biotoptypen ausgeht, die soweit möglich in der Vegetationsebene konkretisiert wird, wurde in dem von HETTRICH und ROSENZWEIG (2003) beschriebenen Ansatz ausgehend von einer möglichst exakten Standortbeschreibung mit einer Vielzahl von Messdaten ein robustes Indikationssystem für einzelne Arten entwickelt. Das zugehörige Modell prüft auf dessen Basis die Standorteignung für die Arten. Ausgehend von charakteristischen Arten kann auf die Ausbildung von Gesellschaften und Biotopen rückgeschlossen werden. An Grünlandarten an der Mittleren Elbe ist auch der Ansatz von LEYER (in press) orientiert. Ein derartiges Vorgehen wird beispielsweise von GUIAN und ZIMMERMANN (2000) als realistischer angesehen als das Festhalten an Pflanzengesellschaften. Die Autoren schlagen vor, zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung bei veränderten Umweltbedingungen individuenbasierte Modelle gegenüber solchen auf Pflanzengesellschaften zu bevorzugen, da eine Veränderung der Vegetationseinheiten als solcher bei Modellen, die Pflanzengesellschaften als feste Einheiten betrachten, nicht berücksichtigt werden können. FRANKLIN (1995) vermutet, dass Pflanzengesellschaften deswegen häufiger in Modellen verwendet werden, weil für die einzelnen Arten nicht genug Daten vorhanden sind. Der Aufwand für individuenbasierte Modelle ist hoch, so dass derartige Arbeiten in der landschaftsplanerischen Praxis kaum eine Rolle spielen werden.

Wie bei TONER und KEDDY (1997) ist in der vorliegenden Arbeit eine übergeordnete Gliederungsebene der Landschaft gewählt worden. Die im vorliegenden Modell verwendeten Daten sind größtenteils die übergeordneten, flächig zur Verfügung stehenden Daten (vgl. KIENAST et al. 1995). Es wurde darauf verzichtet, eine Regionalisierung beispielsweise der bodenanalytischen Parameter aus dem BMBF-Projekt (EISENMANN 2002) durchzuführen. Einerseits liegt der Grund in der großen Heterogenität der Auenböden, da bei einer Interpolation der Ergebnisse vermutlich Bodengrenzen übersehen würden, andererseits in dem notwendigen Aufwand. Mit den Methoden des Kriging steht grundsätzlich ein Werkzeug für derartige Aufgaben zu Verfügung (OLIVER 1990). Der Rechenaufwand für die Durchführung derartiger Interpolationen ist jedoch hoch, weswegen ein Einsatz besonderer Rechnerleistung in der Fachliteratur diskutiert wird (GEBHARDT 2003, KERRY & HAWICK 1998). Häufige Anwendungen für das Kriging liegen in der Berechnung mehr oder minder homogen verteilter Größen wie derjenigen von Grundwasserdaten oder Regenmengen. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf Möglichkeiten, die als PC-Anwendungen handhabbar sind.

Validierung wird beispielsweise von POWER (1993) als Gütemessung definiert, wie modellierte Daten der Realität entsprechen. Sie stellt einen Versuch dar, das Vertrauen eines Nutzers in ein Modell zu steigern. Für langfristig prädiktive Simulationsmodelle können nur statistische Prognosen oder Validierungen von Einzelaspekten durchgeführt werden (vgl. SCHULZ 1997). Dazu kann ein Teil der erhobenen Daten als Validierungsdatensatz von der Modellentwicklung und -kalibrierung ausgeschlossen werden (z. B. OLDE-VENDERING & WASSEN 1997). ORESKES et al. (1994) schlagen vor, bei prädiktiven Modellen statt Validierung den Begriff der Evaluierung zu verwenden, da solche Modelle nicht auf Richtigkeit oder Falschheit getestet werden können. Sie können nur bis zu einem gewissen Grad realitätsnahe Aussagen produzieren (vgl. GUIAN & ZIMMERMANN

2000). REICHERT und OMLIN (1996) weisen darauf hin, dass bei Modellen, bei denen die selben Parameter für die Modellauswahl und die Abschätzung der Unsicherheiten des Modells benutzt werden, die Stimmigkeit der Modellstruktur nicht prüfbar ist. Diese kann bei ökologischen Modellen Probleme verursachen. Während POWER (1993) kritisiert, dass bei vielen Modellen zu wenig Gewicht auf die Validierung gelegt wird, legt STARFIELD (1997) dar, dass nicht bei jedem Modell eine Validierung erforderlich ist, sofern Modelle als eine Art Experiment verstanden werden, um ökologische Hypothesen zu testen. Bei RYKIEL (1996) werden verschiedene Umgehensweisen mit der Frage der Validierung von Modellen differenziert und diskutiert. Validierung wird als eine Komponente der Modellevaluierung angesehen, deren Notwendigkeit von den Modellaufgaben abhängt aber keineswegs Voraussetzung für Modellanwendungen sein muss.

Das vorliegende Modell versteht sich als Ansatz zur Problemlösung. Es ist derzeit keine Validierung möglich als Überprüfung, was in den Rückdeichungsräumen tatsächlich an Biotoptypen entstehen würde. Außerdem existieren bisher keine vergleichbaren Beispiele. Eine Modellüberprüfung wurde daher für den Raum der rezenten Aue mit den Daten, die auch zur Modellerstellung dienten, durchgeführt. Ein derartiges Vorgehen ist nur dann sinnvoll, wenn es darum geht, ein Modell auch in dem Raum anzuwenden, in dem es entwickelt wurde. Eine Verallgemeinerbarkeit wird erschwert, da alle im Beispielgebiet nicht identifizierbaren Faktoren nicht aufgedeckt und ihr Fehlen nicht als Defizit erkannt werden kann. Eine Validierung ist erst bei einem Monitoring tatsächlich durchgeführter Eingriffe möglich, die aber den Endzustand der Vegetationssukzession abwarten müsste (vgl. OLDE-VENDERING & WASSEN 1997).

Der in dieser Arbeit vorgelegte Ansatz wird als Modell und nicht als Expertensystem eingeordnet. Es existiert jedoch keine klare Trennlinie zwischen Modellen und Expertensystemen. Gerade die Entwicklung zeitlich ungebundener, räumlicher Potenziale für Populationen oder die Landschaftsentwicklung kann eine Übergangsposition einnehmen, wenn das vorhandene Wissen über den Landschaftsraum unter einer neuen Fragestellung analysiert werden kann. FEDRA (1995) sowie FEDRA und WINKELBAUER (2002) beschreiben Integrationsmöglichkeiten von Modellen und Expertensystemen unter Berücksichtigung von GIS. Für Expertensysteme wird eine Benutzerschnittstelle vorausgesetzt, die auch dem Nicht-Experten eine Bedienung ermöglicht. Von BRECKLING und REICHE (1996) werden unter Expertensystemen solche Untergruppen von Modellen verstanden, bei denen die Beziehungen zwischen Einzelelementen in Systemen nicht durch Gleichungen sondern durch ‚wenn... dann...‘-Aussagen beschrieben werden.

13.2 Grenzen und Robustheit der Biotoptypenmodellierung

Während die Standortökologie für sich genommen modelliert werden kann, sofern spezielle Wechselwirkungen mit der Vegetation verallgemeinert werden, stellt die Modellierung der Biotoptypen und Vegetation andere Anforderungen, da hier unterschiedliche Standortfaktorenprognosen zu integrieren sind. Die Prognose der biotischen Entwicklung beruht auf der Qualität der Standortdaten. Hier zeigten sich aufgrund des relativ groben DHM sowie der schwächer aufgelösten Bodendaten schon bei der Auswertung Probleme. Auf derartige Schwierigkeiten wies bereits FISCHER (1990) hin. Dementsprechend ‚belastet‘ war die Prognose durch das vorliegende Modell. Die Modellüberprüfung (siehe Kapitel 11, Seite 99) zeigte, dass zwar bei den flächenmäßig stark vertretenen Biotoptypen Hartholzauwald und Grünland mittlerer Standorte eine Vorhersagegenauigkeit von über 50 bis über 90 % ohne interne Korrekturen möglich ist, dass jedoch die übrigen Biotoptypen nur mit geringer Trefferquote (teilweise keine Vorhersage von Magerrasen und Flutrasen im Raum Rogätz) zu prognostizieren sind. Erst die Einbeziehung des Bestandes als Korrekturgröße für die derzeitigen Standortbedingungen bringt zufriedenstellende Ergebnisse. Für einen Teil der Biotoptypen bleibt die Vorhersage schwierig. Zum Beispiel sind ein Teil der Silberweidenauwaldflächen im Teilraum Rogätz vermutlich als Pionierwälder in der Entwicklung zur Hartholzaue zu betrachten. Die derartige Feinabstimmung der Landschaftsentwicklung kann das Modell nicht leisten, da auf der Basis der Biotoptypen der Entwicklungsaspekt weder verschlüsselt noch analysiert wurde. Zum allgemeinen Vergleich sei die bei TAPPEINER et al. (1998) für ihr Modell der alpinen Vegetation als relativ hoch angegebene Gesamt-

vorhersagegenauigkeit von 77,6 % genannt, die in der vorliegenden Arbeit für die meisten Biotoptypen überschritten wird.

Da die Ebene der Biotoptypen eine relativ starke Zusammenfassung der Landschaft darstellt, ist aufgrund der relativ breiten ökologischen Zuordnungskriterien eine relativ große Robustheit im System verankert, sofern die äußeren Bedingungen (z. B. Klima) konstant bleiben. Aufgrund der Darstellung in Klassen bei den Standortparametern, die auf andere Forschungsergebnisse aus der Elbtalaue (HELLWIG 2000) abgestimmt wurden, kann allerdings keine feinskalierte Schwankungsbreite der Biotoptypenvorkommen modelliert werden. Bei einer falschen Einschätzung dieser Klassen wären deutliche Abweichungen bei der Biotoptypenzuordnung möglich. Teilweise würden diese über die Korrektur mit dem Bestandsbiototyp im Modell kompensiert. Nicht korrigierte Bereiche könnten jedoch zu einer Verschiebung der Zuordnung und damit zu einer Vergrößerung der Fehlerquote führen. Versuchsreihen zur Robustheit wurden im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt. Die Beschränkung auf wenige Schlüsselparameter, die an verhältnismäßig extremen Standorten wie Auen oder Gebirge möglich ist, wird als sinnvoll erachtet, um ein Modell für die landschaftsplanerische Praxis zu entwerfen.

Grenzen des Modells liegen darin, dass nur die im Gebiet vorhandenen Biotoptypen mit ihren jeweiligen Standorten in das Modell einfließen. Ökologisch anders charakterisierte Vorkommen bestimmter Biotoptypen können so nicht berücksichtigt werden. Aufgrund derartiger Einschränkungen wird beispielsweise die Standortcharakteristik der Staudenfluren nur durch Interpretation der Grünlanddaten erschließbar. Auch im Bereich der Gewässer wird nur der derzeitige Zustand reproduziert, ohne auf mögliche Veränderungen einzugehen. Gerade was die Persistenz von Auengewässern angeht, sind pauschale Vorhersagen, wie sie im Rahmen eines Modells getroffen werden müssen, kaum möglich. Hier könnten nur Einzelanalysen letztendlich Gewissheit darüber geben, ob wasserstauende Bodenschichten die Ausbildung dauerhafter Gewässer begünstigen oder ob die Versickerungsleistung der Böden ausreicht, Gewässer als temporär einzustufen. Da Standortveränderungen der rezenten Aue bei Deichrückverlegungen erst ab derjenigen Überflutungshöhe wirksam werden können, ab der Wasser in die zusätzlichen Retentionsflächen eindringt, ist bei den Gewässern nur von geringsten Veränderungen auszugehen. Änderungen, die sich aus der Überflutungshöhe ergeben, erscheinen vernachlässigbar.

Der Entwicklungsaspekt der Biotoptypen blieb im Modell und in der Auswertung außer Acht, denn für statische Modelle ist die Gleichgewichtsannahme eine notwendige Voraussetzung (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Neben der zukünftigen PNV werden die genutzten Biotoptypen als Endstadium der Entwicklung dargestellt ohne auf den (bei Auwäldern sehr langen) Weg dahin einzugehen. Statt dessen wurden die Biotoptypen als eine Art potenzielle Ersatzvegetation oder potenzielle genutzte Vegetation angesehen (CHYTRY 1998, BAUFELD 2002).

Änderungen der hydrologischen Bedingungen, die sich aufgrund unterschiedlicher Nutzungsszenarios in den Teilgebieten einstellen können, müssten für eine detaillierte Betrachtung einbezogen werden. In Bezug auf die Abflussgeschwindigkeit sind beispielsweise Unterschiede zwischen einer auwaldbestandenen Flächen und kurzrasigem Grünland vorhanden (vgl. TABACCHI et al. 2000). Die vorliegenden Grundlagendaten weisen diesen Unterschied nicht aus, es wurde von einer mittleren Geländerauigkeit ausgegangen (SCHWANENBERG et al. 2001). Für die Fragestellung der Ausbildung von Biotoptypen und Vegetation werden die Unterschiede für weniger gravierend erachtet, da innerhalb des Untersuchungsgebietes selbst nur geringe Abweichungen auftreten dürften, so dass sie die prinzipiellen Aussagen dieser Arbeit nicht beeinflussen. Bei großräumigen Analysen der Wirkungen von diversen Retentionsflächen an der Elbe wäre dieser Punkt genauer zu betrachten und die möglichen Abweichungen bei unterschiedlicher Vegetationsmustern größer. TABACCHI et al. (2000) weisen auf den weiteren Forschungsbedarf in diesen Fragen hin und vermuten, dass der Bereich der Beeinflussung der Hydrologie durch die Vegetationsdecke unterschätzt wird.

13.3 Möglichkeiten der flächigen Vegetationsmodellierung und Regionalisierung

Da für die PNV nur wenige Pflanzengesellschaften geringeren Differenzierungsgrades angenommen werden, ist hier eine flächendeckende Modellierung möglich. Die genutzte Landschaft weist einen wesentlich höheren Differenzierungsgrad auf und wurde nicht flächendeckend bearbeitet. Die Detaillierung der Landschaftsdarstellung muss sich einerseits am Ziel der Modellierung und andererseits an den zur Verfügung stehenden bzw. erhobenen Daten orientieren. CONSTANZA und MAXWELL (1994) zeigten, dass mit einer höheren Auflösung die Schwierigkeiten der Zuordnung bei der Modellierung wuchsen.

Die Vorgehensweise bei der Regionalisierung orientiert sich eng an den Daten der Vegetationsaufnahmen, die durch Geländemessung und punktgenaue Zuordnung der hydrologischen Daten gewonnen wurden. Damit gelingt es, einen Teil der prognostizierten Flächen nicht nur als Biotoptyp zu nennen, sondern als Vegetationseinheit zu konkretisieren. Mit Hilfe der Zuordnungstabelle der Stromtalpflanzen zu den Vegetationseinheiten (Tabelle 8, Seite 44) ließen sich damit Hinweise ableiten, auf welchen Flächen Potenziale für bestimmte Arten vorhanden sind.

Würden die Zuordnungskriterien als Modellerweiterung weiter gefasst, ließen sich für mehr Flächenanteile Aussagen machen, die jedoch von weniger präziser Qualität im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wären. Das heißt jedoch nicht zwangsläufig, dass die dem tatsächlichen ökologischen Potenzial der Gesellschaften weniger entsprechen würden. Um selbiges abschätzen zu können, wären umfangreichere Untersuchungen notwendig. Diese müssten dann allerdings auf Basis der Standortuntersuchungen stattfinden, um die Spannbreite der Standorte insgesamt erfassen zu können. Die Gradsekt-Methode von GILLISON und BREWER (1985), die Erfassungen anhand von Transekten entlang von Standortgradienten orientiert, könnte hier ein entsprechendes Hilfsmittel sein. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war die Vegetationsprognose kein Schwerpunkt. Die Untersuchungen dazu dienten hauptsächlich der Beschreibung der Biotoptypen und deren Vorkommensspektren.

Bei einer erweiterten Vegetationszuordnung wäre ein Gütemaß für die Aussage zu entwickeln, das erlaubt, den Grad der für eine solche Zuordnung notwendigen ‚Extrapolierung‘ zu verdeutlichen. Auf diese Weise könnten neben einer relativ aussagesicheren Kernvegetationskarte verschiedene Stufen der Erweiterung erarbeitet werden, je nachdem, welche Unschärfen der Aussage noch toleriert werden. Derartige Aussagen sind auch über Wahrscheinlichkeitsmodelle möglich, die für jede Vegetationseinheit die Wahrscheinlichkeit ihres Vorkommens ermitteln und die Wahrscheinlichste als Endergebnis ausgeben (z. B. FISCHER 1990).

13.4 Verwendbarkeit der Biotopmodellierung für die Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen

Aufgrund der grundsätzlich positiven Ergebnisse der Modellüberprüfung am Beispiel der intensiveren Nutzung (siehe Kapitel 11, Seite 99) ist davon auszugehen, dass auch die übrigen Nutzungsvarianten einen plausiblen Entwicklungsweg der Landschaft unter den angenommenen Voraussetzungen aufzeigen. Mit Hilfe des Computermodells ist es möglich, die je zwischen 15000 und 20000 Einzelflächen der Gebiete in ihren jeweiligen Deichvarianten zu prüfen und einen plausiblen Prognosebiotoptyp zu benennen. Die durchgeführte Biotopmodellierung stellt damit eine exaktere und nachvollziehbarere Prognose zur Verfügung, als es eine Abschätzung der Folgen durch Expertenmeinung könnte. Durch die Veranschaulichung der Entwicklungsprognose der Biotoptypen mit Hilfe eines GIS leistet das Modell einen Beitrag, um Auenysteme und die Folgen von Eingriffen besser zu verstehen.

Die unterschiedlichen Varianten der Auenentwicklung (zPNV und Nutzungsszenarios) zeigen die Bandbreite auf, innerhalb derer Entscheidungen die Entwicklung des Auenraumes lenken können. Die PNV dient dazu, aus vegetationskundlicher Sicht das Standortpotenzial der Flächen und Aussichten einer langfristigen Nichtnutzung der Flächen aufzuzeigen. Sie stellt keinen natürlichen Auenzustand dar, da der Elbstrom durch wasserbauliche Maßnahmen festgelegt wurde, so dass

dynamische Prozesse der Mäandrierung oder Ausbildung neuer Flutrinnen unterbleiben. Mittels der Nutzungsszenarios können Statistiken und Analysen zur Nutzbarkeit bestimmter Flächen oder für Naturschutzmaßnahmen erfolgen. Für den Naturschutz ergeben sich Hinweise aus der Zuordnung von Vegetationseinheiten und der damit möglichen Interpretation von Stromtalpflanzenpotenzialen. Die aufgrund der unterschiedlichen Szenarios (siehe Kapitel 12.3, Seite 104) entwickelten Vorhersagen der Entwicklungspotenziale bildeten innerhalb des BMBF-Projektes die Grundlage der sozioökonomischen Analysen und Kostenschätzungen (DEHNHARDT & PETSCHOW 2001), die eine Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen vervollständigen.

Gerade im Zuge sich rasch wandelnder Klima- und Nutzungsbedingungen ist ein Bedarf nach integrierten Modellen vorhanden, die ökologische und sozioökonomische Folgen darstellen können (WENKEL et al. 1997). Modelle, wie das in der vorliegenden Arbeit vorgestellte, können Bausteine liefern, um Expertensysteme oder DSS für Auen aufzubauen (vgl. KOFALK & KÜHLBORN 2002 für ein Elbe-DSS). WHIGHAM und YOUNG (2001) beschreiben ein an Gehölzen orientiertes Modell für das Murray-Darling-Flusssystem in Südwestaustralien als Teil eines DSS.

14 Übergreifende Aspekte und Ausblick

Die vorliegende Arbeit konnte einen Beitrag zur Auseinandersetzung mit den Folgen von Auenreaktivierungen leisten. Mit dem System der Datenerhebung, Auswertung und Modellierung wird ein hypothetisches Bild der nach Rückdeichung erweiterten Aue auf einer übergeordneten Ebene der Landschaftsbeschreibung entworfen. Angewiesen ist die Darstellung der Biotoptypen auf die Grundlagen der Standortökologie sowohl des Bestands als auch der Prognose. Zur Erfassung der Standortbedingungen der Aue sind landschaftsökologischer Analysen von Bedeutung. Darauf wiesen WARD et al. (2002) hin und betonen, dass eine ganzheitliche fachübergreifende Sichtweise zur Erfassung und zum Verständnis der unterschiedlichen Prozesse innerhalb einer Aue notwendig ist.

Der Vergleich der erhobenen Biotop- und Vegetationsdaten mit Literaturangaben (Teil A dieser Arbeit) erbrachte grundsätzliche Übereinstimmungen, so dass der Schluss gezogen wurde, dass auf deren Basis eine Modellierung möglich ist. Diese wurde im Teil B verwirklicht. Die Modellierung lieferte in hohem Maße plausible Ergebnisse, die einen Beitrag zur Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen, aber keine Entwicklung eines allgemein gültigen Auenmodells darstellen. Wissenschaftliche Modelle, die es verschiedentlich zur Vegetationsentwicklung gibt, stehen oft in Diskrepanz zur planerischen Praxis (vgl. WALTERS & KORMAN 1999, TREPEL et al. 2000). TREPEL et al. (2000) stellen ein Missverhältnis fest, was die Förderung anwenderfreundlicher Modelle in Europa gegenüber den USA angeht. Das Ziel der vorliegenden Arbeit war somit die Entwicklung eines Modells für das Biotop- und Vegetationspotenzial auf Rückdeichungsflächen und dessen Erprobung in der Praxis. Daher wurde weniger Gewicht auf die grundlegende Erforschung der Standortfaktoren der Aue gelegt, als vielmehr auf die Umsetzung derartiger Ergebnisse in einem praxisorientierten Rahmen.

Im Folgenden werden übergreifende Aspekte, die die Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen oder Hinweise für Planungen betreffen, erläutert. Des weiteren wird die Übertragbarkeit der verwendeten Methoden und erzielten Ergebnisse diskutiert.

14.1 Möglichkeiten der Folgenabschätzung bei Deichrückverlegungen

Eingriffsfolgen von derart tiefgreifenden Maßnahmen sind vielfältig und müssen in Bezug auf Hochwasserschutz, Standortökologie, biotische und sozioökonomische Auswirkungen abgeschätzt werden. Gerade bei Eingriffen in Natur und Landschaft, deren Folgen nicht im Experiment erprobt werden können und für die es keine Beispiele der Verwirklichung gibt, bieten sich computergestützte Modelle als Hilfsmittel an, da sie über Simulationsprozesse Auswirkungen anschaulich machen können.

Mit der Spanne der Entwicklungsszenarios ist ein Rahmen sozioökonomisch zu beurteilender Folgen abgesteckt. Die Ergebnisse des Kapitels 12.3.3 zeigen, dass die verbleibenden landwirtschaftlichen Nutzflächen unterschiedlichen Ansprüchen an die Landschaft gerecht werden. Da der überwiegende Teil des Eingriffsraumes landwirtschaftlich genutzt wird, stehen letztlich die landwirtschaftlichen Betriebe vor der Frage, inwieweit sich Nutzungsformen und ggf. Betriebsstrukturen ändern müssen, um sich den veränderten Rahmenbedingungen der Aue anzupassen. Gerade die in allen Nutzungsszenarios vorgesehene Umwandlung von Acker in Grünland, stellt viele Ackerbaubetriebe vor schwierige Aufgaben. Während ein rein ökonomischer Ausgleich gegenüber den landwirtschaftlichen Nutzern eine Möglichkeit der Kompensation darstellt, steht auf der anderen Seite die Erhaltung der Auenlandschaft in ihrer typischen Ausprägung, die eine teils offene Grünlandlandschaft in der rezenten Aue und eine offene Ackerlandschaft jenseits des Deiches darstellt.

Die Biotopmodellierung differenziert die Nutzflächen nach standortökologischen Faktoren als Acker, Intensivgrünland oder sonstiges Grünland. Darüber lassen sich neben der Bilanzierung von

Acker und Grünland Hinweise auf die Qualität der Grünlandnutzung ableiten. Beispielsweise benötigt die Milchviehhaltung andere Qualitäten als eine extensive Mutterkuhhaltung. Da eine Reihe von Flächen der mittleren Höhenlagen gegenüber der Elbe je nach Nutzungsintensität unterschiedliche Futterqualitäten aufweisen können, kommt dem landschaftlichen Leitbild, was im Hinblick auf seine Verwirklichung vor dem Eingriff festzulegen wäre, eine entscheidende Bedeutung zu. Daneben sind die Belange des Naturschutzes wichtig, da gerade in den Auen seltenen und gefährdete Grünlandgesellschaften wie Brenndoldenwiesen teils fragmentarisch noch vorhanden sind oder wiederhergestellt werden können (vgl. Kapitel 5.1.3, Seite 41). Die Modellierung kann helfen, Vorrangflächen dafür zu identifizieren.

Eine rein bilanzierende Auswertung der Nutzungsarten ermöglicht der Raumplanung Analysen, ob in der Region eine erhöhte Grünlandfläche sinnvoll nutzbar ist oder ob ergänzend zur Offenhaltung der Landschaft Pflegeflächen ausgewiesen werden müssten, um das landschaftliche Leitbild anzustreben. Demgegenüber ermöglicht die raumkonkrete Darstellung der unterschiedlichen Nutzungsarten durch das GIS Verhandlungen mit Eigentümern und Nutzern über konkrete Umnutzung, Entschädigungen, Flächentausch oder die Nutzung nach Naturschutzgesichtspunkten. Die GIS-Orientierung des Modells erleichtert zudem den Austausch von Daten mit einer entsprechenden Geocodierung. Daher wurde darauf geachtet, dass der GIS-Bezug bei der Datenbankbearbeitung nicht verändert wurde. Die GIS-Anbindung erleichtert die Visualisierung der Daten.

14.2 Hinweise für Planung und Nutzung

Bei den Untersuchungen, Auswertungen und bei der Modellierung ergaben sich Hinweise, die für weitere Planungen im Zusammenhang mit Deichrückverlegungen und einem ökologisch orientierten Hochwasserschutz eine Rolle spielen können.

Möglichkeiten für einen ökologischen orientierten Hochwasserschutz

Eine Integration von Hochwasserschutz und Ökologie wurde über lange Zeit als Widerspruch angesehen. Einerseits führte der praktizierte Hochwasserschutz zur immer stärkeren Einengung der Ströme mit der Ausweitung von Siedlungs-, Industrie- sowie überflutungsfreien landwirtschaftlichen Flächen, andererseits gehört zu einem ökologisch intaktem Flusslauf eine der Flussdynamik zugängliche Aue (vgl. WARD 1998). Damit stehen beide Interessen in Konkurrenz um die Auenräume. Bei besonderen Hochwässern (Oder 1997, Elbe 2002) zeigt sich, dass Flächenversiegelungen in den Wassereinzugsgebieten und die schnelle Ableitung von Wasser in kanalisierten Gräben und Flüssen zur schnellen Entstehung von Hochwasserwellen führen kann. Diese laufen um so höher auf, je enger die Flussläufe durch den Deichbau gestaltet wurden. Auswege daraus werden in einem veränderten Wassermanagement in den Einzugsgebieten der Ströme gesehen (DYNESIUS und NILSSON 1994) oder in Maßnahmen an den Flüssen selbst.

Während Deicherhöhungen das Problem auf die jeweils niedrigste Stelle des Deiches verlagern, werden bei der Rückgewinnung von Retentionsflächen als gesteuerte Polder oder in der ungenutzten Retention Chancen für eine Wasserrückhaltung genutzt. Die gesteuerte Retention bei Polderung ist als ökologisch ungünstig zu bewerten und birgt Risiken der Fehlsteuerung (HENRICHFREISE 2003). Die freie Retention auf reaktivierten Auenflächen ist aus Naturschutzsicht sinnvoll. Sie bietet die Möglichkeit, einen größeren Anteil der natürlichen in der Aue vorkommenden Standortgradienten und einen umfassenderen Biotopverbund wiederherzustellen (WARD 1998, STANFORD et al. 1996). Die Anbindung von Flutrinnen kann dabei auch dem Hochwasserschutz dienen (ROBINSON 2000).

Die Instandhaltung von Deichen ist eine fortlaufende Aufgabe des Hochwasserschutzes. Hier ist zu prüfen, ob langfristig Kosten und Ressourcen effektiver eingesetzt werden können, wenn die Chance für eine Auenreaktivierung gegeben ist. Möglichkeiten lägen darin, sanierungsbedürftige Deiche durch Neuplanungen mit Verkürzung der Deichlinie zu ersetzen. Im Bereich des Rogätzter

Hanges kann beispielsweise auf den Deich verzichtet werden, da der Hang eine natürliche Hochwasserbarriere darstellt. Dass Hochwasserschutz nicht nur bei kanalisiertem und ausgebauten Flüssen möglich ist, und dass naturnahe Flusssysteme in Industrieländern bestehen können, zeigen die Beispiele der Allier und Loire in Frankreich (DISTER 1998). Die Wiederherstellung naturnäherer Auen wird bereits seit einiger Zeit diskutiert (vgl. STANFORD et al. 1996, SCHIEMER et al. 1999, BUIJSE et al. 2002). TOCKNER und STANFORD (2002) beleuchteten den dramatischen Rückgang naturnaher Auen und betonten die Notwendigkeit ihres Schutzes.

Deichschlitzung und Deichneubau

Bei der Schlitzung von Deichen ist neben strömungsrelevanten Daten ihr naturschutzfachlicher Wert von Bedeutung. Teilweise stellen sie Ersatzlebensräume für in der Agrarlandschaft eingeebnete sandige Erhöhungen dar. Sandmagerrassen kommt beispielsweise noch auf Deichabschnitten nördlich von Rosenhof sowie zwischen Glindenberg und Heinrichsberg vor. Zu prüfen ist, ob nach einem Aus- oder Neubau teilweise sandiges Material für den Oberboden (Innenseite der Deichkuppe) genutzt werden kann, um eine Etablierung von Sandmagerrasen zu fördern (vgl. FISCHER 2001). Um eine Deichbegrünung mit nicht autochthonem Saatgut zu vermeiden, kann im Vorfeld Grünlandsaatgut auf den bestehenden Deichen gewonnen werden. Dieses oder das Samenpotenzial des Oberbodens aus Deichschlitzungen kann bei der Begrünung von Flächen Verwendung finden (vgl. HÖLZEL & OTTE 2003).

In den Rückdeichungsbereichen haben zahlreiche Maßnahmen stattgefunden, die eine Ackernutzung ermöglichten. Dies hat zur Nivellierung des Reliefs und der Nährstoffgehalte der Standorte geführt. Die teilweise in der rezenten Aue vorhandene Standortvielfalt auf engem Raum ist hier nicht gegeben. Durch Bodenentnahmen für den Deichbau und gezielte Ablagerungen insbesondere von sandigem Aushub kann in für Weide- oder Waldentwicklung vorgesehenen Bereichen eine Reliefmodellierung an verfüllten Flutrinnen, oder Altarmen in Erwägung gezogen werden.

Auennutzung

Die Hauptzielnutzungen der reaktivierten Aue sind Grünland- und Waldnutzung. Ackernutzung ist in selten überfluteten Bereichen diskutierbar (vgl. Kapitel 8.4, Seite 79). Bei einer angepassten Grünlandnutzung in der Aue geht es weniger um Einhaltung von Besatzstärken und Nutzungsterminen, sondern darum, in Anpassung an Pflanzengesellschaften und Biozönosen der Fauna sowie an die Überflutungshydrologie des jeweiligen Jahres ein flexibles Nutzungsregime zu entwickeln bzw. durchzuführen (vgl. LEYER 2002, HELLWIG 2000). Mahd und Beweidung sollten an Nährstoffkapazitäten der Flächen und an Betret- und Befahrbarkeit orientiert sein. Zu extensive Nutzung des meist nährstoffreichen Auengrünlandes fördert Ruderalarten wie *Urtica dioica* und *Cirsium arvense*. Eine Wiesennutzung mit nicht zu später erster Mahd kann zur Erhaltung seltener Gesellschaften wie des Cnidio-Deschampsietum beitragen. Soweit möglich, sind Nutzungsarten, die derzeit nur wenig Verbreitung besitzen und zum Teil nur noch im Nebenerwerb oder in der Hobbynutzung eine Rolle spielen, zu fördern (z. B. Heumahdnutzung von Wiesenflächen durch den Ziegenverein bei Glindenberg).

Auf großen Teilen der Rückdeichungsflächen ist eine Grünlandentwicklung in den Entwicklungszielen vorgeschlagen (siehe Kapitel 8.4, Seite 79). DONATH et al. (2003) weisen am Beispiel der Rheinauen darauf hin, dass für die Etablierung von Auengrünland die Samenverbreitung der Zielarten und damit das Vorhandensein intakter Flächen eine entscheidende Rolle spielt, wobei die Renaturierung von typischem Auengrünland aus Sukzession auf ehemaligen Ackerflächen unter anderem aufgrund der verarmten Samenbank im Boden langwierig ist (VÉCRIN et al. 2002). HÖLZEL und OTTE (2003) zeigten ebenfalls für die Rheinaue, dass die Renaturierung von Auengrünland auf Ackerflächen durch Abtrag des Oberbodens mit anschließender Verbringung von Diasporenmaterial der Zielgesellschaften gelingen kann.

Gerade Auwälder, die nach RIECKEN et al. (1994) als von vollständiger Vernichtung bedroht angesehen werden, können bei Deichrückverlegungen gefördert werden. Als Bestockung bieten sich

Baumarten der PNV an, in erster Linie *Ulmus minor*, *Ulmus laevis* und *Quercus robur*, auf seltener überfluteten Standorten *Acer campestre*, *Carpinus betulus* oder *Fraxinus excelsior*. Auf hochliegenden sandigen Standorten ist die Entwicklung von Birken-Eichenwäldern möglich. Das Aufkommen von *Pinus sylvestris* durch Verjüngung wird als natürlich diskutiert (z. B. MATHEWS 1997). Mit der Auwaldbegründung in der Lenzener Elbtalaue setzt sich PATZ (2000) auseinander. Ziele für die Auwaldentwicklung sind auch bei FEES (1999) beschrieben.

Um den Auenbereich als wertvollen Lebensraum vermitteln zu können, ist eine naturverträgliche Freizeitnutzung zu berücksichtigen. Aufgrund der teilweise problematischen Perspektive landwirtschaftlicher Betriebe müssen Einkommensalternativen für die Regionen erschlossen werden, die eine naturverträgliche Flächenpflege in Bereichen, in denen eine Nutzung nicht mehr rentabel ist, mitfinanzieren können. Derartige Planungen sollten in großräumigeren Konzepten der Förderung eines naturverträglichen Tourismus verankert sein.

14.3 Übertragbarkeit der Vorgehensweise

Das Ziel, möglichst wenig Parameter in ein praxisorientiertes Modell zu integrieren, wurde mit der Ebene der Biotoptypen effektiv erreicht. TONER und KEDDY (1997) gehen davon aus, dass für Kanada mit Modellierungen an wenigen Flussbeispielen die überwiegende Zahl an Flüssen repräsentiert werden kann, wenn es gelingt, die entscheidenden Schlüsselfaktoren zu identifizieren. Im Vergleich zu Mitteleuropa oder Deutschland ist allerdings davon auszugehen, dass Veränderungen der Flüsse in der Kulturlandschaft, Hochwasserschutzmaßnahmen und Abflussregulierungen zu deren Einzigartigkeit beitragen, die eine Übertragbarkeit von Ergebnissen auf andere Flusssysteme einschränkt. Somit erscheint zwar die Methodik auf andere Auen übertragbar, nicht jedoch die speziellen Resultate der vorliegenden Arbeit.

Übertragbarkeit der Methodik

Die Vorgehensweise bei der Gebietsbearbeitung hat sich als effektiv und zielführend herausgestellt. Sie ist somit anwendbar auf alle Gebiete, bei denen wenige Schlüsselfaktoren neben der menschlichen Nutzung die Ausprägung der Biotoptypen bestimmen:

1. Auswahl einer übergeordneten Ebene der Gebietsbeschreibung
2. Identifikation der Schlüsselfaktoren für die Ausprägung der Elemente
3. Quantifizierung in Bezug auf ihre prägende Wirkung
4. Erstellung eines Prognosemodells anhand der Schlüsselfaktoren
5. Testen des Modells im Raum der Modellentwicklung
6. Modellierung eines veränderten Raums

Dadurch, dass der Test des Modells im Raum der Modellentwicklung stattfindet, ist es von vornherein auf diesen beschränkt. Für eine allgemeinere Herangehensweise müsste an diesem Punkt eine Evaluierung erfolgen. Für das Modell ist wichtig, dass Standortfaktoren für veränderte oder erweiterte Räume in gleicher Weise wie für das Ursprungsgebiet vorliegen müssen. In naturnahen Auen der gemäßigten Zonen, in denen ähnliche Standortfaktoren wirksam sind (vgl. MERRIT & COOPER 2000, WARD et al. 1999), könnten diese übertragen werden. Für naturnähere Auen, die regelmäßigen Überschwemmungen ausgesetzt sind, erscheint die angewandte Methode geeignet. In stark regulierten Auen sind die Haupteinflussfaktoren jedoch andere, so dass eine Übertragbarkeit nicht gegeben ist. ROBERTS und LUDWIG (1991) identifizierten für den Murray-Fluss in Südwestaustralien beispielsweise Faktoren wie Fließgeschwindigkeit und Wellenschlag als entscheidend für die Vegetation. Grundsätzlich kann die Methodik der vorliegenden Arbeit nur bei einer übergeordneten Ebene der Landschaftsbeschreibung zum tragen kommen.

Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die erzielten Ergebnisse beziehen sich auf die konkreten Projektgebiete an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Sie betreffen damit einen relativ kleinen Landschaftsausschnitt. Eine Veränderung der Maßstabsebene erscheint nur in engem Rahmen möglich, da die Aussagen für die Kategorie der Biotoptypen getroffen wurden. Die Übertragbarkeit der Modellergebnisse auf größere, regionale Maßstäbe ist nicht gegeben und stellt eine große, nicht einheitlich zu lösende Herausforderung dar (STEINHARDT & VOLK 2003). Für eine Erweiterung auf eine genauere Maßstabsebene sind in jedem Falle weitere Untersuchungen notwendig.

Mit der Verwendung der Abflussmenge als Synonym für die durchschnittliche Überflutungsdauer, sowie der Bodengesellschaften und Bodenarten sind im vorliegenden Modell indirekte Gradienten als Einstufungsbasis der Biotoptypen verwendet worden. AUSTIN et al. (1984) unterscheiden drei Typen von Gradienten, entlang derer sich Arten ansiedeln, Ressourcen (Wasser, Nährstoffe etc.), direkte und indirekte Gradienten. Während direkte Gradienten solche bezeichnen, die sich unmittelbar auf die Wuchsbedingungen auswirken (pH, Temperatur etc.) gelten indirekte Gradienten als solche, die keinen direkten Bezug zur Pflanzenphysiologie aufweisen (Hangneigung, Höhenlage etc.). Das Problem der Verwendung indirekter Gradienten bei Modellierungen ist, dass diese nur in eng begrenztem geografischen Rahmen einsetzbar sind (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

Im Einzelnen schränken folgende Punkte die Übertragbarkeit der Ergebnisse ein:

- Klimatische Situation in Mitteleuropa, die die Ausprägung von Lebensgemeinschaften mitbedingt. Die Vergleichbarkeit vegetationskundlicher und faunistischer Untersuchungen ist beispielsweise zwischen Elbtal und Rheintal im Detail nicht mehr gegeben.
- Hydrologische Situation der Elbe, die im Frühjahr ihre Hochwasserspitzen aufweist und zum Sommer hin abtrocknet. Das unterscheidet die Dynamik von anderen Flüssen, die z. T. von sommerlicher Schneeschmelze in Gebirgen abhängen.
- Wasserstandsschwankungen im Tal der Mittelelbe, die im Durchschnitt bei über 2 m liegen. Im Zusammenhang mit den verbreiteten sandigen Substraten führt dieser Umstand zu starken Grundwasserstandsschwankungen als Charakteristikum.
- Ausbauzustand der Elbe, die durch den weitgehenden Verzicht auf Staustufen im mittleren Bereich im Gegensatz zu zahlreichen anderen Flüssen eine naturnahe Dynamik aufweist und in vielen Bereichen nur durch Bühnenbau und stellenweise durch Uferbefestigungen beeinflusst wird.
- Soziale und wirtschaftliche Struktur des Gebietes, die in Bezug auf die Nutzungsalternativen im Rückdeichungsfall ein charakteristisches Merkmal darstellt.

Im Rahmen des globalen Klimawandels sind weitere Einschränkungen zu machen, deren Ausmaß nur im Zusammenhang mit der Geschwindigkeit dieser Veränderungen künftig abschätzbar werden wird. Gleiches gilt für die politischen Rahmenbedingungen, die sich auf die Nutzungsmöglichkeiten auswirken können. Insofern sind die Ergebnisse zeitlich gesehen nur in die nähere Zukunft übertragbar, stehen jedoch für fernere Zeiträume in Frage (GUISAN & ZIMMERMANN 2000).

14.4 Ausblick

Während NIELSSON und BERGGREN (2000) auf die Bedeutung des Wissens um die Auswirkungen weiterer Regulationen von Flüssen hinweisen, muss ein Fokus auf die Erforschung möglicher Wiederherstellungen naturnäherer Zustände von Auen gerichtet werden. Dies ergibt sich aus der Notwendigkeit der Erhaltung und Wiederherstellung seltener schutzwürdiger Lebensräume. Da die Rolle der Flüsse und ihrer Auen beispielsweise für die Sicherung von Trinkwasserreserven nicht vollständig geklärt ist, besitzt die Erhaltung naturnaher Auen, aber auch ihre Wiederherstellung oder Verbesserung und die entsprechende Erforschung praktische Aspekte.

An der Elbe liegen unterschiedliche Interessen im Wettstreit, die einerseits ihren Schutz und andererseits die Erhaltung und den Ausbau als Wasserstraße forcieren. Zur Abschätzung von Eingriffsfolgen in diesen sensiblen Naturraum können nicht nur Modelle, sondern auch Expertensysteme oder DSS wichtige Beiträge leisten. Beide dienen dazu, Expertenwissen so zu präsentieren, dass weniger wissenschaftlich eingearbeitete Personen Wissen oder Entscheidungshilfen abrufen können. Eine GIS-Anbindung verbessert die Darstellung der Ergebnisse und kann zu einer besseren Entscheidungsfindung beitragen (z. B. FEDRA 1995, CROSSLAND 1995). Im Zusammenhang mit dem geplanten Elbe-DSS (KOFALK & KÜHLBORN 2002) könnten Modelle wie das der vorliegenden Arbeit eine Rolle bekommen. SWETNAM et al. (1998) weisen darauf hin, dass vor allem in dicht besiedelten Regionen der Druck auf die Landschaftsplanung groß ist und integrierte Ansätze unter Einbeziehung von GIS und Modellen eine wichtige Hilfe sein können. Die Entwicklung von dynamischen Landschaftsmodellen oder integrierten Raummodellen nach WENKEL et al. (1997) zielt in eine ähnliche Richtung. Es soll damit die Möglichkeit geschaffen werden, Nutzungsänderungen oder strukturelle Eingriffe zu simulieren. Im Zusammenhang mit DSS wäre in gewissem Rahmen ein Benutzerzugriff auf die Regeln des Modells, die bisher statisch sind und nur innerhalb des Programms geändert werden können, vorzusehen. Beispielhaft zeigten ein derartiges Vorgehen HEINRICH und AHRENS (1999) anhand von Regeln zur Modellierung der Landnutzung sowie BRAUNER et al. (2000) anhand eines Fuzzy-Control-Systems für ein Modell zu Hangrutschungen in den Alpen.

Mit der vorliegenden Arbeit wurde ein Schritt in Richtung praxisorientierter Auenmodelle getan. Die Fragestellungen, die sich in diesem Zusammenhang ergeben, sind damit nicht erschöpft, sondern es bieten sich zahlreiche Anknüpfungspunkte für weitergehende Untersuchungen, z. B.:

- Die vorhandene Arbeit wurde bisher im Hinblick auf die Biotoptypen und die Pflanzengesellschaften ausgewertet. Denkbar wären Auswertungen im Zusammenhang mit dem Vorkommen einzelner Pflanzenarten, um potenzielle Vorkommen identifizieren zu können. Insbesondere im Zusammenhang mit dem Vorkommen von Stromtalpflanzen (vgl. Kap. 5.1.3, Seite 41), von denen viele zu den gefährdeten Arten der Roten Listen zählen, bieten sich Ansatzpunkte für weitergehende Arbeiten zur Verbreitung, Ansiedlung oder ihren Standortansprüchen.
- Für faunistische Prognosen sind in der Regel die vegetationskundlichen Rahmenbedingungen neben den standortökologischen von großer Bedeutung. Als Erweiterung der vorhandenen Modellierung wäre eine Testung auf Habitateignung für bestimmte Tiergruppen der Fauna denkbar, sofern für diese Aussagen anhand der Biotoptypen machbar sind.
- Andere Erweiterungen liegen im zeitlichen Entwicklungsaspekt bei der Modellierung. In einem ersten Schritt könnten Entwicklungsaspekte von Grünlandgesellschaften einbezogen werden. Hier erfordert die Datenlage jedoch Grundlagenuntersuchungen. Werden Wälder betrachtet, müssen Zeiträume von mehreren Jahrzehnten gehandhabt werden. Hierbei werden die Prognosen mit Schwierigkeiten belastet wie klimatischen Schwankungen oder von der Entwicklung gesellschaftlicher Rahmenbedingungen, die die Nutzbarkeit der Landschaft betreffen.
- Da in der vorliegenden Arbeit keine Methodenvergleiche vorgenommen wurden, kann keine Beurteilung über Vor- und Nachteile unterschiedlicher Methoden in der Bearbeitung von Auenräumen gegeben werden. Weitergehende Ziele wären hier einerseits eine gute Verständlichkeit und Transparenz des Modells, um der Landschaftsplanung ein praxisorientiertes und gestaltbares Werkzeug zu bieten und andererseits eine möglichst hohe Güte der Ergebnisse.
- Bei der Verwirklichung von Deichrückverlegungen wären Untersuchungen zum Monitoring wünschenswert. Gerade bei derartigen Maßnahmen, deren Notwendigkeit sich im Rahmen von Klimawandlungen verschärfen könnte, sollte die Gelegenheit genutzt werden, die Folgen möglichst umfassend zu dokumentieren.

15 Zusammenfassung

Die naturnahen Auen der gemäßigten klimatischen Zonen stellen aufgrund der besonderen hydrologischen und edaphischen Bedingungen vielfältige Lebensräume unter anderem für zahlreiche seltene Pflanzenarten und -gesellschaften dar. Durch die anthropogene Nutzung sind viele Auen in Mitteleuropa verändert worden, wobei insbesondere die Retentionsflächen stark verringert wurden. Bereits vor dem Elbehochwasser von 2002 wurde eine Kombinationen von Hochwasserschutz und naturnäherer Auenentwicklung durch Deichrückverlegungen erwogen. Während Auen seit längerem im Fokus der wissenschaftlichen Bearbeitung stehen, gibt es bisher große Wissensdefizite in der Frage der Auenreaktivierungen. Zum einen sind derartige Projekte bisher kaum verwirklicht und zum anderen ist ein langfristiges Monitoring notwendig, um die Anpassung von Biozönosen an die veränderten Standortbedingungen beobachten zu können.

Um die Folgen derartiger Eingriffe zu analysieren, bieten sich computergestützte Modellierungen der Landschaftsentwicklung an, wie sie in der vorliegenden Arbeit verwirklicht wurden. Ziel der Arbeit war, mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) das Entwicklungspotenzial der Landschaft bei verschiedenen Rückdeichungsvarianten auf der Ebene der Biotoptypen darzustellen. Dabei ging es nicht um die Erstellung eines allgemein gültigen Auenmodells sondern um die Erarbeitung eines Modells für einen konkreten Anwendungsfall. Der erarbeitete Ansatz sollte zudem für die landschaftsplanerische Praxis geeignet sein. Als Beispielgebiete wurden Flächen an der Mittleren Elbe bei Rogätz und Sandau, beide im nördlichen Teil von Sachsen-Anhalt, ausgewählt.

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in zwei Teile. Im ersten Teil werden Erhebungen und Auswertungen als Grundlage der Modellentwicklung dargestellt. Dazu wurden die Biotoptypen der Beispielgebiete flächendeckend erhoben und mit punktuellen Vegetationserhebungen ergänzt. Aus dem Forschungsprojekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) standen standortökologische Daten der Hydrologie und Bodenkunde zur Verfügung. Ziel der Auswertung war, Schlüsselfaktoren für Hydrologie und Bodenbedingungen innerhalb der rezenten Aue zu identifizieren, die zur Ausprägung bestimmter Biotoptypen führen. Folgende Faktoren wurden berücksichtigt:

- die Nutzung, die die Richtung z. B. für eine Grünland- oder Gehölzentwicklung von Flächen vorgibt,
- die Überflutungshydrologie, hier die Abflussmenge der Elbe als Synonym für die durchschnittliche jährliche Überflutungsdauer bzw. Jährlichkeiten,
- die durchschnittliche jährliche Grundwasseramplitude als Synonym für die Entfernung zum Strom, da die Amplitude im Untersuchungsgebiet grundsätzlich sehr groß ist sowie
- die Bodenart als Hinweis auf die Versickerungsleistung der Böden bzw. auf Stau-nässe.

Als Ergebnis konnten in der Reihung eines abnehmenden Überflutungsgradienten mehrere Biotoptypen anhand der Nutzung eingeordnet werden: Auf nassen Standorten werden Biotoptypen wie Röhrichte, Sümpfe und Weichholzauwälder, auf nassen bis feuchten Flutrasen, Röhrichte und der Übergangsbereich der Weichholz- zur Hartholzaue differenziert sowie auf feuchten bis frischen Standorten Feuchtgrünland, feuchte Staudenfluren und Hartholzauwälder. Diese Gruppen von Biotoptypen weisen jeweils ähnliche Standortbedingungen auf. Je geringer der Überflutungseinfluss wird, desto stärker treten Bodenmerkmale in den Vordergrund. Auf trockeneren sandigen Flächen bilden sich daher Sandmagerrasen oder Reitgrasfluren, bzw. Übergänge zum Straußgras-Eichenwald. Im Gegensatz dazu treten bei anderen Bodenarten mittleres Grünland und die trockenere Variante der Hartholzaue auf.

Im zweiten Teil der Arbeit wurde ein Modell für Biotoptypenpotenziale auf den geplanten Rückdeichungsflächen entwickelt. Um das Modell praxisorientiert zu gestalten, wurde eine regelbasierte Modellierung verwendet, deren Entscheidungsregeln auf den Ergebnissen des ersten Teils der Arbeit basieren. Das Modell bearbeitet die Datenbank der verwendeten GIS-Dateien, die auf Daten zum Bestand beruht und um solche der Prognose der Standortökologie (Hydrologie und Boden) im Rückdeichungsfall aus dem BMBF-Projekt erweitert wurde. Weitere Voraussetzung für die Modellierung war die Erarbeitung von Leitbildern, in denen unterschiedliche Nutzungsszenarios für die Landschaft nach Deichrückverlegung hypothetisch festgelegt wurden. Insbesondere die Nutzungsintensität wurde variiert, von einer Variante intensiver land- und forstwirtschaftlicher Nutzung über sogenannte integrierte Entwicklungsziele aus dem BMBF-Projekt bis hin zu einer Variante der Naturschutznutzung. Zusätzlich wurde eine zukünftige Potentielle Natürliche Vegetation modelliert. Ackerbau wurde in der Intensivnutzungsvariante für diejenigen Flächen zugelassen, die alle 10 Jahre oder weniger überflutet werden.

Eine Überprüfung des Modells fand für den Raum der rezenten Aue in der intensiven Nutzungsvariante statt, die der gegenwärtigen Nutzung am nächsten kommt. Werden Informationen des Bestandsbiototyps als Korrekturgröße in das Modell einbezogen, konnte für viele Biotoptypen eine Trefferquote von über 90 % erreicht werden. Bei flächenmäßig weniger bedeutenden Biotoptypen lag dieser Wert aufgrund der schmalen Datenbasis zwischen 20 und 40 %.

Als Ergebnis liegt für unterschiedliche Deichvarianten und Leitbilder in den Beispielgebieten die Landschaftsentwicklung als Biotoppotenzial vor. Im Teilgebiet Sandau ist auch in der Intensivnutzungsvariante kaum mehr Ackerbau möglich, sein Anteil wird mit etwa 2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche prognostiziert, wohingegen in dieser Nutzungsvariante im Teilgebiet Rogätz etwa 15 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der maximalen Rückdeichungsvariante ackerbaulich erhalten werden könnten. Die größten Flächenanteile in den Intensivnutzungsvarianten und denjenigen der Integrierten Entwicklungsziele werden für die maximalen Rückdeichungsvarianten von intensiv nutzbarem Grünland eingenommen, während in den Naturschutznutzungsvarianten das Grünland mittlerer Standorte für den überwiegenden Flächenanteil prognostiziert wird. Er liegt bei etwa 60 % in Sandau und 85 % in Rogätz jeweils für die maximalen Deichvarianten. Die erarbeiteten Ergebnisse wurden mit Hilfe des GIS als Karten für alle Nutzungs- und Deichvarianten dargestellt. Aus den Bilanzen der Veränderungen der Anteile landwirtschaftlicher Nutzfläche lassen sich Grundlagen für eine weitergehende Auswertung sozioökonomischer Aspekte ableiten.

Als eine vereinfachte Regionalisierung der punktuellen Vegetationsdaten wurde im Modell geprüft, inwieweit die modellierten Biotopflächen der Charakteristik der pflanzensoziologischen Aufnahmen aus der rezenten Aue entsprechen. In dem Falle wurde die Pflanzengesellschaft der jeweiligen ökologisch im Rahmen der Untersuchung einheitlichen Flächeneinheit zugeordnet. Anteilig lässt sich damit die Biotopprognosefläche pflanzensoziologisch konkretisieren. Je nach Biototyp und Pflanzengesellschaft werden Werte zwischen etwa 1 und 24 % erreicht. Der höchste Wert wird für Sandmagerrasen im Teilgebiet Sandau in der kleinen Deichvariante bei den Integrierten Entwicklungszielen erreicht. Mit einem hohen Anteil von etwa 18 % werden die Flutrasen im Raum Rogätz in allen Nutzungs- und Deichvarianten vegetationskundlich beschrieben.

Die vorliegende Arbeit gehört zu den bisher wenigen Arbeiten, die sich mit den Folgen von Auenreaktivierung auf die Entwicklung der Landschaft auseinandersetzen. Sie zeigt eine Möglichkeit auf, Prognosemodelle für Biotoptypen und Vegetation anhand begrenzter Felduntersuchungen zu entwerfen. Derartige Modelle können zum Verständnis von Eingriffen in den Naturhaushalt, wie sie die Deichrückverlegungen darstellen, beitragen und eine Folgenabschätzung unterstützen.

16 Summary

Natural floodplains in the temperate climatic regions of the world present a high diversity of hydrological and soil-conditions. This leads to a high biodiversity, including seldom and endangered plant species and communities. Most of the floodplains in Central Europe are highly altered by man. In particular, recent inundation areas have been dramatically reduced. Before the Elbe-flood-disaster of the year 2002 there had already been considerations about combining flood-protection and restoration of floodplains. While research has focused on floodplains for a considerable time, knowledge on the reactivation of floodplains is still significantly lacking. Until now, only a few projects have been realized, and there has not been enough long-term monitoring of the adaption of habitats to changing conditions.

Computerized models of landscape development, as utilized in the presented work, can help to address these questions. The aim of the study was to show the potential development of the landscape on the scale of biotopes under different scenarios of floodplain expansion by application of a geographic information system (GIS). It was not intended to create a general floodplain-model. The model aimed at a specific applied case and should also be applicable for questions of landscape planning. Two areas near the villages of Sandau and Rogätz at the Middle Elbe River in the north of the German federal state of Saxony-Anhalt were selected.

The presented work is divided into two parts. The first describes the sampling and evaluation of data as a basis for modeling. For this, the biotopes were mapped in total in the two study areas. Additionally, vegetation data were collected from selected sites mainly in the grassland and forest-biotopes. Hydrological and soil condition data were available through the project „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ of the German Ministry of Education and Science (BMBF). This part of the study aimed to identify the ecological key factors in the recent floodplain that lead to the development of the different biotopes. The following factors were taken into consideration:

- land-use as a general impact-factor which leads the direction of development towards grassland or woody vegetation,
- flooding, in this case the river discharge in cubic meter per second as a measure of the average annual duration of flooding,
- average annual groundwater fluctuation, which is generally very high in the study area and represents the distance to the river, and
- the grain-size of the soil as an indicator for water permeability.

As a result the different biotopes of the investigation could be placed in a series of declining flood duration, separated by land use. On wet sites, reeds or riverside willow forests were found, whereas slightly dryer areas are home to flood-swards, reeds or the transition zone from riverside willow forest to riverside oak forest. In places of medium flooding-hydrology wet grassland or typical riverside oak forests can occur. With the decline of the influence of flooding soil-factors become more dominant. On dryer places on sandy soils nutrient-poor sandy grassland, *Calamagrostis epigeios*-vegetation or nutrient-poor oak-birch forest develops. On other soils *Arrhenatherum*-grassland or a dryer variant of the riverside oak forest occurs.

In the second part of the presented work a model for the potential biotopes on the expanded floodplain after setting back the dikes was developed. It was build as a rule-based model with readable rules to make it available for landscape-planning. The decision-rules were based on the results of the first part of the presented work and on literature data. The model alters the GIS database and adds a potential biotope. First this database must be expanded to integrate the hydrological and soil data of the BMBF-project for the expanded floodplain. Different hypothetical land use scenarios were assumed and applied to the model. The three different variants of land use adapted from the BMBF-project were intensive land use, land use under conditions of nature-conservation an integration of both extremes. In the case of intensive land –use arable

fields were modeled in areas which are flooded on average only every ten years or less. As a fourth scenario the potential natural vegetation was modeled.

An evaluation of the model was made for the recent floodplain under intensive land use conditions, which are close to the current land use. By correcting the models results with information of the current biotope composition, many biotopes could be predicted correctly with 90 % accuracy. For biotopes which are rare in the study area the prediction rate lay between 20 and 40 %.

The result of the second part of the presented work was the modeling of the potential biotopes for the different land use scenarios and the different variants of setting back the dikes. In the area of Sandau arable fields will comprise only 2 % of the farming area, whereas in Rogätz this value is 15 % of the whole farming area under the farthest setting back of the dikes. In the intensive and integrated land use scenarios under the maximum setting back of the dikes, the main parts of the farming area will be intensively used grasslands. For the same dike scenario under land use conditions of nature conservation grassland of middle hydrological character constitutes the main part of the whole farming area. This is 60 % of the Sandau area and 85 % in the study area of Rogätz. Using GIS the results have been plotted as maps for all scenarios of land use and setting back of the dikes. The results can help to make further investigations about the change in agricultural land use and especially socio-economical questions.

Integrated in the model was a module of a simplified regionalization of the vegetation data. It was tested whether the characteristics of the processed unit of the GIS-database fit the results of the vegetation sampling of the first part of the study. Where this was the case, the whole unit was characterized as a phytosociologic vegetation-unit. Thus, for part of the modeling area the biotope-potentials could be expanded with information on the actual vegetation. Depending on the biotope and vegetation-unit, between 1 and 24 % of the different biotopes could be modeled as vegetation. The highest percentage of modeled vegetation was reached in the study-area of Sandau for the sandy grassland under the scenarios of the smallest setting back of the dikes and integrated land use. In the study area of Rogätz the flood-swards could be described as a vegetation-unit with a share of 18 % in all scenarios of land use and setting back of the dikes.

The present work is one of the few studies so far dealing with the consequences for the landscape of reactivating floodplains which are separated from rivers by dikes. It shows the possibility to use models to predict changes in biotopes and vegetation based on limited field data. Such models can help to understand the altering of nature caused by such impacts and to estimate the possible consequences.

17 Literatur und Kartenwerke

17.1 Kartenwerke:

BERENDT, G., KLOCKMANN, F. (1888): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte von Preußen und den Thüringischen Staaten.- Blatt Sandau.- Berlin: 9

GEOLOGISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT (1993): Geologische Übersichtskarte von Sachsen-Anhalt, Maßstab 1:400000

KÖNIGL. PREUB. GENERALSTAB (1880, 1865): Geologische Karte.- Sandau Nr. 3238-I, Havelberg Nr. 3138-I, Maßstab 1:25000

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1994): Fachkarten der für den Naturschutz besonders wertvollen Bereiche im Land Sachsen Anhalt (L3736 Burg). - Topographische Karte 1:50.000. - Halle.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1998a): Fachkarten der für den Naturschutz besonders wertvollen Bereiche im Land Sachsen Anhalt (L3338 Arneburg). - Topographische Karte 1:50.000. - Halle.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1998b): Fachkarten der für den Naturschutz besonders wertvollen Bereiche im Land Sachsen Anhalt (L3138 Havelberg). - Topographische Karte 1:50.000. - Halle.

PREUBISCHE GEOLOGISCHE LANDESANSTALT (1923): Geologische Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten.- Rogätz Nr. 3636, Niegripp Nr. 3736, Maßstab 1: 25000

17.2 Literatur

(A): Ausschließlich im Anhang verwendet.

ALTERMANN, M., O. ROSCHE, H. WIECHMANN & V. EISENMANN (2001): Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau. Endbericht, Textband mit 4 Anlagenbänden. – unveröff. Manuskript.

AMARELL, U. & S. KLOTZ (2001): Nutzung von Flora und Vegetation zur Bioindikation von Auen. - UFZ-Bericht 8/2001. – Leipzig: 84-88.

APAN, A.A., S.R. RAINE & M.S.PATERSON (2002): Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. – Landscape and Urban Planning 59: 43-57.

ASCHERSON, P. (1864): Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg. - Berlin, 1034 S.

ASSHOFF, M. (1996): Expertensysteme in der biozönotischen Modellierung – Ein Beratungssystem zum Feuchtwiesenmanagement. – in: EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V. 4: 255-280.

AUHAGEN, A. (1985): Arten- und Biotopschutzplanung für einen Ausschnitt des Spandauer Forstes in Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 32. – Berlin, 263 S.

AUSTIN, M.P., A.O. NICHOLLS, M.D. DOHERTY & J.A. MEYERS (1994): Determining species response functions to an environmental gradient by means of a beta-function. – Journal of Vegetation Science 5: 215-228.

AUSTIN, M.P., R.B. CUNNINGHAM & P.M. FLEMING (1984): New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. – Vegetatio 55: 11-27.

AUSTIN, M.P. & T.M. SMITH (1989): A new model for the continuum concept. – Vegetatio 83: 35-47.

BALZTER, H., P.W. BRAUN & W. KÖHLER (1998): Cellular automata models for vegetation dynamics. – Ecological Modelling 107: 113-125.

- BARTELME, N. (1995):** Geoinformatik. – Berlin, Heidelberg, 414 S.
- BARUTH, B. (1998):** Satellitendaten für den Natur- und Artenschutz. Beispiel Mecklenburger Seenplatte. - Geographische Rundschau 50(2): 84-88.
- BAUFELD, R. (2000):** Überprüfung der CIR-Luftbildinterpretation des Forschungsgebietes zur Altauenreaktivierung an der Mittel-Elbe in Sachsen-Anhalt. - Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe - eine Fördermaßnahme des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) BfG-Mitteilung 6, Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Berlin, 240-241.
- BAUFELD, R. (2002):** Vegetationskundliche Untersuchungen an der Mittleren Elbe als Grundlage der Modellierung der potentiellen natürlichen Vegetation und der Biotopentwicklung nach möglichen Rückdeichungen. – in BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Veranstaltungen 4/2002. – Koblenz: 121-127.
- BAUFELD, R., P. GROPPENGIEBER & J. PFAU (2001):** BMBF-Projekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt,“ (FKZ: 0339576). Teilprojekt 2: Bodenkunde und Ökologie, Teilbereich (Arbeitsgruppe): „Ökologische Auswirkungen/Terrestrische Ökologie“ Teil 5: Prognose. – URL: http://elise.bafg.de/servlet/is/3939/TP_2-2_Terrestrische_Oekologie_TP5_Prognose.pdf.
- BAUMGÄRTEL, R. & A. ZEHRM (1999):** Zur Bedeutung von Fließgewässer-Dynamik für naturnahe Rheinufer unter besonderer Betrachtung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) und Sandrasen. - Natur & Landschaft 12. - Stuttgart: 530-535.
- BELDE, M. & O. RICHTER (1997):** Zellulärer Automat zur Simulation der Sukzession auf Niedermoorstandorten bei unterschiedlichen Managementmaßnahmen. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27. - Stuttgart: 189-197.
- BLAB, J. (1993):** Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Ein Leitfaden zum praktischen Schutz der Lebensräume unserer Tiere. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. - 4. Aufl. Bonn-Bad Godesberg, 479 S.
- BLANCH, S.J., G.G. GANF & K.F. WALKER (1999):** Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime. – Regulated Rivers: Research and Management 15: 43-62.
- BLASCHKE, T. (1997):** Weg vom reagierenden Naturschutz? Beispiele der Modellierung von Lebensräumen mit GIS als Grundlage der Bewertung und Planung. – in KRATZ, R. & F. SUHLING (Hrsg.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis. – Westarp-Wissenschaften. Magdeburg: 31-49.
- BOGNER, D., G. EGGER & H. THALER (1996):** Modell zur Simulation von Vegetationstypen auf einem Auwaldstandort mit IDRISI. – in LORUP, E. & J. STROBL: IDRISI GIS 96 – Salzburger Geographische Materialien 25. – Salzburg.
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998):** Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. - Wiesbaden, 404.
- BONHAM-CARTER, G.F. (1996):** Geographic Information Systems for Geoscientists. Modeling with GIS. – Ontario, 398 S.
- BORNKAMM, R. & B. KÖHLER (1969):** Beiträge zur Ökologie des Aphano-Matricarietum R. Tx. 37. - Vegetation Acta Geobotanica Vol. XVII. - Den Haag: 384-392. (A)
- BRANDES, D. (2000):** Flora und Vegetation der Deiche an der Mittleren Elbe zwischen Magdeburg und Darchau. - Braunschweiger Naturkundliche Schriften 6(1). - Braunschweig: 199-217.
- BRANDES, D. & C. SANDER (1995):** Neophytenflora der Elbufer. - Tuexenia 15. - Göttingen: 447-472. (A)
- BRAUN-BLANQUET, J (1964):** Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - 3. Aufl., Berlin, Wien, New York. 865 S.
- BRAUNER, M., E. GANAHL & J. HÜBL (2000):** Ein GIS-basiertes Expertensystem zur Risikobewertung von Hanggleitungen in Wildbacheinzugsgebieten. – Proceedings AGIT 2000. – Salzburg.
- BRECHER (1897):** Über das Verhalten einiger Holzarten im Überschwemmungsgebiet der Elbe. - Z. f. Forst- und Jagdwesen 29/5: 287-291.
- BRECKLING, B. & E.W. REICHE (1996):** Modellierungstechniken in der Ökosystemforschung – eine Übersicht. – ÖkoSys Bd. 4: 17-26.

- BREUER, M. (1996):** Analyse der Dynamik von Artzusammensetzungen und Dominanz einer Buchenwaldvegetation mit einem Fuzzy-Clustering-Computerprogramm. – *ÖkoSys* Bd. 4: 121-128.
- BRIEMLE, G. & H. ELLENBERG (1994):** Zur Mahdverträglichkeit von Grünlandpflanzen, Möglichkeiten der praktischen Anwendung von Zeigerwerten. – *Natur und Landschaft* 69 (4). – Köln: 139-147.
- BROOKES, C.J., J.M. HOOKE & J. MANT (2000):** Modelling vegetation interactions with channel flow in river valleys of the Mediterranean region. – *Catena* 40(1): 93-118.
- BRUELHEIDE, H. & M. CHYTRY (1995):** Towards unification of national vegetation classifications: A comparison of two methods for analysis of large data sets. – *Journal of Vegetation Science* 11: 295-306.
- BRUELHEIDE, H. & U. JANDT (1997):** Demarcation of communities in large databases. – *Phytocoenologia* 27(2): - Berlin, Stuttgart: 141-159 S.
- BRZEZIECKI, B., F. KIENAST & O. Wildi (1995):** Modeling Potential Impacts of Climate-Change on the Spatial-Distribution of Zonal Forest Communities in Switzerland. – *Journal of Vegetation Science* 6(2): 257-268.
- BUGMANN, H., A. FISCHLIN & F. KIENAST (1996):** Model convergence and state variable update in forest gap models. – *Ecological Modelling* 89: 197-208.
- BUIJSE, A.D., H. COOPS, M. STARAS, L.H. JANS, G.J. VAN GEEST, R.E. GRIFT, B.W. IBELINGS, W. OOSTERBERG & F.C.J.M. ROOZEN (2002):** Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. – *Freshwater Biology* 47: 889-907.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1995):** Systematik der Biotoptypen- und Nutzungskartierung (Kartieranleitung). – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 45. – Bonn-Bad Godesberg, 153 S.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2003):** Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM. – *Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde* 25. – Koblenz, 212 S.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2000):** Decision Support Systems (DSS) for river basin management. International Workshop on 6 April 2000 in Koblenz – Tagungsband. – Koblenz, 195 S.
- BUREK, P. (1999):** Entwicklung eines analytischen Modells der Aquifer-Fließgewässer-Interaktion. – aus: „Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue“, Wittenberge 04.-07.05.1999. – Karlsruhe: 82-85.
- BURKART, M (1998):** Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht. – *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen* Bd. 7. – Wiehl, 157.
- BURKART, M. (2001):** River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. – *Global Ecology & Biogeography* 10: 449-468.
- CARPENTER, S., W. BROCK & P. HANSON (1999):** Ecological and Social Dynamics in Simple Models of Ecosystem Management. – *Conservation Ecology* 3(2): 4. – URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art4>
- CASPARY, H.J. (2000):** Increased risk of river flooding in southwest Germany caused by changes of the atmospheric circulation across Europe. – in BRONSTERT, A., C. BISMUTH & L. MENZEL (HRSG.): European conference on advances in flood research. Proceedings. – PIK-Report 65: 288-299.
- CAWSEY, E.M., M.P. AUSTIN & B.L. BAKER (2002):** Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. – *Biodiversity and Conservation* 11(12): 2239-2274.
- CHYTRY, M. (1998):** Potential Replacement Vegetation: an Approach to Vegetation Mapping of Cultural Landscapes. – *Applied Vegetation Science* 1: 177-188.
- COLLINS, S.L. (1992):** Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. – *Ecology* 73(6): 2001-2006.
- CONSTANZA, R. & T. MAXWELL (1994):** Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. – *Landscape Ecology* 9: 47-57.
- CONNELL, J.H. (1978):** Diversity in tropical rainforests and coral reefs. – *Science* 199: 1302-1310.

- CRAWFORD, R.M.M. (1996):** Whole plant adaptations to fluctuating water tables. – *Folia Geobotanica Phytotaxonomica* 31: 7-24.
- CROSSLAND, M.D., B.E.WYNNE & W.C. PERKINS (1995):** Spatial Decision Support Systems: An overview of technology and a test of efficacy. – *Decision Support Systems* 14(3): 219-235.
- DAVIS, M.M., S.W. SPRECHER, J.S. WAKELEY & G.R. BEST (1996):** Environmental gradients and identification of wetlands in north central Florida. – *Wetlands Ecology and Management* 16(4): 512-523.
- DECOCQ, G. (2002):** Patterns of plant species and community diversity at different organization levels in a forested riparian landscape. – *Journal of Vegetation Science* 13(1): 91-106.
- DEHNHARDT, A. & U. PETSCHOW (2001):** Abschlussbericht zum BMBF-Projekt (FKZ 0339576) Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Teilprojekt 3: Sozioökonomie. – Abschlussbericht für das Landesamt für Umwelt Sachsen-Anhalt. – Halle/ Saale, 97 S.
- DEILLER, A.-F., J.-M.N. WALTER & M. TRÉMOLIÈRES (2001):** Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. – *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 393-405.
- DENGLER, J. (1994):** Flora und Vegetation von Trockenrasen und verwandten Gesellschaften im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. – *Gleditschia* 22. – Berlin: 179-321. (A)
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (1994):** Die Auswirkungen des Projektes 17 Deutsche Einheit und des Bundesverkehrswegeplans auf die Flüsse Elbe, Saale, Havel und die Notwendigkeit einer Gesamt-Umweltverträglichkeitsprüfung. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege 64: 5-26.
- DIERSCHKE, H. (1984):** Auswirkungen des Frühjahrshochwassers 1981 auf die Ufervegetation im südwestlichen Harzvorland mit besonderer Berücksichtigung kurzlebiger Pioniergesellschaften. – *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 2(1). – Braunschweig: 19-39.
- DIERSCHKE, H. (1986):** Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. III. Syntaxonomische Gliederung der Eichen-Hainbuchenwälder, zugleich eine Übersicht der Carpinion-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands. – *Tuexenia* 6. – Göttingen: 299-323. (A)
- DIERSCHKE, H. (1994):** Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. – Stuttgart, 683 S.
- DIERSCHKE, H. (1997):** Molinio-Arrhenatheretea (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretalia, Wiesen und Weiden frischer Standorte. – Synopsis der Pflanzengesellschaften 3. – Göttingen, 74 S.
- DIERSCHKE, H., U. DÖRING & G. HÜNERS (1987):** Der Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald (*Pruno-Fraxinetum* Oberd. 1953) im nordöstlichen Niedersachsen. – *Tuexenia* 7. – Göttingen: 367-379. (A)
- DIERSSEN, K. (1990):** Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). – Darmstadt, 241 S.
- DISTER, E. (1980):** Bemerkungen zur Ökologie und soziologischen Stellung der Auenwälder am nördlichen Oberrhein (Hessische Rheinaue). – *Colloques phytosociologiques IX. Les forêts alluviales.* – Straßburg: 343-363.
- DISTER, E. (1983):** Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen an lehmigen Standorten. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 10. – Göttingen: 325-366.
- DISTER, E. (1991):** Situation der Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland. – *Laufener Seminarbeiträge* 4: 8-16.
- DISTER, E. (1998):** Die Bedeutung natürlicher Flußdynamik am Beispiel von Loire und Allier. – *Schriftenreihe für Landschaftplanung und Naturschutz* 56. – Bonn-Bad Godesberg: 67-78.
- DONATH, T.W., N. HÖLZEL & A. OTTE (2003):** The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Applied Vegetation Science* 6(1): 13-22.
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1991):** Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland. Gliederung – Ökologie – Schutz. – *Scripta Geobotanica* XIX. – Göttingen, 122 S. (A)
- DRACHENFELS, O. v. (1994):** Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und 28b NNatG geschützten Biotope. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4.* – Hannover, 192 S.

- DULLINGER, S., T. DIRNBÖCK, M. GOTTFRIED, C. GINZLER & G. GRABHERR (2001):** Kombination von statistischer Habitatanalyse und Luftbildauswertung zur Kartierung alpiner Rasengesellschaften. – Proceedings AGIT 2001. – Salzburg 114-123.
- DUNNING, J.B., D.J. STEWART, B.J. DANIELSON et al. (1995):** Spatially explicit population models – current form and future uses. – *Ecological Applications* 5: 3-11.
- DVWK (1986):** Flußdeiche: DK 627.514.2 Flußdeiche; DK 627.515 Hochwasserschutz. - DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 210. - Hamburg, 42 S.
- DYNESIUS, M. & C. NIELSSON (1994):** Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. – *Science* 266: 753-762.
- EISENMANN, V. (2002):** Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotential von Rückdeichungsgebieten an der Mittleren Elbe. – *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 51. – Hamburg, 140 S.
- ELLENBERG, H. (1996):** Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5. Aufl., Stuttgart, 1095 S.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIBEN (1991):** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* XVIII. - Göttingen, 248 S.
- ELLMANN, H. (1995):** Die kulturhistorische Entwicklung und Nutzung des Gebietes aus wasserwirtschaftlicher Sicht. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 32. Jhg. Sonderheft: 5-9.
- FAVIER, C., J. CHAVE, A. FABING, D. SCHWARTZ & M.A. DUBOIS (2004):** Modelling forest-savanna mosaic dynamics in man-influenced environments: effects of fire, climate and soil heterogeneity. – *Ecological Modelling* 171: 85-102.
- FEDRA, K. (1995):** Decision Support for Natural Resources Management – Models, GIS and Expert-Systems. – *AI Applications* 9(3): 3-19.
- FEDRA, K. & L. WINKELBAUER (2002):** A hybrid expert system, GIS and simulation modeling for environmental and technological risk management. – *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering* 17(2): 131-146.
- FEES, S. (1999):** Auwälder in Hessen, Dokumentation über Auwälder und andere ausgewählte Feuchtgesellschaften. – *Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz*. – Rodenbach, 80 S.
- FIELDINGS, A.H. & J.F. BELL (1997):** A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. – *Environmental Conservation* 24(1): 38-49
- FISCHER, P. (2001):** Trockenrasen der Deiche im Biosphärenreservat „Flußlandschaft Elbe“ – Lebensbedingungen, Gefährdungen und Schutzmöglichkeiten. – *Kieler Notiz. Pflanzenkd. Schleswig-Holstein* Hamb. 29. – Kiel: 79-84.
- FISCHER, W. (1996):** Die Stromtalpflanzen Brandenburgs. - *Untere Havel-Naturkundliche Berichte* 5. - Havelberg: 4-13.
- FISCHER, W. (1994):** Zwei seltene Stromtalarten - Schwarze Binse und Streifen-Klee - bei Havelberg nachgewiesen. - *Untere Havel-Naturkundliche Berichte* 3. - Havelberg: 51-52.
- FISCHER, H.S. (1990):** Simulating the distribution of plant communities in an alpine landscape. – *Coenoses* 5(1): 37-43.
- FITZGERALD, R.W. & B.G. LEES (1992):** The application of neural networks to the floristic classification of remote sensing and GIS-data in complex terrain. – *Proceedings of the XVII Congress ISPRS*. Bethesda, MD: American Society of Photogrammetry and Remote Sensing: 570-573
- FLORINSKY, I.V. & G.A. KURYAKOVA (2000):** Determination of Grid Size for Digital Terrain Modelling in Landscape Investigations - exemplified by Soil Moisture Distribution at a Micro Scale. – *International Journal of Geographical Information Science* 14(8): 815-832.
- FRAHM, J.-P. & W. FREY (1992):** Moosflora. 3. Aufl. - Stuttgart, 528 S.
- FRANK, D., H. HERDAM, H. JAGE, S. KLOTZ, F. RATTEY, U. WEGENER, E. WEINERT & W. WESTHUS (1992):** Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Sachsen-Anhalt. - aus: Rote Liste Sachsen-Anhalt. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. Heft 1: 44 - 63.

- FRANKE, C. & J. RINKLEBE (2001):** Kleinräumige Heterogenität der Bodenazidität in Auenböden. –UFZ-Bericht 8/2001. – Leipzig: 142-143.
- FRANKLIN, J. (2002):** Enhancing a regional vegetation map with predictive models of dominant plant species in Chapparal. – Applied Vegetation Science 5(1): 135-146.
- FRANKLIN, J. (1995):** Predictive Vegetation Mapping: Geographic Modelling of Biospatial Patterns in Relation to Environmental Gradients. – Progress in Physical Geography 19(4): 474-499.
- FULCHER, C., T PRATO, S. VANCE, Y ZHOU & C. BARNETT (1995):** Flood Impact Decision Support System for St. Charles Missouri, USA. – URL: <http://gis.esri.com/librari/userconf/proc95/to150/pl118.html>
- GEBHARDT, A. (2003):** PVM kriging with R. – in: HORNIK, K., F. LEISCH & A. ZEILEIS (Hrsg.): Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003). – URL: <http://www.ci.tuwien.ac.at/conference/DSC-2003/proceedings/gebhardt.pdf>.
- GILLISAN, A.N.& K.R.W. BREWER (1985):** The use of gradient directed transects or gradsects in natural resources surveys. – Journal of Environmental Management 20: 103-127.
- GOCHT, M. (1999):** Hydraulisches Modell der Elbe-Erosionsstrecke Mockritz-Döbern Elbe-km 160,200 bis 164,000 – Hrsg: Universität Karlsruhe, Bundesanstalt für Wasserbau, Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg: Tagungsband Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluss und Aue 4. bis 7. Mai 1999 – Wittenberge: 134-135
- GORZELAK, A. (2000):** Auswirkungen von Überschwemmungen auf die Flora - am Beispiel des Oderhochwassers 1997. - Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökologie 34: 8-11.
- GREEN, D.R. & S. HARTLEY (2000):** Integrating Photointerpretation and GIS for Vegetation Mapping: Some Issues of Error. – In: ALEXANDER, R. & A.C. MILLINGTON (HRSG.): Vegetation Mapping. From Patch to Planet. – Chichester: 103-134.
- GRÖNGRÖFT, A., R. SCHWARTZ & G. MIEHLICH (1999):** Klassifikation der Auenböden der Mittelelbe und deren ökologische Relevanz. – Workshop Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, Magdeburg. – UFZ-Bericht 1/1999. Leipzig: 113-117.
- GRUBER, B. & S. KOFALK (2001):** The Elbe - Contribution of the IKSE and of several research programmes to the protection of an unique riverscape. - Bulletin Permanent International Association of Navigation Congresses (P.I.A.N.C.) 106. - 35-47
- GUIBAN, A. & N.E. ZIMMERMANN (2000):** Predictive Habitat Distribution Models in Ecology. – Ecological Modelling 135: 147-186.
- GUIBAN, A & F.E. HARRELL (2000):** Ordinal response regression models in ecology. – Journal of Vegetation Science 11(5): 617-626.
- GUIBAN, A., S.B. WEISS & A.D. WEISS (1999):** GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. – Plant Ecology 143: 107-122
- GUTTE, P. & W. HILBIG (1975):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. XI. Die Ruderalvegetation. - Hercynia N. F. 12. - Leipzig: 1-39. (A)
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (Hrsg. 1989):** Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. - 2. Auflage. Stuttgart, 768 S.
- HAFERKORN, J. (2001):** Schlussbericht. Vorhabensbezeichnung: Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. – Halle.
- HAHN, B. & G. ENGELEN (2000):** Concept off DSS systems. – in: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2000): Decision Support Systems (DSS) for river basin management. International workshop on 6 April 2000 in Koblenz – Tagungsband. – Koblenz: 9-44.
- HAKE, G. & D. GRÜNREICH (1994):** Kartographie. – 7. Aufl. – Berlin, New-York, 599 S.
- HAPE, M. & J. PURPS (1999):** Digitale Geländemodelle als Grundlage für orientierende, hydraulische Aussagen in der angewandten landschaftsökologischen Forschung – Möglichkeiten, aufgezeigt anhand des Rückdeichungsvorhabens Lenzen/Elbe. – Auenreport – Sonderband 1 / 5. Jahrgang 1999.– Rühstätt: 17-26

- HÄRDTLE, W., H. BRACHT & C. HOBOHM (1996a):** Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (Quercu-Ulmetum Issl. 24) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg. - Tuexenia 16. - Göttingen: 25-38.
- HÄRDTLE, W., U. MENZEL & J. SCHRAUTZER (1996b):** Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) auf Podsol-Böden des Nordwestdeutschen Tieflandes. - Verh. d. Ges. f. Ökologie 26. - Stuttgart: 161-172.
- HÄRDTLE, W., T. HEINKEN, J. PALLAS & W. WEISS (1997):** Quercu-Fagetea (H 5). Sommergrüne Laubwälder. Teil 1: Quercion roboris, Bodensaure Eichenmischwälder. - Synopsis der Pflanzengesellschaften 2. - Göttingen, 51 S. (A)
- HEINKEN, A. (2001):** Vegetationsentwicklung von Auengrünland nach Wiederüberflutung. – Dissertation an der Humboldt Universität Berlin, 193 S.
- HEINKEN, T. (1990):** Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller-Flachland (Ost-Niedersachsen). - Tuexenia 10. - Göttingen: 223-257. (A)
- HEINRICH, U. & B. AHRENS (1999):** Ein regelbasiertes System zur Erstellung von Landnutzungsszenarien mit einem Geographischen Informationssystem. – Proceedings AGIT 1999. – Salzburg.
- HELLWIG, M. (2000):** Auenregeneration an der Elbe - Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften an der Unteren Mittelbe bei Lenzen. - Dissertation Universität Hannover, 148 S.
- HENRICHFREISE, A. (2003a):** Dienen Polder dem naturverträglichen Hochwasserschutz? – Natur und Landschaft 4(78). – Stuttgart:150-153.
- HENRICHFREISE, A. (2003b):** Wie zeitgemäß sind Mittelwerte für Planungen an Flüssen und in Auen? – Natur und Landschaft 4(78). – Stuttgart:160-162.
- HENRICHFREISE, A. (2000):** Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flussauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. – Angewandte Landschaftsökologie 37. – Bonn: 13-21
- HENRICHFREISE, A. (1996):** Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelbe in Gefahr. - Natur und Landschaft 71 (6). - Stuttgart: 246-248.
- HETRICH, A. & S. ROSENZWEIG (2003)** Multivariate statistics as a tool for model-based prediction of floodplain vegetation and fauna. – Ecological Modelling 169: 73-87.
- HETRICH, A. & S. ROSENZWEIG (2002)** Einsatz multivariater statistischer Modelle zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Biotik und Abiotik sowie Prognose des ökologischen Zustandes von Flussauen. – Hydrologie und Wasserwirtschaft 46(4): 156-167.
- HILBIG, W. (1971a):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. I. Die Wasserpflanzengesellschaften. - Hercynia N. F. 8. - Leipzig: 4-88. (A)
- HILBIG, W. (1971b):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. II. Die Röhrichtgesellschaften. - Hercynia N. F. 8. - Leipzig: 256-285. (A)
- HILBIG, W. (1973):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. VII. Die Unkrautvegetation der Äcker, Gärten und Weinberge. - Hercynia N. F. 10. - Leipzig: 394-428.
- HILBIG, W. (1975):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. XII. Die Großseggenrieder. - Hercynia N. F. 12. - Leipzig: 341-356. (A)
- HILBIG, W., W. HEINRICH & E. NIEMANN (1972):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. IV. Die nitrophilen Saumgesellschaften. - Hercynia N. F. 9. - Leipzig: 229-270. (A)
- HILBIG, W. & H. JAGE (1972):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. V. Die annuellen Uferfluren (*Bidentetea tripartitae*). - Hercynia N. F. 9. - Leipzig: 392-408. (A)
- HOFFMANN, J. (1995):** Einfluß von Klimaänderungen auf die Vegetation in Kulturlandschaften. – Angewandte Landschaftsökologie 4. – Bonn-Bad Godesberg: 191-211.
- HÖLZEL, N. & A. OTTE (2003):** Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – Applied Vegetation Science 6(2): 131-140.

- HORLITZ, T. (1998):** Naturschutzszenarien und Leitbilder. Eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. - Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (10). - Stuttgart: 327-330.
- HÖRSCH, B. (2003):** Modelling the spatial distribution of montane and subalpine forests in the central Alps using digital elevation models. - Ecological Modelling 168: 267-282.
- HÖRSCH, B. (2001):** Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief in alpinen Einzugsgebieten des Wallis (Schweiz). Ein multiskaliger GIS- und Fernerkundungsansatz. - Diss. Universität Bonn, 238S.
- HORSSEN, P.W. van, P.P. SCHOT & A. BARENDREGT (1999):** A GIS-based plant prediction model for wetland ecosystems. - Landscape Ecology 14: 253-265.
- HORST, K., H.-D. KRAUSCH & W.R. MÜLLER-STOLL (1966):** Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Elb-Havel-Winkel. - Limnologica 4(1). - Berlin: 101-163.
- HÜGIN, G. (1981):** Die Auwälder des südlichen Oberrheintals - ihre Veränderungen und Gefährdung durch den Rheinausbau. - Landschaft und Stadt 13(2): 78-91.
- HÜGIN, G. & A. HENRICHFREISE (1992):** Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue - Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 24. - Bonn-Bad Godesberg, 48 S.
- HUNDT, R. (1958):** Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas. I. Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. - Nova Acta Leopoldina N.F. 135 Bd. 20. - Leipzig, 206 S.
- HUSBAND, B.C. & S.C.H. BARRETT (1996):** A metapopulation perspective in plant population biology. - Journal of Ecology 84: 461-469.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (1994):** Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und Uferandregionen der Elbe. - Magdeburg, 400 S.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (Hsrg.) (1999):** Die Elbe - Erhaltenswertes Kleinod in Europa. - 2. Aufl. - Magdeburg: 64 S.
- INSTITUT FÜR GEODÄSIE UND GEOINFORMATIK DER UNIVERSITÄT ROSTOCK (2003):** Expertensystem (ES). - URL: <http://www.geoinformatik.uni-rostock.de/einzel.asp?ID=663>. - Version vom 15.12.2002.
- JAGE, H. (1992):** Floristische Besonderheiten im Wittenberg-Dessauer Elbtal (Sachsen-Anhalt). - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 5. - Halle: 60-69. (A)
- JÄHRLING, K.-H. (1993):** Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen - prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. - Staatliches Amt für Umweltschutz des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 27S.
- JÄHRLING, K.-H. (1994):** Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittel-Elbe. - Staatliches Amt für Umweltschutz. - Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1998):** Deichrückverlegungen: Eine Strategie zur Renaturierung und Erholung wertvoller Flußlandschaften - Staatliches Amt für Umweltschutz. - Magdeburg:10-27.
- JELTSCH, F., S.J. MILTON & K.A. MOLONEY (1999):** Detecting process from snap-shot pattern - lessons from tree spacing in the southern Kalahari. - Oikos 85: 451-467.
- JELTSCH, F., S.J. MILTON, W.R.J. DEAN & N.V. ROOYEN (1995):** Untersuchung der Auswirkung verschiedener Umwelteinflüsse auf das Verbreitungsmuster von Savannenpflanzen - ein Modellierungsansatz. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 24: 45-53.
- JELTSCH, F. & C. WISSEL (1994):** Modelling dieback phenomena in natural forests. - Ecological Modelling 75/76: 111-121.
- JOHNSON, W.C. (2002):** Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats. - Freshwater Biology 47: 749-759.
- JOHST, K., R. BRANDL & S. EBER (2002):** Metapopulation persistence in dynamic landscapes: the role of dispersal distance. - Oikos 98: 263-270.
- JOHST, K., & R. BRANDL (1994):** Modellierung der Populationsdynamik von Lachmöwen. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 329-338.

- JØRGENSEN, S.E. (1986):** Fundamentals of Ecological Modelling. – Elsevier Amsterdam.
- KALLIOLA, R. & K. SYRJÄNEN (1991):** To What Extent are Vegetation Types Visible in Satellite Imagery? – *Annales Botanici Fennici* 28: 45-57.
- KERRY, K.E. & K.A. HAWICK (1998):** Kriging Interpolation on High-Performance Computers. – Proceedings of High-Performance-Computing and Network (HPCN) Europe '98. – Amsterdam: 429-438.
- KIENAST, F., B. BRZEZIECKI & O. WILDI (1995):** Simulierte Auswirkungen von postulierten Klimaveränderungen auf die Waldgesellschaften im Alpenraum. – *Angewandte Landschaftsökologie* 4. – Bonn-Bad Godesberg: 83-101.
- KIENAST, F. & N. KUHN (1989):** Simulating forest succession along ecological gradients in southern Central Europe. – *Vegetatio* 79: 7-20.
- KIESEL, J. (1997):** Analyse, Interpretation und Repräsentation von räumlichen Landschaftsstrukturen mit geographischen Informationssystemen. – *Arch. für Nat.- Lands.* 36: 125-147.
- KOFALK, S. & J. KÜHLBORN (2002):** Aufbau eines Pilot-DSS für die Elbe. – in BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): Veranstaltungen 4/2002. – Koblenz: 47-52.
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER & I. VOLLMER (1996):** Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.). Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. – Bonn-Bad Godesberg: 21-187.
- KRAUSCH, H.D. (1962):** Der Sandnelken-Kiefernwald an seiner Westgrenze in Brandenburg. – *Mitt. Flor. Soz. AG N.F.* 9. – Stolzenau: 141-144.
- KRAUSE, A. (1982):** Flußufer-Vegetationszonierung und gewässerkundliche Statistik. Ein Beitrag vom unteren Rhein bei Bonn. – *Natur und Landschaft* 57 (10). – Köln: 341-344.
- KRUMBIEGEL, A. (2003):** Diversität und Dynamik der Ufervegetation an der Mittleren Elbe zwischen Wittenberg und Havelberg. – *Tuexenia* 23. – Göttingen: 315-345. (A)
- KRUSE, S. (1986):** Laubwald-Gesellschaften im Innerste-Bergland. – *Tuexenia* 6. – Göttingen: 271-298. (A)
- KÜHNEN, A. & M. MEURER (1993):** Landnutzungs- und Vegetationskartierung mit Hilfe satellitengestützter Fernerkundung im Südtiroler Martell-Tal. – *Geoökodynamik* 14(4): 213-224.
- LAAN, P. M.J. BERREFOETS, S. LYTHE, W. ARMSTRONG & C.W.P.M. BLOM (1989):** Root-Morphology and aerenchyma formation as indicators of the flood-tolerance of *Rumex* species. – *Journal of Ecology* 77: 693-703.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1997a):** Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. – Jena, 543 S.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1997b):** Biosphärenreservat „Flußlandschaft Elbe“ von der UNESCO anerkannt. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 34/2. – Halle: 56-57.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1999):** Im Jahr 1998 im Land Sachsen-Anhalt endgültig unter Schutz gestellte Naturschutzgebiete. – *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 36/2. – Halle/Saale: 36-38.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2000):** Karte der Potentiellen Natürlichen Vegetation von Sachsen-Anhalt – Erläuterungen zur Naturschutz-Fachkarte. – *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt – Sonderheft 1/2000.* – Halle, 230 S.
- LENIHAN, J.M. (1993):** Ecological response surfaces for North America boreal tree species and their use in forest classification. – *Journal of Vegetation Science* 4: 667-680.
- LENIHAN, J.M. & R.P. NIELSON (1993):** A rule based vegetation formation model for Canada. – *Journal of Biogeography* 20: 615-628.
- LEYER, I. (in press):** Predicting plant species responses to river regulation – the role of water level fluctuations. – *Journal of Applied Ecology.*
- LEYER, I. (2004):** Effects of dykes on plant species composition in large lowland river floodplain. – *River Research and Applications* 20: 1-15.

- LEYER, I. (2002):** Auengrünland der Mittelelbe-Niederung – Vegetationskundliche und -ökologische Untersuchungen in rezenter Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe. – Dissertationes Botanicae 363. – Stuttgart, 193 S.
- LISBACH, I. & C. PEPPLER-LISBACH (1996):** Magere Glatthaferwiesen im Südöstlichen Pfälzerwald und im Unteren Werraland. - Ein Beitrag zur Untergliederung des Arrhenatheretum elatioris Braun 1915. Unter Mitarbeit von A. GEIB und M. BURKART. - Tuexenia 16. - Göttingen: 311-336. (A)
- LYON, J. & C. SAGERS (2002):** Correspondence analysis of functional groups in a riparian landscape. – Plant Ecology 164: 171-183.
- MANN, S. (1997):** The GIS revolution, are we ready for GeoComputation? – Proceedings of GeoComputation '97 & SIRC '97: 15-23
- MARSULA, R. & A. RATZ (1994):** Einfluss von Feuer auf die Populationsdynamik von serotinen Pflanzen – ein Modell. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 365-372.
- MATHEWS, A (1997):** Pollenanalytische und pflanzensoziologische Untersuchungen in der Flußauenlandschaft der Mittleren Elbe. – Dissertation Universität Hannover, 214 S.
- MERRIT, D.M. & D.J. COOPER (2000):** Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin USA. – Regulated Rivers: Research and Management 16 (543-564).
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (1953):** Klimaatlas für das Gebiet der DDR, Maßstab 1:1000000. - Berlin.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITHÜSEN (1962):** Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band II - Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. - Bad Godesberg, 1339 S.
- MILLER, D.H., A.L. JENSEN & J.H. HAMMILL (2002):** Density dependent matrix model for the gray wolf population projection. – Ecological Modelling 151(2-3): 271-278.
- MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1998):** Biotop - Besonders geschützte Biotop in Sachsen-Anhalt. - Magdeburg, 40 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1995):** Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Teil 1. - 1. Nachaufl. - Magdeburg, 84 S.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1994):** Landschaftsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Teil 2. - Magdeburg, 216 S.
- MOES, G. & B SAUERWEIN (1996):** Das knollige Rispengras (*Poa bulbosa* L.) in Scherweiden (*Festuco-Crepidetum capillaris* Hülb. et Kienast 78) Kassels. - Floristische Rundbriefe 30(1). - Bochum: 13-19. (A)
- MOHRLOK, U. & G.H. JIRKA (1999):** Grundwasserdynamik in den Auen des Elbetals: Aspekte der Deichrückverlegung an der Ohremündung. – aus: „Fachtagung Elbe – Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue“, Wittenberge 04.-07.05.1999. – Karlsruhe: 76-79
- MONKA, M & W VOB (2002):** Statistik am PC – Lösungen mit Excel. – 3. Aufl. – München Wien, 472 S.
- MÖBER, C. (2001):** Auswirkungen von Deichrückverlegungsmaßnahmen auf die Grundwasserdynamik im Vorlandbereich an der Mittelelbe in Sachsen-Anhalt. – unveröff. Diplomarbeit. – Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Uni. Karlsruhe, 100 S.
- MOORE, I.D., R.B. GRAYSON & A.R. LADSON (1991):** Digital Terrain modelling: A Review of Hydrological, Geomorphological, and Biological Applications. – Hydrological Processes 5: 3-30.
- MÜLLER, N. (1995):** Zum Einfluß des Menschen auf Flora und Vegetation der Flußauen. – Schriftenreihe für Vegetationskunde. 27. – Bonn-Bad Godesberg: 289-298.
- MÜLLER, O. (1935):** Altmark und Elbhavelland. Aufbau, Oberflächengestaltung und Entwicklungsgeschichte eines Landschaftsraumes des norddeutschen Flachlandes. – Burg, 330 S.
- MÜLLER, TH. (1985):** Die Vegetation: - aus: Ökologische Untersuchungen an der ausgebauten Murr 1 (1977-1982). - Karlsruhe: 113-194. (A)
- MURPHY, H.T. & J. LOVETT-DOUST (2004):** Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaic: does the matrix matter. – Oikos 105: 3-14.

- NATZKE, E. (1999):** Erfassung, Identifizierung, Vermehrung und Wiederansiedelung der Schwarzpappel *Populus nigra* in Sachsen-Anhalt. – Mitteilungen der floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt 4: 45-55.
- NAIMANN, R.J., H. DECAMPS & M. POLLOCK (1993):** The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. – *Ecological Applications* 3: 209-212.
- NEUHÄUSL, R. (1981):** Entwurf der syntaxonomischen Gliederung mitteleuropäischer Eichen-Hainbuchenwälder. – aus DIERSCHKE, H.: *Syntaxonomie*. – Berichte des Internationalen Symposiums der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde - Vaduz: 533-544. (A)
- NICHOLLS, A.O. (1989):** How to make biological surveys go further with generalized linear model. – *Biological Conservation* 50: 51-75.
- NIELSON, C. & K. BERGGREN (2000):** Alterations of riparian ecosystems caused by river regulations. – *BioScience* 50: 783-792.
- OBERDORFER, E. (1957):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. - Jena, 564 S.
- OBERDORFER, E. (1992a):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. - 3. Aufl. - Jena, 314 S.
- OBERDORFER, E. (1992b):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. - 2. Aufl. - Textband: 282 S. Tabellenband: Jena, 580 S.
- OBERDORFER, E. (1993a):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgras-Gesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. - 3. Aufl. - Jena, 355 S.
- OBERDORFER, E. (1993b):** Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. - 3. Aufl. - Jena, 455 S.
- OBERDORFER, E. (1994):** Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 7. Aufl. - Stuttgart, 1050 S.
- OLDE VENTERING, H. & M. WASSEN (1997):** A comparison of six models predicting vegetation response to hydrological habitat change. – *Ecological Modelling* 101: 347-361.
- OLIVER, M.A. (1990):** Kriging: a Method of Interpolation for Geographical Information Systems. – *International Journal of Geographical Information Science* 4(4). – 313-332.
- ORESQUES, N., K. SHRADER-FRECHETTE & K. BELITZ (1994):** Verification, validation and confirmation of numerical models in the Earth Sciences. – *Science* 263: 641-646.
- PASSARGE, H. (1964):** Die Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. I. - *Pflanzensoziologie* 13. Jena, 324 S. (A)
- PATZ, G. (2000):** Parameter der Auwaldbegründung – Ergebnisse aus der Lenzener Elbtalaue. – *Angewandte Landschaftsökologie* 37. – Bonn-Bad Godesberg:59-67.
- PETERSON, J. & U. LANGNER (1992):** Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4. - Halle, 39 S.
- PFARR, U. & H. STAEBER (1998):** Redynamisierung von Auenstandorten am Oberrhein durch einen umweltverträglichen Hochwasserschutz. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 56. – Bonn-Bad Godesberg: 187-197.
- PHILIPPI, G. (1973):** Zur Kenntnis einiger Röhrichtgesellschaften des Oberrheingebietes. - *Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdeutschland* 32. - Karlsruhe: 53-95. (A)
- PITT, W.C., P.W. BOX & F.F. KOWLTON (2003):** An individual-based model of canid population: modelling territoriality and social structure. – *Ecological Modelling* 166(1-2): 109-121.
- PLUMMER, S.E. (2000):** Perspectives on Combining Ecological Process Models and Remotely Sensed Data. – *Ecological Modelling* 129: 169-186.
- POSCHLOD, P. (1996):** Das Metapopulationskonzept – eine Betrachtung aus pflanzenökologischer Sicht. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 161-185.
- POTT, R. (1995):** Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl. - Stuttgart, 622 S.

- POWER, D.J. (2003):** A Brief History of Decision Support Systems. – DSSResources.com. – URL: <http://dssresources.com/history/dsshistory.html>, Version 2.8, 31.Mai.2003.
- POWER, M. (1993):** The predictive Validation of Ecological and Environmental Models. – Ecological Modelling 68: 33-50.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H.E. WEBER (1984):** Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme der Pflanzengesellschaften in Niedersachsen; Wälder und Gebüsche. unveröffentl. Manuskript (A)
- PRENTICE, I.C., W. CRAMER, S.P. HARRISON, R. LEEMANS, R.A. MONSERUD & A.M. SOLOMON (1993):** A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. – Journal of Biogeography 19: 117-134.
- PUHLMANN, G. & K.-H.JÄHRLING (2003):** Erfahrungen mit „nachhaltigem Auenmanagement“ im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“. – Natur u. Landschaft 4(78). - Stuttgart:143-149.
- PULLAR, D. (1997):** Rule-Based Modelling in GIS – Proceedings of GeoComputation `97 & SIRC `97: 15-23
- REICHE, E.-W. & F. MÜLLER (1994):** Modelle als wissenschaftliche und praxisrelevante Instrumente in der Geoökologie. – in SCHRÖDER, W., L. VETTER & O. FRÄNZLE (HRSG.): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. – Vieweg. Braunschweig/Wiesbaden: 297-331.
- REICHERT, P. & M. OMLIN (1997):** On the Usefulness of Overparameterized Ecological Models. – Ecological Modelling 95: 289-299.
- REICHHOFF, L. (1992):** Die Bedeutung der Auenwälder Mitteldeutschlands und ihre Sicherung. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 5. - Halle: 57-59.
- REICHHOFF, L., C. RÖPER & R. SCHÖNBRODT (2000):** Die Landschaftsschutzgebiete Sachsen-Anhalts. – Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.). - Halle/Saale, 494 S.
- RICHTER, O., D. SÖNDGERATH, M. BELDE, B. SCHRÖDER & S. SCHWARZ (1997):** Kopplung Geographischer Informationssysteme (GIS) mit ökologischen Modellen im Naturschutzmanagement. – in KRATZ, R. & F. SUHLING (Hrsg.): Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis. – Westarp-Wissenschaften. Magdeburg: 5-29.
- RIECKEN, U., U. RIES & A. SSYMANK (1994):** Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz 41. - Bonn-Bad Godesberg, 184 S.
- RINGLER, A. (1987):** Gefährdete Landschaft. Lebensräume auf der Roten Liste. – München, 195 S.
- RINK, M. & A. HETTRICH (2001):** Kanonische Korrespondenzanalyse – Vegetation. - UFZ-Bericht 8/2001. – Leipzig: 124-125.
- ROBERTS, J. & J.A. LUDWIG (1991):** Riparian vegetations along current-exposure gradients in floodplain wetlands of the River Murray, Australia. – Journal of Ecology 79: 117-127.
- ROBINSON, A. (2000):** Flood Protection through Floodplain Channel Restoration – Examples from the Upper Weser Region. – Angewandte Landschaftsökologie 37. – Bonn-Bad Godesberg:101-111.
- ROTHMALER, W. (1987):** Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD, Band. 3, Atlas der Gefäßpflanzen. - 6. Aufl. - Berlin, 752 S.
- ROTHMALER, W. (1990):** Exkursionsflora von Deutschland, Band 4, Kritischer Band. - 8.Aufl. - Berlin, 811 S.
- ROTTER, D. (1999):** Die Verlandungsdynamik der Aonauauen südöstlich von Wien. - Stapfia 64. - Linz: 163-208. (A)
- RUNGE, F. (1985):** 21-, 10- und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien. - Münst. Geographische Abhandlungen 20. - Münster: 45-49.
- RYKIEL, E.J. Jr. (1996):** Testing ecological models: the meaning of validation. – Ecological Modelling 90: 229-244.
- SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMMER, K.-H. HARTGE & U. SCHWERTMANN (1989):** Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. – 12. Aufl. – Stuttgart, 491S.

- SCHIEMER, F., C. BAUMGARTNER & C. TOCKNER (1999):** Restoration of floodplain rivers: The 'Danube Restoration Projekt'. – Regulated Rivers: Research and Management 15: 231-244.
- SCHMIDT, W. (2000):** Eiche, Hainbuche oder Rotbuche? – Zur Vegetation und Baumartenzusammensetzung von stau- und grundwasserbeeinflussten Wäldern des nordwestdeutschen Tieflandes. Ergebnisse aus den Naturwäldern Hasbruch und Pretzter Landwehr. – Tuexenia 20: 21-43.
- SCHOLLE, D. (1997):** GIS-gestützte Zusammenführung vegetationskundlicher, bodenkundlicher und nutzungsbezogener Daten zu einem landschaftsökologischen Indikationsverfahren. – EcoSys Suppl. Bd. 21. – 201 S.
- SCHOLLE, D. & U. SCHLEUSS (1999):** Methodische Ansätze zur Landschaftsanalyse: GIS-gestützte Zusammenführung von Vegetations- und Bodendaten. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8. – Jena: 163-171.
- SCHOLZ, M.; S. STAB & K. HENLE (2001):** Indikation in Auen, Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. – UFZ-Bericht 8/2001. – Leipzig: 181 S.
- SCHUBERT, R. (1969):** Die Pflanzengesellschaften der Elster-Luppe-Aue und ihre voraussichtliche Strukturänderung bei Grundwasserabsenkungen. – Wiss. Z. Univ. Halle, math. nat. 18. – Halle: 125-162. (A)
- SCHUBERT, R. (1972a):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. III. Wälder, Teil 1. – Hercynia N.F. 9. – Leipzig: 1-34.
- SCHUBERT, R. (1972b):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. III. Wälder, Teil 2. – Hercynia N.F. 9. – Leipzig: 106-136. (A)
- SCHUBERT, R. (1974a):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. Teil IX: Mauerpfefferreiche Pionierfluren. – Hercynia N.F. 11. – Leipzig: 201-214. (A)
- SCHUBERT, R. (1974b):** Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teiles der DDR. Teil X: Silbergrasreiche Pionierfluren auf nährstoffarmen Sand- und Grusböden. – Hercynia N.F. 11. – Leipzig: 291-298.
- SCHUBERT, R. (1991) (Hrsg.):** Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. – 2. Aufl. – Jena, 338 S.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (1995):** Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Stuttgart, 403 S.
- SCHWANENBERG, D., U. MOHRLOK & P. BUREK (2001):** Abschlussbericht zum BMBF-Projekt (FKZ 0339576) Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Teilprojekt 1: Strömungstechnik und Hydrologie. – Abschlussbericht für das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. – URL: http://elise.bafg.de/servlet/is/3939/Endberichte_RWTH_Aachen.htm. Stand vom 16.04.2004.
- SEGRERA, S., R. PONCE-HERNÁNDEZ & J. ARCIA (2003):** Evolution of Decision Support System Architectures: applications for land planning and management in Cuba. – Journal of Computer Science & Technologie 3(1): 40-46
- SEIBERT, P. (1969):** Die Auswirkung des Donauhochwassers 1965 auf Ackerunkrautgesellschaften. – Mitteilungen der Floristisch Soziologischen AG. N.F. 14. – Stolzenau: 121-135.
- STANFORD, J.A., J.V. WARD, W.J. LISS, C.A. FRISSEL, R.N. WILLIAMS, J.A. LICHTOWICH & C.C. COUTANT (1996):** A general protocol for restoration of regulated rivers. – Regulated Rivers: Research and Management 12: 391-413.
- STARFIELD, A.M. (1997):** A pragmatic approach to modeling for wildlife management. – The Journal of Wildlife Management 61: 261-270.
- STEINHARDT, U. & M. VOLK (2003):** Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. – Ecological Modelling 168: 251-265.
- STORE, R. & J. JOKIMAKI (2003):** A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. – Ecological Modelling 168: 1-15.
- SUKOPP, H. & H. SCHOLZ (1968):** *Poa bulbosa* L., ein Archephyt der Flora Mitteleuropas. – Flora Abt. B 157: 494-526. (A)

- SWETNAM, R.D., P. RAGOU, L.G. FIRBANK, S.A. HINSLEY & P.E. BELLAMY (1998):** Applying ecological models to altered landscapes – Scenario-testing with GIS. – *Landscape and Urban Planning* 41: 3-18.
- SSYMAN, A., U. HAUKE, C. RÜCKRIEM & E. SCHRÖDER (1998):** Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53. - Bonn Bad-Godesberg, 560 S.
- TABACCHI, E., L. LAMPS, H. GUILLOY, A.M. PLANTY-TABACCHI, E. MULLER & H. DECAMPS (2000):** Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. – *Hydrological Processes* 14: 2959-2976.
- TABACCHI, E., A.M. PLANTY-TABACCHI, M.J. SALINAS & H. DECAMPS (1996):** Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. – *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 367-390.
- TAPPEINER, U., E. TASSER & G. TAPPEINER (1998):** Modeling Vegetation Patterns using Natural and Anthropogenic Influence Factors: Preliminary Experience with a GIS based Model applied to an Alpine Area. – *Ecological Modelling* 113: 225-237.
- TOCKNER, K., F. MALARD & J.V. WARD (2000):** An extension of the flood pulse concept. – *Hydrological Processes* 14: 2861-2883.
- TOCKNER, K. & J.A. STANFORD (2002):** Riverine flood plains: present state and future trends. – *Environmental Conservation* 29: 308-330.
- TONER, M. & P. KEDDY (1997):** River Hydrology and Riparian Wetlands: A Predictive Model for Ecological Assembly. – *Ecological Applications* 7(1): 236-246.
- TREPEL, M., M. O'DALL, L. DALCIN, M. DEWITT, S. OPITZ, L. PALMERI, J. PERSSON, N.M. PIETERSE, T. TIMMERMANN, G. BENDORICCHIO, W. KLUGE & S.E. JØRGENSEN (2000):** Models for wetland planning design and management. – *EcoSys Bd.* 8: 93-137.
- TUCHSCHERER, K. (1992):** Naturschutz. aus: MÜLLER, G. K. & U. ZÄUMER: *Der Leipziger Auwald, ein verkanntes Juwel der Natur.* - Leipzig: 58-60. (A)
- TÜXEN, R. (1956):** Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. - *Angewandte Pflanzensoziologie* 13: 4-52.
- UFZ (2000):** unveröffentlichte Daten des RIVA-Forschungsprojektes innerhalb des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle. (A)
- VAYSSIÈRES, M.P., R.E. PLANT & B.H. ALLEN-DIAZ (2000):** Classification trees: An alternative non-parametric approach for predicting species distributions. – *Journal of Vegetation Science* 11(5): 679-694.
- VÉCRIN, M.P., R. VAN DIGGELEN, F. GRÉVILLIOT & S. MULLER (2002):** Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. – *Applied Vegetation Science* 5(2): 263-270.
- WALDOW, H.V. (1998):** Einführung in die Geostatistik. – URL: <http://www.geog.fu-berlin.de/~jkrywkow/harald/geostatistik/referat.html>, Version: 15. Oktober 1998.
- WALTERS, C. & J. KORMAN (1999):** Cross-Scale Modeling of Riparian Ecosystem Responses to Hydrologic Management. – *Ecosystems* 2:411-421.
- WARD, J.V. (1998):** Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. – *Biological Conservation* 83: 269-278.
- WARD, J.V., F. MALARD & K. TOCKNER (2002):** Landscape Ecology: A Framework for integrating Pattern and Process in River Corridors. – *Landscape Ecology* 17: 35-45.
- WARD, J.V., K. TOCKNER & F. SCHIEMER (1999):** Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. – *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.
- WASSEN, M.J., W.H.M. PETERS & H.O. VENTERINK (2002):** Patterns in vegetation, hydrology and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. – *Plant Ecology* 165: 27-43.
- WATTS, J.M. (1999):** Rule-Based Vegetation Classification: The Integration of Predictive Modelling and Digital Image Processing. *Geocomputation, Fredericksburg, Conference Proceedings.*
- WEBER, G.E. & F. JELTSCH (2000):** Long term impacts of livestock herbivory on herbaceous and woody vegetation in semiarid savannas. – *Basic and Applied Ecology* 1: 13-23.

- WENKEL, K.O., A. SCHULTZ & G. LUTZE (1997):** Landschaftsmodellierung – Anspruch und Realität. – Archives of Nature Conservation and Landscape Research 36: 61-85.
- WESTHUS, W., W. HEINRICH, S. KLOTZ, H. KORSCH, R. MARSTALLER, S. PFÜTZENREUTER & R. SAMIETZ (1993):** Die Pflanzengesellschaften Thüringens - Gefährdung und Schutz. - Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Abt. Naturschutz u. Landschaftspflege (Hrsg.). Naturschutzreport 6(1). - Jena, 257 S. (A)
- WHITE, R. & G. ENGELEN (1997):** Cellular automata as the basis of integrated dynamic regional modelling. – Environment and Planning B 24: 235-246.
- WHIGHAM, P.A. & W.J. YOUNG (2001):** Modelling River and Floodplain Interactions for Ecological Response. – Mathematical and Computer Modelling 33(6-7): 635-647.
- WIEGAND, K., D. WARD, H.-H. THULKE & F. JELTSCH (2000):** From snapshot information to long-term population dynamics of Acacias by simulation model. – Plant Ecology 150: 97-114.
- WILDI, O. (1986):** Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. – Veröffentlichungen des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich, Rübel 90. – Zürich, 226 S.
- WILMANN, O. (1993):** Ökologische Pflanzensoziologie. - 5. neubearb. Aufl. - Heidelberg, Wiesbaden, 479 S.
- WISSKIRCHEN, R & H HAEUPLER (1998):** Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Die Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands Bd.1. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). - Stuttgart, 765 S.
- WYATT, B.K. (2000):** Vegetation mapping from Ground, Air and Space - Competitive or complementary Techniques? – In: ALEXANDER, R.W. & A.C. MILLINGTON (Hrsg.): Vegetation Mapping. – Chichester: 3-18.
- YAMADA, K., J. ELITH, M. MCCARTHY & A. ZERGER (2003):** Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modelling. – Ecological Modelling 165(2-3): 251-264.
- ZIMMERMANN, N.E. & F. KIENAST (1999):** Predictive mapping of alpine grassland in Switzerland: Species versus community approach. – Journal of Vegetation Science 10(4): 469-482.
- ZÖLITZ-MÖLLER, R. & U. HEINRICH (1996):** Das Geographische Informationssystem (GIS) als Integrationsinstrument im Projektzentrum Ökosystemforschung. – ÖkoSys Bd. 4:27-37.

EPILOG:

„(...) A modell, like a novel, may resonate with nature, but it is not a „real“ thing. Like a novel, a model may be convincing – it may „ring true“ if it is consistent with our experience of the natural world. But just as we may wonder how much the characters in a novel are drawn from real life and how much is artifice, we might ask the same of a model: How much is based on observation and measurement of accessible phenomena, how much is based on informed judgement, and how much is convenience? (...)“

(ORESKEs et al. 1994)

Anhang I

Biotoptypencode und Bodengesellschaften

1 Darstellung der Biotopcodes

Die Codierung der Biototypen folgt dem ‚Katalog der Biototypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biototypen und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen Anhalt‘ von PETERSON & LANGNER (1992). Sie gliedert sich in sieben Hauptkartiereinheiten:

- W – Wald
- H – Gehölz
- K – Krautige Vegetation
- G – Gewässer
- F – Vegetationslose Flächen
- A – Acker-, Garten- und Weinbau
- B – Bebauter Bereich

Die im Rahmen der Modellierung verwendeten 3-stelligen Biotopcodes werden im Folgenden genannt. Die bis zu 8-stelligen Codes der Bestandserhebung sind bei PETERSON & LANGNER (1992) nachzulesen.

Wald:

- WL – Laubwald-Reinbestand
- WN – Nadelwald-Reinbestand
- WU – Laubmischwald
- WF – Bruch-/Sumpfwald

der Dritte Buchstabe gibt die Hauptbaumart an.

- i – Eiche
- k – Kiefer
- s – Esche
- e – Erle
- WAw – Weichholzaue
- WAh – Hartholzaue
- WAe – Erlen-Eschenwald oder Erlen-Bachwald

Krautige Vegetation:

- KGm – mesophiles Grünland
- KGi – artenarmes Intensivgrünland
- KGf – Feucht-/Nassgrünland
- KGu – Flutrasen
- KSm – Staudenflur frisch (mittel)
- KSf – Staudenflur feucht
- KMa – Sandmagerrasen
- KCc – Reitgras-(Calamagrostis-)Flur
- KFr – Röhrichtfläche

Gewässer:

- GQn – Quellbereich naturnah
- GBs – Bach natürlich gestreckter Verlauf
- GFI – Fluss leicht begradigt
- GK – Stillgewässer naturnah < 1ha
- GKa – Altarm < 1ha
- GKk – Auenkolk < 1ha
- GKo – sonstiges naturnahes Kleingew. < 1ha
- GTa – Abgrabungsgewässer < 1ha
- GTo – sonstiges anthropog. Kleingew. < 1ha
- GSa – Altarm > 1ha
- GAa – Abgrabungsgewässer > 1ha

Vegetationsfreie Flächen

- FN – Vegetationsfreie Fläche naturnah
- FNI – Schlamm
- FNs – Feinsubstrat undifferenziert

Acker-, Garten- und Weinbau

- AAu – Acker undifferenziert
- AGg – Erwerbsgartenbau unter Glas/Plastik

Bebauter Bereich

- BSw – Siedlungsbereiche überwiegend Wohnbebauung
- BSi – Siedlungsbereiche überwiegend Industrie/Gewerbe/Landwirtschaft
- BVu – Weg unbefestigt
- BVw – Weg befestigt
- BVr – Parkplätze/Rastplätze

2 Darstellung der Bodengesellschaften

Im Folgenden werden die Abkürzungen für die Bodengesellschaften in den Teilräumen Sandau und Rogätz dargestellt.

Bodengesellschaften in Sandau:

sandige Elbauenböden - einschließlich Talsandterrasse	
OL:s	Lockersyrosem aus Sand (z.T. Aufschüttung)
PP-RQ:s	Podsol-Regosol, Regosol aus Sand oder Bändersand
GG-RQ:s	Gley-Regosol, Regosol-Gley aus Sand
PP-BB:s	Podsol-Braunerde, Gley-Braunerde aus Sand
AQ:ls/s	Paternia, Gley-Paternia aus Lehmsand (2-5 dm) über Sand
AQ:bs	Paternia, Gley-Paternia aus Bändersand, z.T. flache Lehmdecke
AQ-GG:s	Paternia-Gley aus Sand
GG:s	Gley, Auengley aus Sand
GN:s	Naßgley aus Sand
AB-GG:ls/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehmsand (2-7..10 dm) über Sand
kleinflächiger Bodenwechsel	
GG-RQ <=> GG:s	Gley-Regosol im Wechsel mit Gley und Auengley aus Sand
GG-RQ <=> PP-RQ:s	Gley-Regosol im Wechsel mit Podsol-Regosol aus Sand
PP-BB <=> PP-RQ:s	Podsol-Braunerde im Wechsel mit Podsol-Regosol aus Sand
lehm- bzw. tonunterlagerte sandige Elbauenböden	
AB-GG:s/l	Vega-Gley, Gley-Vega aus Sand (3-7..10 dm) über Lehm
AB-GG:s/t	Vega-Gley, Gley-Vega aus Sand (ca.5 dm) über Ton
lehmige Elbauenböden mit unterschiedlich mächtiger Auenlehmdecke	
AB-GG:l/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus flachem Lehm (2-4 dm) über Sand
AB-GG:l/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm (3-7dm) über Sand
GG:l/bs	Gley, Auengley aus Lehm (bis 8 dm) über Bändersand
AB-GG:l/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm bis Ton (>7dm) über tiefem Sand
AB-GG:l	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm bis Ton
GN:l	Naßgley aus Lehm bis Ton
tonige Elbauenböden mit unterschiedlich mächtiger Auentondecke	
AB-GG:l/t	Vega-Gley, Gley-Pseudogley aus Lehm (3-6 dm) über Ton
AB-GG:t/s	Vega-Gley aus Ton (5-8 dm) über Sand
GN:t	Naßgley aus Ton (meistens Tonabbau)
SS-GG:t	Pseudogley-Gley aus Ton (meistens Tonabgrabung)
W	Wasserflächen
	nicht untersuchte Flächen (bebaute Gebiete, Deiche)

Bodengesellschaften in Rogätz:

sandige Elbauenböden	
OL:s	Lockersyrosem aus Sand (z.T. Aufschüttung)
RQ:oj-s	Regosol, Gley-Regosol aus Sand (Aufschüttung)
AB:ls/s	Vega, Paternia aus Lehmsand bis Sandlehm (3-5 dm) über Sand
GG-AB:ls/s	Gley-Vega, Vega-Gley aus Lehmsand bis Sandlehm (3-5dm) über Sand
AB-GG:ls/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehmsand (3-5 dm) über Sand
GG:s	Gley, Auengley aus Sand bis Kiessand
GG:ls/s	Gley, Auengley aus Lehmsand bis Sandlehm (3-6 dm) über Sand
GN:s	Naßgley aus Sand
lehmmige Elbauenböden mit unterschiedlich mächtiger Auenlehmdecke	
RQ:oj-l	Regosol, Gley-Regosol aus Lehm (Tonabbau; Aufschüttung)
AB:l/s	Vega, Gley-Vega aus Lehm (4-7 dm) über Sand
AB:l/s	Vega, Gley-Vega aus Lehm (7-10..12 dm) über tiefem Sand
GG-AB:l/s	Gley-Vega, Vega aus Lehm (4-7 dm) über Sand
GG-AB:l/s	Gley-Vega, Vega aus Lehm (7-12 dm) über tiefem Sand
AB-GG:l/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm (3-7 dm) über Sand
AB-GG:l/s	Vega-Gley, Gley-Vega aus Lehm (>7 dm) über tiefem Sand
GG:l/s	Gley, Vega-Gley aus Lehm (4-7 dm) über Sand
GG:l/s	Gley, Naßgley aus Lehm (bis 7-10 dm) über tiefem Sand
GN:l	Naßgley, Auengley aus Lehm
kleinflächiger Bodenwechsel	
GG-AB:l/s <=> GG:s	Gley-Vega aus Lehm, im Wechsel mit Gley aus Sand (Tonabbau)
tonige Elbauenböden mit unterschiedlich mächtiger Auentondecke	
GG-AB:t/l/s	Gley-Vega, Vega aus Ton (3-7dm) über Lehm (6-10 dm) über tiefem Sand
GG-AB:t/s	Gley-Vega, Gley-Pseudogley aus Ton (5-8..12 dm) über tiefem Sand
AB-SS:t	Vega-Pseudogley, Pseudogley-Vega aus Ton
GN:t	Naßgley aus Ton
W	Wasserflächen
	nicht untersuchte Flächen (bebaute Gebiete, Deiche)

Anhang II

Vegetationsbeschreibung

3 Vegetation

3.1 Synsystematik der Pflanzengesellschaften

Nachfolgend wird die in der vorliegenden Arbeit berücksichtigte Systematik der Vegetationseinheiten dargestellt. Die Synsystematik richtet sich im Wesentlichen nach OBERDORFER (1992a, 1992b, 1993a, 1993b), für das Grünland der Ordnung Arrhenatheretalia nach DIERSCHKE (1997) sowie im Falle der Sandmagerrasen der Klasse Koelerio-Corynephoretea nach POTT (1995) und SCHUBERT et al. (1995). Für den Bereich der Flutrasen wurde die Darlegung von BURKART (1998) berücksichtigt.

Quercu-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. in Vlieg 37 (Buchen- und sommergrüne Eichenwälder Europas)

Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski et Wallisch 28
(Mesophytische, buchenwaldartige Laubwälder Europas)

Alno-Ulmion Br.-Bl. et R. Tx. 43 (Auenwälder)

- **Quercu-Ulmetum minoris** Issl. 24 (Eichen-Ulmen-Auwald)

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Fraxinus-Bestände auf Hartholzauwaldstandorten**

Carpinion betuli Issl. 31 em Oberd. 57

- **Carpinion-Eichenbestände**

Salicetea purpureae Moor 58 (Weidengebüsche, Weidenwälder)

Salicetalia purpureae Moor 58

Salicion albae Soó 30 em. Moor 58

- **Salicetum albae** Issl. 26 (Silberweiden-Auwald)
- **Salicetum triandrae** (Malc. 29) Noirf. 55 (Uferweidengebüsch)

Molinio Arrhenatheretea R.Tx. 37 em. Tx. et Prsg. 51 (Wirtschaftsgrünland, Futter- und Streuwiesen, Fettwiesen, Fettweiden, nasse Staudenfluren, Naß- und Riedwiesen)

Arrhenatheretalia elatioris R. Tx. 31 (Fettwiesen, Fettweiden, Parkrasen)

Arrhenatherion elatioris W.Koch 26 (Tal-Fettwiesen, planare und submontane Glatthafer-Wiesen)

- **Arrhenatheretum elatioris Br.-Bl. ex Scherr. 25 (Tal-Glatthafer-Wiese)**

Cynosurion cristati R.Tx. 1947 (Fettweiden, Stand- und Mähweiden, Parkrasen)

- **Cynosuro-Lolietum Br.-Bl. et de Leeuw 36 (Weidelgras-Weißklee-Weide)**

Molinietalia caeruleae W.Koch 26 (Nasse Staudenfluren, Naß- und Riedwiesen)

Cnidion dubii Bal.-Tul. 65 (Brenndolden-Pfeifengras-Wiesen)

- **Cnidio-Deschampsietum Hundt ex Pass. 60 (Brenndolden-Wiesen)**

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Alopecurus pratensis-Gesellschaft**

Agrostietea stoloniferae Oberd. in Oberd. et al. 67 (Kriechstraußgras-Rasen, Flutrasen)

Agropyretalia stoloniferae Oberd. in Oberd. et al. 67 (

Potentillion anserinae R.Tx. 47

- **Ranunculo-Alopecuretum geniculati** R. Tx. 37 (Knickfuchsschwanz-Gesellschaft)

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Agrostis stolonifera-Flutrasen**
- **Carex praecox-Flutrasen**

Koelerio-Corynephoretea Klika in Klika et Nowak 1941

(Gesellschaften der Graudünen, Sandtrockenrasen, Mauerpfeffer- und Felsband Gesellschaften)

Corynephoretalia canescentis Klika 34 (Silbergras-reiche Pionierfluren und Sandrasen)

Corynephorion canescentis Klika 34 (Silbergrasfluren)

- **Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis** R. Tx. (28) 55
(Frühlingsspark-Silbergrasflur)

Thero-Airion R.Tx. 51 ex Oberd. 57 (Kleinschmielen-Rasen)

- **Filagini-Vulpietum myuros** Oberd. 38 (Federschwingel-Rasen)

Festuco-Sedetalia R.Tx. 51 em. Krausch 62 (Sandsteppen-Rasen)

Plantagini-Festucion ovinae Pass. 64 (Grasnelken-Gesellschaften)

- **Diantho-Armerietum elongatae** Krausch ex Pötsch 62 (Heidenelken-Grasnelken-Flur)

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Agrostis capillaris-Gesellschaft**

- Artemisieta vulgaris Lohm., Prsg. et R.Tx. in R.Tx. 50 (Eurosibirische nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften sowie ruderaler Beifuß- und Distelgesellschaften)
- Artemisienea vulgaris Müll. in Oberd. 83 (Ruderaler Beifuß- und Distel-Gesellschaften)
- Artemisietalia vulgaris Lohm. in R.Tx. 47 em. Th.Müll. 83 (Beifuß-Gesellschaften)
- Arction lappae R.Tx. 37 em. 50 (Kletten-Fluren)
- **Herzgespann-Schwarznesseflur, Leonuro-Ballotetum nigrae (Slavn. 51)**
- Galio-Urticenea (Pass 67) Müll. in Oberd. 83 (Klebkraut-Brennnessel-Gesellschaften, nitrophytische Uferstauden-, Saum- und Waldverlichtungsgesellschaften)
- Convolvuletalia sepium R.Tx. 50
(Nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften nasser Standorte)
- Convolvulion sepium R.Tx. 47 em (Zaunwinden-Gesellschaften, nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften der kleineren Flüsse, Bäche und Gräben)
- **Rubus caesius-Gesellschaft**
- Glechometalia hederaceae R.Tx. in R. Tx. et Brun-Hool 75 (Gundermann-Gesellschaften, nitrophytische Staudenfluren, Saum und Verlichtungsgesellschaften frischer bis feuchter Standorte)
- Aegopodion podagrariae R.Tx. 67 (Giersch-Saumgesellschaften, ausdauernde nitrophytische Waldrand- und Ruderalgesellschaften offener bis halbschattiger Standorte)
- **Chaerophylletum bulbosi R.Tx. 37 (Rübenkälberkropf-Gesellschaft)**
 - **Urtica-dioica-Gesellschaft**
- Agropyreteea intermedii-repentis (Oberd. et. al. 67) Mükl. et Görs 69
(Halbruderaler Pionier-Trockenrasen)
- Agropyretalia intermedii-repentis (Oberd. et. al. 67) Mükl. et Görs 69
(Halbruderaler Trocken- und Halbtrockenrasen)
- Convolvulo Agropyron repentis Görs 66 (Halbruderaler Halbtrockenrasen)
- **Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis Felf 43 (Ackerwinden-Kriechquecken-Gesellschaft)**
- ohne genaue systematische Zuordnung:
- **Calamagrostis epigejos-Gesellschaft**
- Bidentetea tripartitae Tx., Lohm. et Prsg. in Tx. 50 (Zweizahn-Melde-Ufersäume)
- Bidentetalia Br.-Bl. et R. Tx. 43 (Zweizahn-Melde-Ufersäume)
- Bidention tripartitae Nordhag. 40 (Zweizahn-Gesellschaften)
- **Polygono hydropiperis-Bidentetum tripartitae Lohm. in R.Tx. 50 (Wasserpfeffer-Zweizahnflur)**
- ohne genaue systematische Zuordnung:
- **Bidens-frondosa-Gesellschaft**
- Chenopodion rubri Timar 50 (Graumelden-Gesellschaft)
- **Xanthio-Chenopodietum rubri Lohm. et Walth. in Lohm. 50 (Elbe-Spitzkletten-Uferflur)**
- ohne genaue systematische Zuordnung:
- **Persicaria amphibia-Gesellschaft**
 - **Inula britannica-Gesellschaft**
 - **Juncus compressus-Gesellschaft**
- Phragmitetea R.Tx. et Prsg. 42 (Röhrichte und Großseggen-Gesellschaften)
- Phragmitetalia W.Koch 26 (Röhrichte und Großseggen-Gesellschaften)
- Magnocaricion W.Koch 26 (Großseggen-Gesellschaften)
- **Phalaridetum arundinaceae (W. Koch 26 n.n.) Libbert 31 (Rohrglanzgras-Röhricht)**
 - **Caricetum gracilis (Graebn. et Hueck 31) R.Tx. 37 (Schlankseggen-Ried)**
 - **Caricetum vesicariae Br.-Bl. et Denis 26 (Blasenseggen-Ried)**
 - **Carex acutiformis-Gesellschaft Sauer 37 (Gesellschaft der Sumpfssegge)**
 - **Caricetum ripariae R.Knapp et Stoffers 62 (Uferseggen-Ried)**
- Phragmition australis W.Koch 26 (Großröhrichte)
- **Phragmitetum australis Schmale 39 (Schilf-Röhricht)**
 - **Glycerietum maximae Hueck 31 (Wasserschwaden-Röhricht)**
 - **Scirpetum lacustris Chouard 24 (Teichbinsen-Röhricht)**
 - **Acoretum calami Knapp et Stoffers 62 (Kalmus-Röhricht)**
 - **Sparganietum erecti Roll 38 (Igelkolben-Röhricht)**
 - **Oenanthro-Rorippetum amphibiae Lohm. 50 (Wasserkressen-Gesellschaft)**
 - **Scirpetum maritimi (Br.-Bl. 31) R.Tx. 37 (Salzbinsen-Röhricht)**

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Glyceria fluitans-Gesellschaft**
- **Sagittaria sagittifolia-Gesellschaft**
- **Eleocharis palustris-Gesellschaft**

Lemnetea minoris R.Tx. 55 (Wasserwurzler-Gesellschaften)

Lemnetalia minoris R.Tx. 55 (Wasserlinsen-Gesellschaften)

Lemnion minoris R.Tx. 55 (Gesellschaften der Kleinen Wasserlinse)

- **Lemno-Spirodeletum polyrhizae W. Koch 54 em. Müll. et Görs 60 (Teichlinsen-Gesellschaft)**
- **Hydrochariteteum morsus-ranae van Langendonck 35 (Froschbiß-Gesellschaft)**

Potamogetonetea pectinati R.Tx. et Prsg. 42 corr. Oberd. 79 (Wasserpflanzen-Gesellschaften)

Potamogetonetalia pectinati W.Koch 26 corr. Oberd. 79

Nymphaeion albae Oberd. 57 corr.

- **Potamogetonetum trichoides J. et R.Tx. in R.Tx. 65 (Gesellschaft des Haarblättrigen Laichkrautes)**

Secalietea Br.-Bl. 52 (Getreide-Unkrautgesellschaften, Segetal-Gesellschaften)

Aperetalia spica-venti J. et R.Tx. in Mal.-Bel. et al. 60

(Bodensaure, artenarme Getreide-Unkrautgesellschaften)

Aperion spica-venti R. Tx. in Oberd. 49 (Windhalm-Äcker)

- **Aphano-Matricarietum recutitae R.Tx. 37 em. Pass. 57 corr. hoc loco (Kamillen-Gesellschaft)**

ohne genaue systematische Zuordnung:

- **Aperion-Gesellschaft**

3.2 Umfang und Zuordnung des Aufnahmемaterials

Tabelle 1 Anzahl der Aufnahmen in den pflanzensoziologischen Tabellen

Nr.	Bezeichnung der pflanzensoziologischen Tabelle Pflanzengesellschaften	Aufnahmezahl (in Klammern aus Literaturquellen)
1.	Eichenwälder Quercu-Ulmetum minoris Issl. 24 (Eichen-Eschen-Ulmen-Auwald) Fraxinus-Bestände auf Hartholzauwaldstandorten Carpinion-Eichenbestände	20 3 4
2.	Silberweidenwald Salicetum albae Issl. 26 (Silberweidenwald)	4
3.	Grünland mittlerer Standorte Arrhenatheretum elatioris Br.-Bl. ex Scherr. 25 (Tal-Glatthafer-Wiese) Cynosuro-Lolietum Br.-Bl. et de Leeuw 36 (Weidelgras-Weißklee-Weide)	16 (2) 13
4.	Grünland wechselfeuchter Standorte Cnidio-Deschampsietum Hundt ex Pass. 60 (Brenndolden-Wiesen) Alopecurus pratensis-Gesellschaft	6 (4) 15 (2)
5.	Flutrasen Ranunculo-Alopecuretum geniculati R. Tx. 37 (Knickfuchsschwanz-Gesellschaft) Agrostis stolonifera-Flutrasen Carex praecox-Flutrasen	15 (4) 4 (2) 1
6.	Sandmagerrasen Spergulo-Corynephorum canescentis R. Tx. (28) 55 (Frühlingsspark-Silbergrasflur) Filagini-Vulprietum myuros Oberd. 38 (Federschwingel-Rasen) Diantho-Armerietum elongatae Krausch ex Pötsch 62 (Heidenelken-Grasnelken-Flur) Agrostis capillaris-Gesellschaft	2 1 12 4

Tabelle 1 Anzahl der Aufnahmen in den pflanzensoziologischen Tabellen
(Fortsetzg.)

Nr.	Bezeichnung der pflanzensoziologischen Tabelle Pflanzengesellschaften	Aufnahmezahl (in Klammern aus Literaturquellen)
7.	Saumgesellschaften	
	Rubus caesius-Gesellschaft	1
	Leonuro-Ballotetum nigrae Slavn.51	1
	Chaerophylletum bulbosi R. Tx. 37 (Rübenkälberkropf-Gesellschaft)	1
	Urtica-dioica-Gesellschaft	3 (2)
	Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis Felf 43 (Ackerwinden-Kriechquecken-Gesellschaft)	10 (5)
	Calamagrostis epigejos-Gesellschaft	1
8.	Zweizahnfluren	
	Bidens frondosa-Gesellschaft	1
	Polygono hydropipris-Bidention tripartitae Lohm. in R.Tx. 50 (Wasserpfeffer-Zweizahnflur)	5 (5)
9.	Uferfluren	
	Xanthio-Chenopodietum rubri Lohm. et Walth. in Lohm. 50 (Elbe-Spitzkletten-Uferflur)	8 (5)
	Persicaria amphibia-Gesellschaft	1 (1)
	Inula britannica-Gesellschaft	1
10.	Röhrichtgesellschaften	
	Phragmitetum australis Schmale 39 (Schilf-Röhricht)	4 (1)
	Glycerietum maximae Hueck 31 (Wasserschwaden-Röhricht)	4 (2)
	Scirpetum lacustris Chouard 24 (Teichbinsen-Röhricht)	2
	Acoretum calami Knapp et Stoffers 62 (Kalmus-Röhricht)	1 (1)
	Sparganietum erecti Roll 38 (Igelkolben-Röhricht)	2
	Oenantho-Rorippetum amphibiae Lohm. 50 (Wasserkressen-Gesellschaft)	6 (3)
	Glyceria fluitans-Gesellschaft	2 (2)
	Scirpetum maritimi (Br.-Bl. 31) R. Tx. 37 (Salzbinsen-Röhricht)	3 (2)
	Sagittaria sagittifolia-Gesellschaft	1
	Eleocharis palustris-Gesellschaft	2 (2)
11.	Großseggenesellschaften	
	Phalaridetum arundinaceae (W. Koch 26 n.n.) Libbert 31 (Rohrglanzgras-Röhricht)	9 (5)
	Caricetum gracilis (Graebn. et Hueck 31) R. Tx. 37 (Schlankseggen-Ried)	4 (1)
	Caricetum vesicariae Br.-Bl. et Denis 26 (Blasenseggen-Ried)	1
	Carex acutiformis-Gesellschaft Sauer 37 (Gesellschaft der Sumpfsegge)	1
	Caricetum ripariae R.Knapp et Stoffers 62 (Uferseggen-Ried)	1
12.	Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften	
	Lemno-Spirodeletum polyrhizae W. Koch 54 em. Müll. et Görs 60 (Teichlinsen-Gesellschaft)	2
	Hydrochariteteum morsus-ranae van Langendonck 35 (Froschbiß-Gesellschaft)	1
	Potamogetonetum trichoides J. et R. Tx. in R. Tx. 65 (Gesellschaft des Haarblättrigen Laichkrautes)	1
13.	Ackerunkrautgesellschaften	
	Aphano-Matricarietum recutitae R. Tx. 37 em. Pass. 57 corr. hoc loco (Kamillen-Gesellschaft)	2 5
	Aperion-Gesellschaften	
	SUMME	207(51)

3.3 Wälder

3.3.1 Wälder auf Flächen der rezenten und ehemaligen Hartholzaue (Tabelle 1)

Je nach forstlicher Nutzung der Flächen ist das Baumarteninventar und damit die Physiognomie der Bestände vorbestimmt. Meist herrscht *Quercus robur* in der ersten Baumschicht, was auf früheren forstlichen Einfluss, aber auch

auf das Ulmensterben zurückzuführen ist (REICHHOFF 1992). *Ulmus laevis* oder *Ulmus minor* sind neben *Carpinus betulus* oder *Acer campestre* in der zweiten Baumschicht häufig. Insbesondere die häufige Beteiligung von *Carpinus betulus* oder auch *Tilia sp.* (nicht im Untersuchungsgebiet) an der Baumschicht deuten auf seltener überflutete Standorte hin (vgl. REICHHOFF 1992). Einzelne Aufnahmeflächen sind anders strukturiert, beispielsweise wird die Baumschicht in der Aufnahme 10 von *Quercus petraea* oder in den Aufnahmen 21 bis 23 hauptsächlich durch *Fraxinus excelsior* bestimmt. Syntaxonomisch sind die Hartholzauwälder über den Verband Alno-Ulmion der Ordnung der mesophytischen, buchenwaldartigen Laubwälder Europas (OBERDORFER 1992b) angeschlossen. Bei Eichenwäldern auf nicht mehr überschwemmten Standorten binnendeichs ergeben sich aus dem Artenspektrum Bezüge zu den Eichen-Hainbuchenwäldern (Carpinion) und teilweise auch zu den bodensauren Eichenwäldern (Ordnung Quercetalia robori-petraea).

Eichen-Eschen-Ulmen-Auwald, Quercu-Ulmetum minoris (Issl. 1924) (Tabelle 1, 1-20)

Diese Gesellschaft bezeichnet die typische mitteleuropäische Hartholzaue. Sie besiedelt die seltener überfluteten Auenstandorte der Flüsse der planaren bis kollinen Höhenstufe (OBERDORFER 1992b). Sie hat eine wichtige landschafts-ökologische Funktion bei der Abschwächung der Hochwasserflut und leistet einen Beitrag zur Grundwasserneubildung (PREISING et al. 1984). Die Standortverhältnisse zeichnen sich durch wenige Überflutungen, in der Regel meist durch Frühjahrshochwässer aus. bei den Standorten handelt es sich um basen- und nährstoffreiche Lehm Böden zwischen der Mittelwasserlinie und der höchsten Hochwasserlinie (vgl. HENRICHFREISE 1996). Derartige Standorte sind wegen der überflutungsbedingten Nährstoff- und Basenzufuhr größtenteils schon seit langer Zeit landwirtschaftlich genutzt. Eichen-Eschen-Ulmen-Auwälder sind daher selten geworden (z. B. MATHEWS 1997, WESTHUS et al. 1993, TUCHSCHERER 1992, DÖRING-MEDERAKE 1991). Nach OBERDORFER (1992b) wandeln sich die Bestände in Eichen-Hainbuchenwälder um, wenn die regelmäßigen Überflutungen ausbleiben.

POTT (1995) erwähnt das Mühlenholz bei Havelberg als Vorkommen des Quercu-Ulmetum. Der im Untersuchungsgebiet liegende Teil stellt eine degenerierte Form dar, die durch Eindeichung und durch die stellenweise Einmischung unterschiedlicher Baumarten verändert wurden. Auf von Qualmwasser unbeeinflussten Flächen stockt inzwischen ein deutlicher Anteil von *Fagus sylvatica* und in der Nähe der Waldgaststätte *Aesculus hippocastanum*. ELLENBERG (1996) erwähnt, dass auch *Fagus* unter gewissen Bedingungen in der Aue zu überleben vermag, wenn der Boden eher sandig ist, so dass Hochwässer relativ schnell versickern können und sofern Überflutungen in der Vegetationsperiode eine seltene Ausnahme bleiben. Die Standortanprüche von *Fagus sylvatica* in Bezug auf den Bodenwasserhaushalt sind nach SCHMIDT (2000) jedoch noch nicht geklärt, da es immer wieder Hinweise darauf gibt, dass *Fagus* auch stärker vernässte, grund- und stauwasserbeeinflusste Böden nicht meidet (HÄRDITL et al. 1996b). SCHMIDT (2000) vermutet, dass *Fagus* auf die zeitliche Dynamik von Vernässung und Austrocknung empfindlicher reagiert als *Quercus* oder *Carpinus*.

Die Aufnahmen 1 bis 20 werden aufgrund der Baumartenzusammensetzung und aufgrund der Feldschicht dem Quercu-Ulmetum minoris zugeordnet. In der ersten Baumschicht herrscht - vermutlich auch aufgrund forstlichen Eingreifens (vgl. HÄRDITL et al. 1996a) - *Quercus robur*, während die zweite namensgebende Art *Ulmus minor* meist in der zweiten Baumschicht oder in der Strauchschicht vorhanden ist. In der Aufnahme 10 ist *Quercus robur* durch *Quercus petraea* ersetzt. Da das vermutlich anthropogen bedingt ist und die Aufnahme grundsätzlich den übrigen ähnlich ist, erfolgt hier keine eigenständige Ansprache. Typisch für Auwälder ist der Nährstoffreichtum, der sich in der Differentialartengruppe des Alno-Ulmion widerspiegelt. Diese Artengruppe entspricht etwa derjenigen, die SCHUBERT (1972a) als *Humulus lupulus*-Gruppe für mäßig nasse bis feuchte, nährstoffreich-nitrophile Standorte nennt. Viele Arten davon sind charakteristisch für nitrophytische Fluren innerhalb der Ordnung Glechometalia.

Die außen- und binnendeichs vorkommenden Hartholzauwälder sind von ihrem Artenspektrum nicht klar zu trennen. Im Gegensatz zu HELLWIG (2000) lässt sich keine Subassoziation der rezenten Aue ausscheiden. Innerhalb dieser Auwälder ist eine Gruppe von Feuchtezeigern gruppierbar, die eine *Lysimachia vulgaris*-Ausbildung der Gesellschaft kennzeichnen (vgl. HÄRDITL et al. 1996a). Die Differentialartengruppe entspricht relativ genau der bei SCHUBERT (1972a) publizierten *Iris pseudacorus*-Gruppe, die nasse Standorte mittleren Nährstoffgehaltes kennzeichnet. Anhand einer ähnlichen Artengruppe weist OBERDORFER (1992b) die Subassoziation von *Phalaris arundinacea* aus. Diese wird jedoch nicht für die kollinen Auen angegeben, deshalb soll dieser Name an dieser Stelle nicht aufgegriffen werden.

Ein sich gegenseitig ausschließendes Verhalten zur *Lysimachia vulgaris*-Artengruppe zeigt eine Gruppe um *Chaerophyllum temulum* und *Geum urbanum*. Diese Arten haben nach SCHUBERT (1972a) ihren Verbreitungsschwerpunkt auf nährstoffreichen, feuchten bis mäßig trockenen Standorten, wozu alle aktuellen und viele ehemalige Auenstandorte zählen. Nur auf den nassesten und einem Teil der eingedeichten Flächen fehlt diese Artengruppe. Die Standorte sind beide sandig und von daher vermutlich beträchtlich nährstoffärmer. Beim Verhalten von *Adoxa moschatellina* fällt auf, dass die Art ausschließlich die eingedeichten Flächen besiedelt, hier allerdings genau zu dieser Differentialartengruppe passt. Die Aufnahmen 16 bis 20, denen die Artengruppe fehlt, stehen zu den Carpinion-Eichenbeständen in Beziehung, die floristisch weniger eng an die typischen Hartholzauwälder gebunden sind. Hier geht der Anteil der Alno-Ulmion-Verbandscharakterarten merklich zurück. In den Aufnahmen 16 und 17 wurden Dominanzbestände von *Urtica dioica*, mit der Aufnahme 20 von *Rubus caesius* erfasst.

Bei den Aufnahmen 15 und 23 (siehe unten) fällt eine Gruppe von *Corydalis cava*, *Pulmonaria obscura* und *Arum maculatum* ins Auge. Die Flächen liegen im Bereich der Ohremündung entlang eines Entwässerungsbaches am Rogätzer Hang. Die Standorte stehen in Beziehung zu den Bach-Erlen-Eschenwäldern, da in der Nähe *Alnus glutinosa* vorkommt. Die Frühjahrsblüher repräsentieren frühjahrsfeuchte bis frische, sehr nährstoffreiche Standorte. Innerhalb des Untersuchungsgebietes ist es jedoch nicht möglich, analog zu HÄRDITL et al. (1996a) eine Artengruppe trockenerer, mesophiler Standorte um *Brachypodium sylvaticum* zu bilden. Die Humusform ist wie auch im Untersuchungsgebiet in der Regel L-Mull, selten kommt F-Mull vor und in einem Fall (Aufnahme 11) Feuchtmoder. Diese Fläche ist ein stark durch Qualmwasser beeinflusster Standort unmittelbar hinter dem Deich im Mühlenholz.

Eschenbestände

Ein Teil der Waldbereiche innerhalb des Deiches sind - vermutlich durch forstlichen Einfluss - von *Fraxinus excelsior* in der ersten Baumschicht bestimmt. Die Artengruppe der Alno-Ulmion-Verbandscharakterarten ist hier mit deutlich geringerem Anteil vertreten. Von den Differentialarten der Hartholzauwälder fallen *Urtica dioica*, *Rubus caesius* und *Geranium robertianum* aus. Möglicherweise macht sich hier ein Unterschied im Nährstoffgehalt der Standorte bemerkbar.

Die deutlich und oft mit höheren Deckungsgraden vorhandenen Vertreter der Artengruppe von *Chaerophyllum temulum*, die nach SCHUBERT (1972a) nährstoffreiche, feuchte bis mäßig trockene Standorte repräsentiert, unterstützt diese These. In der Aufnahme 21 bilden *Corydalis cava*, *Pulmonaria obscura* und *Arum maculatum* eine weitere Gruppe. Die Flächen liegen westlich der Ohremündung südlich des Baches am Rogätzer Hang. Sie ist dabei etwas erhöht gegenüber dem unmittelbaren Bachuferbereich. Die Arten stehen für frühjahrsfeuchte bis frische, sehr nährstoffreiche Standorte.

In der Aufnahme 23, die unmittelbar hinter dem Deich im Mühlenholz bei Havelberg liegt, fällt der Dichte Bestand von *Carex brizoides* auf, einer Art, die nach OBERDORFER (1994) Verbandscharakterart im Alno-Ulmion ist. Der Tabelle 1 nach hat sie im Gebiet in dieser Funktion geringere Bedeutung. Bei SCHUBERT (1972a) wird die Art als Teil einer Gruppe geführt, die für frische bis trockene, nährstoffreiche, lichte Standorte stehen. Bei einem Gesamtdeckungsgrad der Baumschicht von nur 70 % scheint das plausibel. Weiter bemerkenswert an dieser Fläche ist das Vorkommen von *Poa nemoralis* mit dem Deckungsgrad '4'.

Von einer Zuordnung der Flächen zu den Eschen-bestimmten Feuchtwaldgesellschaften sowohl des Carici remotae-Fraxinetum als auch des Pruno-Fraxinetum wird abgesehen, da die Bestände forstlich bedingt sind. Die Bachauenlage ist nur bei Aufnahme 21 entfernt gegeben, die mit dem Vorkommen von *Carex remota* sicherlich floristisch den engsten Bezug zu diesen Wäldern hat. Aufgrund der Tatsache, dass die Alno-Ulmion-Verbandscharakterarten größtenteils ausfallen, ist eine Zuordnung zum Pruno-Fraxinetum ebenfalls nicht denkbar, zumal eine Voraussetzung dafür das Vorkommen von *Alnus glutinosa* und *Prunus padus* sein sollte (OBERDORFER 1992b). Abgesehen von diesen Arten stehen die Aufnahmen vom Artenspektrum her denjenigen der fragmentarischen Ausbildung oder als typicum vermuteten Form bei DIERSCHKE et al. (1987) nahe. Die drei Aufnahmen entstanden auf hauptsächlich lehmigen oder schluffigen Böden variierender Ausprägung. Als Auflagehorizont wurde ausnahmslos L-Mull festgestellt.

Carpinion Eichenbestände

Nicht alle Laubwaldstandorte im Untersuchungsgebiet entsprechen denjenigen der typischen Hartholzauwälder. Höher gelegene, oftmals sandige Flächen im Binnendeichbereich weisen nur noch wenige derartige Charakterarten auf, da die edaphischen Bedingungen in Richtung einer Nährstoff- und Basenarmut gehen. Dazu tragen die im Binnendeichbereich ausbleibenden Überflutungen und damit die fehlenden Sediment- und Nährstoffeinträge bei. Unter anderem OBERDORFER (1992b) gibt an, dass sich ehemalige Auwälder nach Ausbleiben regelmäßiger Überflutungen zum Carpinion entwickeln. In Gebieten kontinentaleren, niederschlagsärmeren Klimas tritt der Eichen-Hainbuchenwald als typische, natürliche Waldgesellschaft mesotropher Standorte auf und löst hier den Buchenwald ab (SCHUBERT 1972b). Die Gesellschaften sind z. B. im östlichen Teil der BRD bis hin in den Südwesten auf entsprechenden Standorten verbreitet (vgl. ELLENBERG 1996, NEUHÄUSL 1981). Das Stellario-Carpinetum gilt nach OBERDORFER (1992b) als Zentralassoziation des Verbandes, deren Kennarten mit denen des Verbandes zusammenfallen.

Charakterarten dieses Carpinion-Verbandes, wie beispielsweise *Dactylis polygama* oder *Carpinus betulus*, spielen jedoch in den Aufnahmen des Untersuchungsgebietes kaum eine Rolle. Auch Differentialartengruppen, wie sie beispielsweise von DIERSCHKE (1986) angeführt werden, sind wenig hilfreich zur weiteren Charakterisierung der Flächen. Die Aufnahmen 24 bis 27 sollen daher als Carpinion-Eichenbestände bezeichnet werden, wobei in der Aufnahme 25 das Auftreten von *Deschampsia flexuosa* und *Agrostis capillaris* in Richtung einer Bodenversauerung deutet, die zumindest fleckenhaft vorhanden ist. Da HÄRDTLE et al. (1997) die beiden Arten als Ordnungscharakterarten der Quercetalia robori-petraeae ansehen, sind damit Beziehungen zu den Eichenwäldern gegeben.

In der Aufnahme 24 fällt *Holcus mollis* als Magerkeits- und Säurezeiger mit dem Deckungsgrad von '3' ins Auge. Während OBERDORFER (1994) die Art als Charakterart des Verbandes Quercion robori-petraeae wertet, wird sie bei HÄRDTLE et al. (1997) nicht dementsprechend eingestuft. Hier hat sie die Funktion einer lokalen Assoziationscharakterart des Betulo-Quercetum, einer Eichenwaldgesellschaft saurer, aber nicht zu armer Standorte mit borealen Florenelementen. Aufgrund des Fehlens von Charakterarten und des Vorkommens von *Fagus sylvatica* im Bereich der Aufnahme 26, läßt sich hier eine Parallele zum Galio-Fagetum legen. KRUSE (1986) bezeichnet derartige Waldgesellschaften beispielsweise mit dem Begriff „Stellario-Carpinetum als Wirtschaftsform des Galio-odorati-Fagetum“. Möglicherweise ist das Vorkommen von *Fagus sylvatica* im Mühlenholz forstlichen bedingt. Die Humusformen der Aufnahmen sind heterogen, wobei F-Mull vorherrscht. Lediglich in der Aufnahme 26 kommt L-Mull über schluffigem Sand vor und in der Aufnahme 25 typischer Moder über reinem Sand.

3.3.2 Wälder auf Flächen der rezenten und ehemaligen Weichholzaue (Tabelle 2)

Die Weichholzauwälder an der Elbe werden der Klasse Salicetea albae zugeordnet. Reste treten teilweise noch galerieartig am Elbufer oder entlang der Ohre auf (vgl. REICHHOFF 1992). Sie stehen in Kontakt zu den Uferfluren und Röhrichten. Innerhalb des Verbandes Salicion albae können die Silberweidenwälder (Assoziation Salicetum albae) und die Uferweidengebüsche (Assoziation Salicetum triandrae) unterschieden werden.

Silberweiden-Auwald, Salicetum albae (Issl. 1926) (Tabelle 2, 1-4)

Die Assoziation Salicetum albae stellt eine weit verbreitete Gesellschaft der Weichholzaue dar. Sie stockt im Uferbereich der Flüsse, auf Inseln, an Altarmen und in Überschwemmungsrinnen auf von Schotter oder Kies durchsetztem Auelehm oder auch auf Sand (PREISING et al. 1984). Die Standorte werden typischerweise bei jedem Hochwasser überschwemmt, denn die Bodenoberfläche liegt meist nur wenig über dem mittleren Wasserstand. Abhängig von der Fließgeschwindigkeit

werden Sand, Schluff oder toniges Material abgelagert. Aufgrund der Sedimentation sind die Böden in der Regel kalk- und nährstoffreich. Einzige Assoziationscharakterart ist *Salix alba* (Silberweide). Als Differentialarten gegenüber anderen Gehölzbeständen bilden u.a. Röhrichtarten oder Arten der Uferfluren die oftmals üppige Krautschicht.

Im Untersuchungsgebiet wurde die westlich des Sandauer Waldes, im Bereich der Ohremündung und am Braunschweiger Loch erfasst. Die drei erstgenannten Aufnahmen sind durch eine Gruppe von Feuchtezeigerarten charakterisiert, die zu den Röhrichten gezählt werden. Diese Gruppe fehlt fast vollständig in der Aufnahme 4 am Braunschweiger Loch, die sich dafür durch eine Reihe von Arten des Verbandes Alno-Ulmion auszeichnet. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass dieser letztgenannte Weidenwald weniger auf Prozesse der Flussdynamik zurückgeht sondern vielmehr ein Sukzessionsstadium der ehemals als Abbaugelände genutzten Fläche auf dem Weg zum Hartholzauwald darstellt. Alle Aufnahmen weisen eine hohe Zahl von nährstoff- und feuchtezeigenden Arten auf, die typisch ist für Auenstandorte. Die Standorte sind bis auf den lehmigen Boden der Aufnahme 1 alle durch Schluff charakterisiert. Die Humusform ist L-Mull, wobei die Aufnahme 3 keinen Auflagehorizont aufwies.

3.4 Grünland im weiteren Sinne

3.4.1 Grünland mittlerer Standorte (Tabelle 3)

Als Grünland mittlerer Standorte werden Glatthaferwiesen und Weidelgras-Weißklee-Weiden, die beide zur Ordnung der Arrhenatheretalia gehören, bezeichnet.

Glatthafer-Wiese, *Arrhenatheretum elatioris* (Br.-Bl. ex Scherr. 25) (Tabelle 3, 1-16)

Die Assoziation bezeichnet durch regelmäßige Mahd (meist zwei bis dreimal pro Jahr) entstandene Grünlandgesellschaften der tieferen Lagen. Die typischen Standorte sind tiefgründig, frisch bis mäßig trocken, oft lehmig, nährstoffreich und werden meist regelmäßig gedüngt. Bevorzugt werden sommerwarme und durch ausgiebige Sommerniederschläge begünstigte Standorte (OBERDORFER 1993b). DIERSCHKE (1997) vermutet daher die Entstehung der ersten Arrhenathereten in den Flussauen auf fruchtbaren Auenlehmen. Die charakteristischen, durch die Mahd geförderten Arten sind *Arrhenatherum elatius*, *Crepis biennis* (im Untersuchungsgebiet nicht erfasst) und *Galium mollugo* agg. (vgl. DIERSCHKE 1997). *Campanula patula* wird von unterschiedlichen Autoren verschieden beurteilt, paßt jedoch innerhalb des Untersuchungsgebietes zu den Kennarten. Durch starke Düngung oder häufigen Schnitt kommt es zur Artenverarmung und zur Dominanz weniger Obergräser. Die bei DIERSCHKE (1997) dargelegte Differenzierung nach geographischen Rassen beschreibt für das norddeutsche Areal arten- und blühärmere Bestände, zu denen die Beispielaufnahme gehört. Die nährstoffarmen Glatthaferwiesen wurden von LISBACH & PEPLER-LISBACH (1996) analysiert, wobei abhängig von der Bodenreaktion zwei Subassoziationen ausgeschieden wurden, diejenige von *Bromus erectus* auf basenreicheren und die von *Hypochoeris radicata* auf basenarmen Standorten.

Mit einer Differentialartengruppe um *Veronica chamaedrys* lassen sich die Aufnahmen 1 bis 14 als Arrhenatheretum im engeren Sinne vom Cynosuro-Lolietum und den Übergangsbereichen abgrenzen. Die Arten meiden nährstoffreiche und feuchte oder stark beanspruchte Grünlandflächen. Eine ähnliche Verbreitung hat eine Gruppe von Trockenheitszeigern um *Galium verum* agg., die auch für nährstoffärmere Standorte stehen. Diese lassen im Vergleich mit der Übersichtstabelle bei LISBACH & PEPLER-LISBACH (1996) mit *Campanula patula* und bedingt mit *Galium verum* agg. die Zugehörigkeit zur Subassoziationsgruppe von *Briza media* erkennen. Über das Vorkommen von *Agrostis capillaris* ist die weitergehende Zuordnung zur Subassoziation von *Hypochoeris radicata* gegeben, zumal die bei LISBACH & PEPLER-LISBACH (1996) für die Subassoziation von *Bromus erectus* aufgelisteten Arten fehlen.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes sind nur wenige Flächen innerhalb der Aue deutlich als Arrhenathereten gekennzeichnet. Gründe dafür liegen in der häufig vorhandenen Mischnutzung und der nach der „Wende“ bisher noch nicht wiederhergestellten Kontinuität der Grünlandnutzung. Die Aufnahmen 13 und 14 sind durch das starke Vorkommen von *Lolium perenne* geprägt, und zeigen einen Übergangscharakter zu den Weideflächen. Bei den Aufnahmen 15 und 16 ist eine Neuansaat zu vermuten. Verbreitet ist diese Gesellschaft dagegen auf meist gemähten Deichabschnitten. Hier haben die Arten trockenere, nährstoffärmere Standorte, *Myosotis ramosissima*, *Valerianella locusta* und *Cerastium arvense* ihren Vorkommensschwerpunkt. Die Grünlandart *Tragopogon pratense* kommt nur auf den Deichaufnahmen vor.

Die Glatthaferwiesen bilden einen durch Wechselfeuchtezeiger gekennzeichneten Flügel als Übergang zu den Cnidion-Wiesen aus (siehe Aufnahme 1). Dieser wurde nur im Bereich von Havelberg erfasst. Die dortigen Grünlandflächen gehören von der Geländemorphologie her zum ehemaligen Havelgrünland. Als Bodenart im Oberboden ist Schluff in unterschiedlichen Differenzierungen am häufigsten. Sandige Böden wurden ausschließlich auf binnendeichs gelegenen Deichabschnitten erfasst. Bei den Aufnahmen 7, 15 und 16 erfolgt eine Einstufung als Lehm. Der Auflagehorizont ist aufgrund der Nutzung meist geringmächtig und als L-Mull einzustufen.

Weidelgras-Weißklee-Weide, *Cynosuro-Lolietum* (Br.-Bl. et de Leeuw 36) (Tabelle 3, 17-29)

Weidegesellschaften sind einem dauernden oder periodisch wiederkehrendem Fraß sowie einer Trittbelastung, die immer wieder zu Verletzungen der Grasnarbe führt, unterworfen. Eine ähnliche Auswirkung ruft auch ein häufiger Schnitt hervor. Durch beide Nutzungen werden sogenannte weidefeste Arten, die sich entweder vegetativ vermehren können oder nur sehr kurze generative Zyklen haben, gefördert. Auf Trittsstellen entstehen immer wieder neu besiedelbare Flächen, auf denen auch Einjährige wie *Stellaria media*, *Capsella bursa-pastoris* oder *Poa annua* keimen können. Die Standorte sind frisch bis feucht und mehr oder weniger nährstoffreich (OBERDORFER 1993b). Sie entsprechen im wesentlichen denen der Arrhenathereten, aus denen die Lolieten durch entsprechende Nutzung hervorgehen können. Die Assoziation des Cynosuro-Lolietum ist bei DIERSCHKE (1997) als Zentralassoziation des Cynosurion sehr weit gefasst und schließt alle Fettweiden des Verbandes ein. Als Assoziationscharakterart ist im Untersuchungsgebiet nur *Lolium perenne* vorhanden. Weitere Kennarten des Verbandes sind *Leontodon autumnalis* und *Phleum pratense*. *Trifolium repens*, von einigen Autoren

ebenfalls als Verbandscharakterart beurteilt, wird von DIERSCHKE (1997) nur als Klassencharakterart eingeschätzt, da die Art eine sehr weite Amplitude hat. Sie erreicht jedoch in der Regel große Deckungsgrade innerhalb des Cynosurion.

Die Flächen liegen im Untersuchungsgebiet sowohl innerhalb als auch außerhalb des Deiches. Es handelt sich in der Regel um beweidete oder als Mähweide genutzte Flächen, wobei die drei Aufnahmen binnendeichs südlich von Sandau jüngst nur getreht wurden. Möglicherweise ist hier ein Wechsel innerhalb des Artenspektrums zu erwarten, der sich im Auftreten von *Arrhenatherum elatius* ankündigt. Die außendeichs liegenden Flächen wurden bei Rogätz und Havelberg aufgenommen. Von den Standortbedingungen dürften die Aufnahmen der bei DIERSCHKE (1997) aufgeführten zentralen Subassoziationsgruppe nahestehen. Eine Zuordnung zur Subassoziationsgruppe von *Hypochoeris radicata* ist anhand der vorkommenden Arten nicht möglich.

In den Aufnahmen 20 bis 23 kommen *Galium verum* agg. bzw. *Eryngium campestre* als Magerkeitszeiger vor. Sie stehen für trockenere Standorte. In zwei Aufnahmeflächen (28, 29) treten Flutrasenarten, allen voran *Agrostis stolonifera*, hervor, die einerseits auf die feuchteren Bodenbedingungen hindeuten, andererseits vermutlich auch durch die Beweidung gefördert werden.

Innerhalb der beweideten Flächen erreichen Weideunkräuter wie *Cirsium arvense* oder *Urtica dioica* stellenweise hohe Deckungsgrade. Durch die teils relativ großen Weideflächen beispielsweise außendeichs im Raum Sandau und Havelberg wird der selektive Fraß gefördert und damit auch die Entstehung von Unkrautflecken im Bereich ehemaliger Geilstellen. Als Bodenart im Oberboden ist Schluff in unterschiedlichen Differenzierungen verbreitet. In den Aufnahmen 18 bis 20 sowie 26 und 27 wurden sandige Böden erfasst, die im einzelnen als schluffiger oder lehmiger Sand anzusprechen sind. Der Auflagehorizont ist aufgrund der Nutzung meist geringmächtig und als L-Mull einzustufen.

3.4.2 Grünland wechselfeuchter und frischer Auenstandorte (Tabelle 4)

Speziell an Auenstandorte angepasste Gesellschaften sind die Brenndoldenwiesen und die *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft. Erstere gehört zum Verband Cnidion innerhalb der Ordnung der Molinietales, die die Grünlandgesellschaften wechselfeuchter (Verband Cnidion) und feuchter Standorte (Calthion) bis hin zu den feuchten Staudenfluren (Verband Filipendulion) zusammenfasst. Die *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft wird zum Verband Arrhenatherion innerhalb der Ordnung Arrhenatheretalia gerechnet. Mit einer feuchten Variante, die bei HELLWIG (2000) als Subassoziation von *Galium palustre* beschrieben wird, nimmt diese Gesellschaft jedoch eine unklare Stellung ein. Vergleichbare Aufnahmen von BURKART (1998) werden als Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaft geführt. Die bei LEYER (2002) vorgenommene Zuordnung derartiger Aufnahmen zu den Flutrasen löst das Problem, indem der Anteil der Flutrasenarten stärker bewertet wird.

Brenndolden-Wiese, Cnidio-Deschampsietum (Hundt ex Pass. 60) (Tabelle 4, 1-6)

Diese Gesellschaft ist nach OBERDORFER (1993b) an nasse Mulden und Flutrinnen mit tonigem Boden gebunden. Sie ist demnach Ersatzgesellschaften des Alno-Ulmion. POTT (1995) weist auf die wechselnden Bodenfeuchtebedingungen hin, wobei für die Ausbildung der Gesellschaft regelmäßige Überflutungen Voraussetzung sind (BURKART 1998). Im Bereich des Elbtals und der Havelniederung ist die Gesellschaft ursprünglich verbreitet gewesen, derzeit jedoch in der Elbniederung selten (vgl. HELLWIG 2000) und gilt als gefährdet (SCHUBERT et al. 1995).

Die auch im Untersuchungsgebiet seltene Gesellschaft wurde im Binnendeichbereich im Wassereinzugsgebiet der Havel sowie in der Nähe von Glindenberg außendeichs erfasst. Aus dem zuerst genannten Bereich wurden von LEYER (2001) weitere Aufnahmen zitiert. Als charakteristische Arten sind von der Assoziation *Cnidion dubium* und *Deschampsia cespitosa* sowie von der Ordnung *Galium boreale* und *Sanguisorba officinalis* mit unterschiedlich hoher Steigkeit vorhanden. Gegenüber der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft erweise sich eine Gruppe um *Cerastium holosteoides* als Differentialarten. Dazu gehört mit *Leucanthemum vulgare* agg. auch eine Art der Arrhenatheretalia.

Mit *Rumex thyrsiflorus* und *Galium verum* agg. kommen in den Aufnahmen 4 bis 6 Trockenheitszeiger vor. BURKART (1998) differenziert innerhalb des Cnidio-Deschampsietum u. a. eine Variante der Gesellschaft mit *Arrhenatherum elatius*, die für geringere Bodenfeuchte der Standorte steht. Das Vorkommen von *Arrhenatherum elatius* in den Aufnahmen 1 und 6 lässt sich dazu nicht in Beziehung setzen. Die trockeneren Brenndoldenwiesen vermitteln zu wechselfeuchten Glatthaferwiesen (siehe Tabelle 3, Aufnahme 1). Feuchtezeiger und Flutrasenarten sind innerhalb des Aufnahmematerials ebenfalls kaum von Belang. Aufgrund des größeren Anteils von zitierten Aufnahmen (LEYER 2001) können an dieser Stelle keine Angaben zu Bodenarten und Auflagehumus gemacht werden.

Gesellschaft des Wiesenfuchsschwanzes, *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft (Tabelle 4, 7-21)

Die Wuchsorte dieser Gesellschaft sind meist sommertrockene Überschwemmungsstandorte in den Flussauen. Sie gelten demnach als wechselfrisch und sind nährstoffreich (vgl. SCHUBERT et al. 1995). Eine derartige Gesellschaft steht floristisch und räumlich zwischen den Glatthaferwiesen bzw. Magerrasen und den Feuchtwiesen oder Flutrasen (vgl. DIERSCHKE 1997). Bei HUNDT (1958) wird eine *Alopecurus pratensis*-*Galium mollugo*-Gesellschaft auf Auenwiesen von Elbe, Saale und Mulde beschrieben. Sie ist jedoch deutlich artenreicher als die des Untersuchungsgebietes, der beispielsweise in allen Aufnahmen *Galium mollugo* agg. fehlt. HUNDT (1958) weist bereits darauf hin, dass die Gesellschaft keine eigenen Kennarten besitzt, sich jedoch durch große Einheitlichkeit auszeichnet. Daher soll sie hier nicht im Assoziationsrange geführt werden, wie es andere Autoren tun (POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995, PASSARGE 1964). DIERSCHKE (1997) beschreibt eine vergleichbare Gesellschaft als *Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, um im Namen die Beziehungen zu den Flutrasen zu betonen.

Vor allem in den Auen ist *Alopecurus pratensis* gegenüber vielen anderen Wiesenarten im Vorteil, da sie Überstauungen durch ein Aerenchym im Rindenparenchym besser überstehen kann (ELLENBERG 1996) und auch gegenüber Spätfrösten relativ unempfindlich ist (HUNDT 1958). Vegetationseinheiten ähnlicher Artenzusammensetzung werden bei OBERDORFER (1993b) nicht beschrieben. Die dort dokumentierten *Alopecurus*-reichen Aufnahmen weisen alle die Arten der Glatthafergruppe auf, so dass sie als Arrhenatheretum alopecuretosum eingestuft wurden.

Eine größere soziologische Übereinstimmung von *Alopecurus pratensis* mit *Ranunculus repens* kann für das Untersuchungsgebiet nicht beobachtet werden, *Alopecurus* besitzt eine wesentlich weitere Verbreitung und kommt in fast allen Aufnahmen vor, so dass hier weiterhin nur von der *Alopecurus pratensis*-Gesellschaft gesprochen werden soll. Zahlreiche Grünlandaufnahmen im Untersuchungsgebiet sind kenn- und trennartenlos oder -arm. Sie alle weisen einen hohen Anteil von *Alopecurus pratensis* auf, wobei in der Regel auch *Elymus repens* größere Deckungsgrade auf diesen Flächen erreicht (vgl. Tabelle bei HUNDT 1958 und HELLMIG 2000).

Die Gesellschaft lässt sich in zwei Varianten gliedern. Als Besiedler feuchterer Standorte lassen sich die Aufnahmen 7 bis 10 gruppieren. Sie zeichnen sich durch Feuchtezeiger um *Galium palustre* aus. Für derartige Aufnahmen scheidet HELLMIG (2000) eine eigene Subassoziation aus, während LEYER (2001) sie zu den Flutrasen stellt. Aufgrund ihrer Übergangsstellung ist die Einstufung schwierig. BURKART (1998) weist darauf hin, dass eine ähnliche Reihe von Feuchtezeigern (*Mentha arvensis*-Gruppe) häufig durch die *Alopecurus pratensis*-Gruppe begleitet wird und charakterisiert ähnliche Aufnahmen an der Havel bei Gülpe als *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaft. Die Aufnahme 10 weist eine weitere Artengruppe auf, die auf Brachebedingungen hinweist. Die Arten gehören größtenteils zu den Verbandscharakterarten des Filipendulion, in dem die feuchten Hochstaudenfluren zusammengefasst werden.

Dagegen ist die Variante von *Rumex thyrsiflorus*, die auf trockenere Standorte hinweist, sehr deutlich getrennt. Hier sind die Aufnahmen 11 bis 21 zuzuordnen. Innerhalb der letztgenannten Variante zeichnen sich die Aufnahmen 11 bis 15 durch eine Gruppe von Arten des Cnidion um *Carex praecox agg.* aus, die für wechselfeuchtere Standorte stehen. Eine Sonderstellung nimmt die binnendeichs aufgenommene Fläche westlich von Wulkau ein (Aufnahme 12), bei der neben *Alopecurus pratensis* die beiden Arten *Galium verum agg.* und *Calamagrostis epigejos* mit höheren Deckungsgraden auffallen. Standortlich scheint diese Fläche zu den Magerrasen überzuleiten, während sie von der Nutzung her zu den Brachen tendiert. Diese Aufnahme ist neben der Aufnahme 5 einer der wenigen Fundorte von *Allium angulosum*, einer Stromtalpflanze und Cnidion-Verbandscharakterart (OBERDORFER 1994).

Schwerpunktmäßig wurden die Aufnahmen auf unterschiedlich genutzten Weideflächen außendeichs südwestlich von Havelberg und bei Sandau erfasst. Die Gesellschaft kommt jedoch auch auf gemähten oder Mähweideflächen außendeichs südlich von Heinrichsberg vor. Hier werden jedoch nur die unteren flusnnäheren Terrassenbereiche besiedelt. Als Bodenart im Oberboden ist Schluff in unterschiedlichen Differenzierungen sehr verbreitet. Mit der Aufnahme 7 wurde ein lehmiger Standort erfasst. Sandige Böden wurden bei den Aufnahmen 12, 14 und 15 erfasst. Der Auflagehorizont ist aufgrund der Nutzung meist geringmächtig und meist als L-Mull einzustufen. Nur in den Aufnahmen 15 und 17 ist die Humusform als F-Mull anzusprechen.

3.4.3 Flutrasen (Tabelle 5)

Die Gesellschaften besitzen die Fähigkeit, feuchte bis nasse Standorte rasch zu besiedeln und auch Überstauungen zu überstehen. Sie sind durch sich vegetativ schnell durch Kriechsprosse oder Rhizome vermehrende Arten gekennzeichnet. Durch intensive Beweidung werden Flutrasen sowohl auf Röhrlich- als auch auf Feuchtgrünlandstandorten gefördert (vgl. BURKART 1998). *Agrostis stolonifera* ist namensgebende Art für die Klasse Agrostietea und Ordnung Agrostietalia. Als einziger Verband im Gebiet kommt das Potentillion anserinae R.Tx 47, gebräuchlicherweise auch als Agropyro-Rumicion Nordh. 40 em. R.Tx. 50 bezeichnet, vor (POTT 1995, OBERDORFER 1993b). BURKART (1998) zeigt, dass letzterer Name nicht gültig ist und daher die Bezeichnung Potentillion anserinae gelten muss, die auch SCHUBERT et al. (1995) verwenden.

Ranunculo-Alopecuretum geniculati (R. Tx. 37) (Tabelle 5, 1-15)

In Flutmulden der Auen oder in Senken des Grünlandes kann die Assoziation Ranunculo-Alopecuretum entstehen. Ursprünglich im Hochwasserbereich von Gewässern entstanden, besiedelt sie inzwischen andere feuchte Standorte oder Grünlandflächen besonders unter dem Einfluss der Beweidung. Gemeinsam ist den meist lehmigen Standorten der Nährstoffreichtum und eine oftmals durch Bodenverdichtungen hervorgerufene Luftarmut (OBERDORFER 1993b). Als Assoziationscharakterart ist *Alopecurus geniculatus* vertreten.

Da die Assoziation in der derzeit üblichen Beschreibung (OBERDORFER 1993b, POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995) breit gefasst ist (vgl. BURKART 1998), wird hier der Großteil der Flutrasenaufnahmen zugeordnet. Im Untersuchungsgebiet ist die Gesellschaft vor allem in Senken des außendeichs liegenden Weidegrünlandes häufig. Teilweise sind Pflanzen der Röhrlichgesellschaften beteiligt und betonen den nassen Charakter der Flächen. Die Aufnahmen 1 bis 7 sind durch das Vorkommen von *Glyceria fluitans* differenziert, wobei die Art in der Aufnahme 1 einen hohen Deckungsgrad (4) erreicht und zur *Glyceria fluitans*-Gesellschaft, die den Röhrlichen zugeordnet ist, vermittelt. In Abgrenzung dazu sind die Aufnahmen 8 bis 11 durch *Poa palustris* gekennzeichnet. Die Aufnahme 8 ist durch das stark deckende Vorkommen der Art ausgezeichnet.

Teilweise weist *Agrostis stolonifera* einen hohen Deckungsgrad auf, prägt jedoch offensichtlich dadurch nicht das sonstige Artenspektrum, das die Aufnahmen differenziert. Innerhalb des Artenspektrums der Aufnahme 5 an der Ohre-mündung bei Rogätz fällt das Vorkommen von *Trifolium fragiferum* als Salzzeigerart ins Auge. Bei den Oberböden der Aufnahmen handelt es sich überwiegend um lehmige oder schluffige Böden. Nur die Aufnahme 1 entstand über schluffigem Ton und die Aufnahme 4 über lehmigem Sand. Auflagehumusform ist meist L-Mull und teilweise F-Mull. In den durch *Poa palustris* gekennzeichneten Aufnahmen kommt daneben in zwei Fällen Feuchtmoder vor.

Gesellschaft des Kriechenden Straußgrases, Agrostis stolonifera-Flutrasen (Tabelle 5, 16-19)

Auf sandigen bis kiesigen Rohböden im Auenbereich von Flüssen siedelt typischerweise die Straußgras-Gesellschaft als Assoziation von *Rumex crispus* und *Agrostis stolonifera* (POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995). Charakteristisch ist eine regelmäßige Überschwemmung der feuchten bis nassen Standorte. MÜLLER (1985) berichtet von entsprechenden Flutrasen an der Murr, dass hier die Auflandung verhältnismäßig gering sei. Die Kennarten, die bei SCHUBERT et al. (1995) für die namensgleiche Assoziation angegeben werden, korrespondieren innerhalb des Untersuchungsgebietes jedoch nicht sehr gut

miteinander, darum soll hier von einer *Agrostis stolonifera*-Gesellschaft die Rede sein. Eine ähnliche Gesellschaft aus flussferneren Teilen der Elbaue im Bereich von Dessau wurde bereits von HUNDT (1958) beschrieben, wobei die Gesellschaft aufgrund der angegebenen Tabelle etwas weiter gefasst erscheint.

Neben *Agrostis stolonifera*, das im Untersuchungsgebiet hohe Deckungsgrade erreicht, ist sie vor allem durch das fast vollständige Fehlen von *Alopecurus geniculatus* und *Ranunculus repens* in Abgrenzung zum *Ranunculo-Alopecuretum* negativ gekennzeichnet. Die beiden eigenen Aufnahmen 16 und 17 innerhalb des Untersuchungsgebietes entstanden beide auf von Rinder beweideten Flächen im Bereich der Ohremündung. Weitere Aufnahmen stammen vom Dornwerder bei Sandau, wo die Gesellschaft vor allem in breiten flachen Flutrinnen des „Hafens“ vorkommt (UFZ 2000). Syntaxonomisch ist die Gesellschaft vermutlich als „Basalgemeinschaft“ auf Verbands- oder Ordnungsebene anzusiedeln. Als Bodenarten kommen lehmiger Sand und lehmiger Schluff vor. Die Humusform der eigenen Aufnahmen ist L-Mull.

Gesellschaft der Frühen Segge, *Carex praecox*-Flutrasen (Tabelle 5, 20)

Nur schwach charakterisiert ist die einzige Aufnahme dieser Vegetationseinheit, die im Binnendeichbereich an der Ohremündung auf tonigem Oberboden entstand. Bei der insgesamt recht artenarmen Aufnahme kommen neben wenigen Flutrasenarten einige Pflanzen der Wiesen vor. Vom Deckungsgrad herausragend sind *Carex praecox* agg. und *Poa pratensis* agg.. Aufgrund des Standortes - die Fläche ist stark durch Qualmwassereinfluss geprägt - erfolgt hier eine Angliederung an die Flutrasen.

3.4.4 Sandmagerrasen (Tabelle 6)

Syntaxonomisch gehören sie zu den Klassen der Koelerio-Corynephoretea. An dieser Stelle soll von der bei OBERDORFER (1993a) publizierten Darstellung der Syntaxonomie abgewichen werden und den aktuelleren Einteilungen anderer Autoren gefolgt werden (BURKART 1998, POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995). Demnach sind die silbergrasreichen Vegetationseinheiten innerhalb der Ordnung Corynephoretalia und des Verbandes Corynephorion canescentis anzusiedeln, während Pflanzengesellschaften auf feinerdereicheren Standorten innerhalb der Ordnung Festuco-Sedetalia einzuordnen sind. Innerhalb des Untersuchungsgebietes gehört der überwiegende Teil der Magerrasenaufnahmen zum Verband Plantagini-Festucion.

Frühlingsspark-Silbergras-Flur, *Spergulo-Corynephoretum canescentis* (R. Tx. (28) 55) (Tabelle 6, 1-2)

Auf trockenen, grobsandigen nährstoffarmen und meist sauren Standorten ist diese Assoziation als Pioniergesellschaft ausgebildet (OBERDORFER 1993a). SCHUBERT (1974b) betont, dass es sich oft um anthropogen stark veränderte Standorte handelt. Eine Humusentwicklung auf derartigen Flächen ist kaum vorhanden. In den oft lückigen Grasfluren dominiert *Corynephorus canescens*, begleitend kommen *Spergularia morisonii* und *Carex arenaria* vor. In der Mooschicht ist *Polytrichum piliferum* vorhanden, wobei die Kryptogamen insgesamt einen relativ großen Anteil an der Vegetation besitzen. Die Silbergrasfluren werden durch die Neuentstehung von offenen Sandstandorten, wie sie auch im Rahmen einer natürlichen Flussdynamik möglich ist, gefördert und gelten ansonsten als kurzlebig (OBERDORFER 1993a). Die Erstbesiedelung der Standorte erfolgt durch *Corynephorus canescens*, eine Art, die durch stockwerkartigen Wuchs Übersandungen gut verkraftet und durch *Carex arenaria*, die durch ihre langen Rhizome derartige Flächen zu besiedeln vermag (POTT 1995). Die von HUNDT (1958) aus dem Elbtal unterhalb von Torgau beschriebenen Bestände sind im Vergleich dazu sehr artenreich und vermutlich teilweise in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium, bei der eine stärkere Festigung des Bodens und eine Humusanreicherung stattgefunden hat.

Die beiden Aufnahmen innerhalb des Untersuchungsgebietes entstanden je einmal binnendeichs und außendeichs. Während die außendeichs liegende Fläche eher als naturnah einzuschätzen ist und aufgrund ihrer elbnahen Lage durch Prozesse der Flussdynamik beeinflusst sein dürfte, ist die binnendeichseitige Fläche vermutlich zu Zeiten der DDR durch den militärischen Übungsbetrieb nördlich von Sandau entstanden. Durch ihre derzeitige Lage am Waldrand wird sie vermutlich aktuell zwischenzeitlich befahren oder begangen.

Federschwingel-Rasen, *Filagini-Vulpium myuros* (Oberd. 38) (Tabelle 6, 3)

Diese Gesellschaft bezeichnet artenarme, meist kurzlebige Pioniergesellschaften saurer Sand- oder Kiesböden (OBERDORFER 1993a). POTT (1995) weist ebenfalls darauf hin, dass die Gesellschaft teilweise unbeständig vorkommt. Als Wuchsorte werden bei SCHUBERT (1974b) sandige Brachäcker oder Wegränder, „die einen gewissen ruderalen Einfluss aufweisen“, erwähnt. Dominante Art ist *Vulpia myuros*. Die einzige Aufnahme innerhalb des Untersuchungsgebietes entstand nördlich von Sandau im Außendeichbereich. Die Fläche ist nicht weit vom Elbufer entfernt, liegt jedoch auf einem Sandrücken verhältnismäßig hoch. Möglicherweise geht sie auch auf den früheren militärischen Übungsbetrieb in diesem Bereich zurück, was die Beobachtungen von SCHUBERT (1974b) stützen würde. Das Artenspektrum deutet jedoch auf ein fortgeschrittenes Sukzessionsstadium hin, was vermutlich längerfristig zur Ausbildung eines *Diantho-Armerietum elongatae* an dieser Stelle führen wird.

Heidenelken-Grasnelken-Flur, *Diantho-Armerietum elongatae* (Krausch ex Pötsch 62) (Tabelle 6, 4-15)

Diese Assoziation ist typisch für mesophile, humose, mineralkräftige Sand- und Kiesböden und bildet geschlossene, meist niedrige Bestände (SCHUBERT et al. 1995). Die Standorte können nach POTT (1995) auch leicht anlehmig sein, besitzen im Gegensatz zu den Silbergrasfluren eine größere nutzbare Wasserkapazität und eine höhere Kationenaustauschkapazität (HEINKEN 1990). Den Bestandsaufbau bilden größtenteils mehrjährige Arten, zu denen auch eine Reihe von mesophileren Arten kommen können (vgl. SCHUBERT 1974a). POTT (1995) nennt als einen Verbreitungsschwerpunkt der Gesellschaft Terrassensande und Dünen längs der großen Flüsse. Innerhalb des Untersuchungsgebietes kommt die Gesellschaft auch auf sandigen Deichabschnitten vor (vgl. HELLWIG 2000).

Der größte Teil der Aufnahmen von Sandmagerrasen innerhalb des Untersuchungsgebietes wird dieser Assoziation zugeordnet. Als Kennarten werden neben *Armeria elongata* auch *Erodium cicutarium* und *Vicia lathyroides* gewertet. Wie auch in den Aufnahmen von BURKART (1998) und HELLWIG (2000) spielt *Dianthus deltoides* im Gebiet eine untergeordnete Rolle, was die Flächen in der Aue angeht (vgl. DENGELER 1994). Die Art wurde stellenweise auf sandigen Deichabschnitten häufiger gefunden. Die Aufnahmen 4 bis 12 sind durch eine Artengruppe um *Cerastium arvense*, *Galium verum agg.* und *Eryngium campestre* gekennzeichnet, die für trockene Standorte stehen. Die beiden letztgenannten Arten sind typische Arten der Auen und weisen auf die wechselnden Feuchteverhältnisse hin. Die Aufnahme 12 ist als Fazies von *Festuca ovina agg.* anzusehen.

Den Aufnahmen 13 bis 15 fehlen die Arten der Trockenheitszeiger fast vollständig. Bei zwei Aufnahmen war eine Faziesbildung zu beobachten. In der Aufnahme 14 aus dem Raum der Ohremündung war das für *Festuca ovina agg.* der Fall. Auf einer Fläche im Außendeichbereich südwestlich von Sandau (Aufnahme 15) wurde *Poa bulbosa* ebenfalls mit dem Deckungsgrad '4' erfasst. Diese Art gilt als Archäophyt und ist mit der historischen Schafwirtschaft nach Mitteleuropa gekommen (SUKOPP & SCHOLZ 1968). Sie wurde möglicherweise Anfang des 20. Jahrhunderts auch mit Rasenmischungen verbreitet (vgl. MOES & SAUERWEIN 1996). Die Art deutet eine ruderale Beeinflussung der Fläche an (vgl. OBERDORFER 1994), denn sie ist auf offene Stellen für ihre Verbreitung angewiesen. Durch den Weideeinfluss von Junggründern scheint das auf der Untersuchungsfläche gewährleistet zu sein. Die Oberböden der Gesellschaft sind größtenteils als Sand oder schluffiger Sand zu charakterisieren. Nur in den Aufnahmen 8, 10 und 11 wurde als Bodenart sandiger Schluff ermittelt. Als Humusaufgabe kommt L-Mull oder F-Mull vor. Lediglich in den Aufnahmen 14 und 15 ist eine Humusakkumulation mit der Ausbildung eines typischen Moders zu beobachten.

Rotstraußgras-Magerrasen, *Agrostis capillaris*-Gesellschaft (Tabelle 6, 16-19)

Floristisch schwach gekennzeichnete Magerrasen innerhalb des Untersuchungsgebietes lassen nur eine Zuordnung auf Ordnungsebene zu. *Agrostis capillaris* erreicht teilweise einen hohen Deckungsgrad. In den Aufnahmen 18 und 19 aus dem Sandauer Außendeichgrünland ist *Sedum acre* stärker deckend vorhanden. Bei den Aufnahmen 16 und 17 läßt sich analog zum Diantho-Armerietum eine Artengruppe von Trockenheitszeigern um *Cerastium arvense*, *Galium verum agg.* und *Eryngium campestre* identifizieren. Mit dem Vorhandensein von einigen Arten der Molinio-Arrhenatheretea vermitteln diese Aufnahmen zu den Grünlandgesellschaften. Dichte Straußgrasbestände deuten nach POTT (1995) oft auf die wechselfeuchteren Magerwiesen des Molinion-Verbandes hin. Charakteristische Arten dessen fehlen jedoch in den Aufnahmen des Untersuchungsgebietes. Als Bodenarten wurden bei den Aufnahmen teils schluffiger Sand und in einem Falle sandiger Schluff ermittelt. Die Streuaufgabe ist als L-Mull zu charakterisieren.

3.5 Säume und Nitrophytenfluren (Tabelle 7)

BRANDES & SANDER (1995) geben eine umfassende Darstellung der unterschiedlichen Gesellschaften der Elbufer. Die eigenen Aufnahmen sind den Klassen der Artemisietea und Agropyretea zugeordnet. Aufnahmeflächen in der Nähe der Elbe sind durch eine Reihe von stromtypischen Arten gekennzeichnet. Die Art *Artemisia annua*, ein aus den temperierten Zonen Asiens stammender Neophyt, ist seit 1964 aus dem Raum unterhalb von Magdeburg bekannt (BRANDES & SANDER 1995) und kennzeichnet derartige Flächen.

3.5.1 Ruderalgesellschaften und stickstoffreiche Säume

Aufgrund der Nährstoffsituation in den Auen bilden sich bei frischen bis feuchten Standortbedingungen Gesellschaften der Klasse Artemisietea und Unterklasse Galio-Urticenea aus. Darunter sind nach OBERDORFER (1993b) die Klebkraut-Brennnessel-Gesellschaften, nitrophytische Uferstauden-, Saum- und Waldverlichtungsgesellschaften zusammengefasst. Eine Abtrennung der Uferstauden und -saumgesellschaften als eigenständige Klasse, wie sie beispielsweise bei POTT (1995), SCHUBERT et al. (1995) oder HILBIG et al. (1972) dargestellt werden, wird an dieser Stelle nicht gefolgt.

Kratzbeeren-Gesellschaft, *Rubus caesius*-Gesellschaft (Tabelle 7, 1)

Als Kratzbeeren-Gesellschaft wird eine aus dominantem *Rubus caesius* und *Calystegia sepium*, einer der Arten des Cuscuta-Convolutum, zusammengesetzte Pflanzengesellschaft bezeichnet. Während die Assoziation Cuscuta-Convolutum, eine typische Uferflur-Gesellschaft, regelmäßig überflutete Standorte entlang der größeren Flüsse besiedelt (OBERDORFER 1993b), wurde die Kratzbeeren-Gesellschaft im Untersuchungsgebiet binnendeichs in einer von Qualmwasser beeinflussten Fläche oberhalb von Großseggenbereichen erfasst. Als aspektbestimmende Art überzieht *Rubus caesius* die Vegetation. Innerhalb der Vegetationsaufnahme wurden einzelne Röhrichtarten der Klasse Phragmitetea festgestellt.

Während die Zuordnung innerhalb der Ordnung gewiß erscheint, besteht hinsichtlich der Verbandszuordnung dieser Gesellschaft sicherlich Diskussionsbedarf. POTT (1995), der die Gesellschaft innerhalb des Senecionion-Verbandes ansiedelt, stellt die Bezüge zum Aegopodion-Verband dar. Der Auenbezug der Aufnahme ist durch das Vorkommen von *Calystegia sepium* deutlich. Die Gesellschaft wurde auf lehmigem Standort mit einer L-Mull-Streuaufgabe erfasst.

Herzgespann-Schwarzesseflur, *Leonuro- Ballotetum nigrae* (Slavn. 51) (Tabelle 7, 2)

Diese Saumgesellschaft ist typisch für dörfliche Regionen. Sie kommt auf stickstoffreichen Standorten beispielsweise im Bereich aufgelassener Stallanlagen und Bauernhöfe vor (SCHUBERT et al. 1995). Im Untersuchungsgebiet wurde die Gesellschaft mit einer Aufnahmefläche linkselbisch in der Nähe der Fähre Sandau erfasst. Sie hat sich binnendeichs im Bereich einer ehemaligen Stall- oder Hofanlage auf einem frischen, ehemals anthropogen beeinflussten Standort gebildet und ist mit Gebüsch von *Sambucus nigra* durchsetzt. Als Charakterart kommt ausschließlich *Ballota nigra* neben

wenigen Kannarten der Klasse Artemisietea vor. Der Deckungsgrad '3' von *Urtica dioica* ist ein Hinweis auf den hohen Nährstoffgehalt im Boden, der hier als typischer Sand anzusprechen ist. Die Streuauflage ist als L-Mull einzustufen.

Rübenkälberkropf-Gesellschaft, *Chaerophylletum bulbosi* (R. Tx. 37) (Tabelle 7, 3)

Die bei HILBIG et al. (1972) geäußerte Ansicht, Bestände hoher Artmächtigkeit von *Chaerophyllum bulbosum* nicht als eigenständige Assoziation aufzufassen, erscheint derzeit nicht mehr aktuell. Die Assoziation wird z. B. bei SCHUBERT et al. (1995) als eigenständig anerkannt und es ist eine Zuordnung anhand der bei OBERDORFER (1993b) dargestellten Tabellen möglich. Im Bereich der Hartholzauwe, auf nur zeitweise überschwemmten nährstoffreichen Standorten, kann sich die Assoziation, die zum Aegopodion gehört, entwickeln. Die wärmebedürftige, sonnige Orte bevorzugende Gesellschaft ist durch Auflichtung der Auwälder inzwischen verbreiteter (OBERDORFER 1993b). *Chaerophyllum bulbosum* erreicht in der Regel große Deckungsgrade, wohingegen die Arten der Ufersaumgesellschaften, beispielsweise *Calystegia sepium* oder *Cuscuta europaea*, fehlen bzw. mit untergeordnetem Deckungsgrad vorhanden sind. Die Gesellschaft vermittelt zwischen den Ufersaumgesellschaften und den Queckengesellschaften (siehe unten), wobei die Charakterarten des Convolvulo-Agrophyretum repentis mit relativ hohen Deckungsgraden vorkommen.

Im Untersuchungsgebiet wurde die Gesellschaft stellenweise im oberen Ufersaum zum Teil randlich von Ufergebüschern erfasst. Die einzige Aufnahme weist starke Bezüge zu den weiter unten beschriebenen Queckengesellschaften auf, da *Elymus repens*, *Convolvulus arvensis* und *Bromus inermis* mit mittleren Deckungsgraden vorkommen. Neben einigen Klassencharakterarten der Artemisietea kommt auch *Cuscuta europaea* für die Ordnung Convolvuletalia vor. Die Bodenart der Aufnahmefläche ist lehmiger Schluff, wobei die Streuauflage als L-Mull ausgeprägt ist.

Brennessel-Gesellschaft, *Urtica dioica*-Gesellschaft (Tabelle 7, 4-6)

Als Besiedler von Standorten, die einen hohen Nährstoff- und insbesondere Stickstoffgehalt aufweisen, zeichnet sich *Urtica dioica* aus. Sie bildet mit einigen Charakterarten der Ordnung Glechometalia im Untersuchungsgebiet Dominanzbestände auf wechselfrischen Standorten. Die Gesellschaft ist als fragmentarische Form der bei OBERDORFER (1993b) beschriebenen Assoziation Urtici-Aegopodietum podagrariae anzusehen und gehört damit zum Verband der Giersch-Saumgesellschaften (Aegopodion). An der Murr werden die Standorte dieser Gesellschaft nur noch von Spitzenhochwassern erfasst (MÜLLER 1985).

Die Gesellschaft wurde innerhalb der Aue bei Rosenhof und auf dem Dornwerder erfasst und kommt saumförmig entlang von Gehölzen oder in schütterten Gehölzbeständen vor. Deutlich ist der zweischichtige Aufbau. In der unteren Krautschicht bestimmt zeitig im Frühjahr teilweise *Ranunculus ficaria* den Aspekt. Die Art wird zum Sommer hin durch *Glechoma hederacea* abgelöst. Die obere Krautschicht wird von *Urtica dioica* dominiert. Die Aufnahmen 5 und 6 auf dem Dornwerder sind gekennzeichnet durch die feuchteliebende Art *Phalaris arundinacea*. Sie leiten über zu den Queckengesellschaften, bei denen sich die Dominanzverhältnisse von *Urtica dioica* und den Charakterarten des Convolvulo-Agrophyretum zugunsten der letztgenannten Gruppe verschieben. Die Bodenart der eigenen Aufnahme (4) ist lehmiger Schluff, wobei die Streuauflage als L-Mull ausgebildet ist.

3.5.2 Halbruderale Queckengesellschaften

Ackerwinden Kriechquecken-Gesellschaft, *Convolvulo arvensis*-*Agropyretum repentis* (Felf 43) (Tabelle 7, 7-16)

Die charakteristischen Arten der durch *Elymus repens* dominierten Pioniergesellschaften können durch ihre Fähigkeit, Wurzelsprosse zu bilden, in kurzer Zeit relativ große Flächen besiedeln. Nach OBERDORFER (1993b) stehen die Queckengesellschaften soziologisch zwischen den Ruderalgesellschaften der Artemisietea und den xerothermen Einheiten der Klassen Sedo-Scleranthetea und Festuco-Brometea. Letztgenannte kommt im Untersuchungsgebiet jedoch nicht vor. Die von OBERDORFER beschriebene Assoziation des Convolvulo-Agrophyretum bevorzugt basenreiche Lehmböden. Die Standorte sind - zumindest in den oberen Bodenschichten - trocken oder austrocknend. Im Gegensatz zu Trockenrasenstandorten sind die hier betrachteten Flächen jedoch deutlich nährstoff- und insbesondere stickstoffreicher. In der bei GUTTE & HILBIG (1975) für die südliche DDR dargestellten Übersichtstabelle der Assoziation weist - wie derzeit im Untersuchungsgebiet festgestellt - *Cirsium arvense* eine größere Stetigkeit auf.

Die im Untersuchungsgebiet vorhandene Assoziation ist eine häufige Gesellschaft in den höher liegenden Saum- und Uferflurbereichen oder auch auf extensiv genutzten Grünlandflächen wie dem Dornwerder. Je nach Ausprägung haben Ruderalarten oder Grünlandarten einen größeren Anteil am Vegetationsaufbau. Die Aufnahmen 7 und 8 sind gekennzeichnet durch die feuchtezeigende Art *Phalaris arundinacea*. In der Aufnahme 14 erreicht *Arrhenatherum elatius* immerhin einen Deckungsgrad von '4'. Die im Bereich der Ohremündung gelegene Fläche kann jedoch nicht als Wiesenbrache eingestuft werden. Die Fläche liegt auf einer Gasleitungsstrasse, wo vor geraumer Zeit Erdbauarbeiten durchgeführt wurden. Auf dem Dornwerder tritt teilweise *Bromus inermis* mit Dominanzbeständen auf (UFZ 2000), die jedoch auch dieser Gesellschaft zugeordnet werden sollen.

Die festgestellten Bodenarten innerhalb der Assoziation sind unterschiedlich. Es wurden sowohl Sand als auch Schluff und Lehm als Bodenart im Oberboden erfasst. Die Streuauflage der eigenen Aufnahmen ist jedoch ausnahmslos als L-Mull anzusprechen.

Gesellschaft des Landreitgrases, *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft (Tabelle 7, 17)

GUTTE & HILBIG (1975) ordnen die *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft ebenso wie SCHUBERT et al. (1995) innerhalb der Queckengesellschaften (Ordnung Agrophyretalia repentis) an. Sie beschreiben das flächendeckende Vorkommen in den Braunkohletagebauebenen auf Kippen und sonstigen ruderalen, meist trockenen Standorten. Die Bestände bevorzugen kalkärmere bis mäßig saure, vor allem sandige Böden. Die Aufnahmefläche im Untersuchungsgebiet ist reiner Sand im

Oberboden und liegt nahe des Flussschlauches südwestlich von Sandau. In diesem Teilbereich des Untersuchungsgebietes ist diese Gesellschaft verbreitet.

Unklar ist, wodurch auf diesem augenscheinlichen Sandmagerrasenstandort *Calamagrostis epigejos* in der Weise gefördert wird, dass es eine derart hohe Bedeckung einnimmt. Möglicherweise sind nährstoffreichere Schichten dem Sand nicht allzuweit unterlagert, die diese Art als Tiefwurzler (vgl. OBERDORFER 1994) gut erreichen kann.

3.6 Pflanzengesellschaften der Gewässer und seiner Ränder

3.6.1 Zweizahn-Gesellschaften (Tabelle 8)

Gesellschaft des Schwarzfrüchtigen Zweizahn, *Bidens frondosa*-Gesellschaft (Tabelle 8, 1)

Innerhalb der Ordnung Bidentetalia ist die Dominanzgesellschaft von *Bidens frondosa* anzusiedeln, die innerhalb eines im Sommer trockenfallenden Altarmes zwischen Glindenberg und Heinrichsberg im Südteil des Untersuchungsgebietes erfasst wurde. Der Altarm liegt binnendeichs innerhalb des dort vorhandenen, etwas degenerierten Hartholzauwaldes, unterliegt dem Qualmwassereinfluss und wies während des Untersuchungszeitraumes stark schwankende Wasserstände auf. Die Artenzahl ist mit 9 relativ gering, wobei einerseits weitere Bidentetalia-Arten vorhanden sind, andererseits aus der Gruppe von Röhrichtarten *Bolboschoenus maritimus* und *Galium palustre* an der Vegetationsausbildung beteiligt sind. Erstgenannte Art ist ein Hinweis auf einen möglicherweise vorhandenen höheren Salzgehalt des Standortes. Die Bodenart der Aufnahmefläche ist Lehm, die Streuauflage kann als L-Mull angesprochen werden.

Wasserpfeffer-Zweizahnflur, *Polygono hydropiperis*-Bidentetum tripartitae (Lohm. in R.Tx. 50) (Tabelle 8, 2-6)

Diese Gesellschaft wird von OBERDORFER (1992a) als sehr weit verbreitet angesehen, die nicht nur Uferbereiche besiedelt sondern auch andere Naßstellen bis hin zu nassen Wegen. Voraussetzung ist der Nährstoffreichtum. Die Flächen werden im Hochsommer rasch von den stickstoffliebenden Arten besiedelt. Im Untersuchungsgebiet bildet die Gesellschaft schmale Säume in Flutrinnen aus und besiedelt den Bereich zwischen den Röhrichtern und den Flutrasen. Sie wurde im Bereich des Dornwerder erfasst (UFZ 2000), tritt jedoch teilweise nur fragmentarisch als Dominanzbestand von *Persicaria hydropiper* auf. Einen großen Anteil besitzen Flutrasenarten. *Agrostis stolonifera* erreicht beispielsweise in der Aufnahme 6 einen Deckungsgrad von 5. Derartige Aufnahmen leiten über zu den Flutrasen der *Agrostis stolonifera*-Gesellschaft.

3.6.2 Uferfluren (Tabelle 9)

Entlang der Elbufer bilden sich ständig neu Wuchsorte für Pionierpflanzen, die innerhalb der Vegetationsperiode ihren Vermehrungszyklus abzuschließen vermögen. Meist sind es sandige, im Sommer oberflächlich austrocknende Flächen auf denen sich Annuellenfluren bilden. Eine weitergehende Erläuterung der dort vorkommenden Arten und Gesellschaften geben beispielsweise KRUMBIEGEL (2003) und JAGE (1992) sowie in Bezug auf die Neophyten BRANDES & SANDER (1995). Pflanzensoziologisch sind die Aufnahmen dem Verband der Flussmellen-Fluren (*Chenopodium rubri*) anzuschließen, der die Ufergesellschaften der lebhaft strömenden Flüsse an periodisch trockenfallenden Ufern (OBERDORFER 1993b) umfasst. Die Gesellschaften haben ihren Entwicklungshöhepunkt im Spätsommer. Die bei HILBIG & JAGE (1972) genannten typischen Neophyten dieser Vegetationseinheiten wie *Bidens frondosa*, *Xanthium albinum* und *Amaranthus bouchonii* wurden im Untersuchungsgebiet ebenfalls festgestellt.

Elbe-Spitzkletten-Uferflur, *Xanthio-Chenopodietum rubri* (Lohm. et Walth. in Lohm. 50) (Tabelle 9, 1-8)

Diese Gesellschaft ist typisch für die Elbufer der Mittleren und Unteren Elbe, wo sie Sandbänke oder auch grusig-schotteriges Material der Ufer besiedeln kann (POTT 1995, HILBIG & JAGE 1972). Die sommerlich trockenfallenden Flächen werden relativ schnell von *Xanthium albinum* mit einem hohen Deckungsgrad erschlossen. Nach BRANDES & SANDER (1995) werden vor allem Bereiche kurz unterhalb der Mittelwasserlinie besiedelt, wobei die Spanne jedoch von der Niedrigwasserlinie bis zur oberen Uferkante reicht. HELLWIG (2000) nennt für die Gesellschaft Überflutungszeiten von meist weit über 170 Tagen im Jahr.

Die Aufnahmen 1 bis 6, die am rechten Elbufer nördlich von Sandau entstanden, können als typische Vertreter dieser Gesellschaft im Gebiet angesehen werden (vgl. HILBIG & JAGE 1972), wobei in den Aufnahmen 2 bis 6 in nennenswerten Umfange Arten der Flutrasen vorhanden sind. Als Begleiter von *Xanthium albinum* ist *Persicaria lapathifolia* innerhalb des Untersuchungsgebietes häufig. Die Aufnahmen 7 und 8 sind eher schwächer gekennzeichnet. Sie nehmen eine Mittelstellung zwischen Flutrasen und Uferfluren ein. Als weitere typische Stromtalpflanze der Elbe ist *Eragrostis albensis* in Aufnahme 7 mit dem Deckungsgrad '2b' vertreten. Die eigenen Aufnahmen entstanden ausnahmslos auf Sand.

Persicaria amphibium-Gesellschaft *Inula britannica*-Gesellschaft, *Juncus compressus*-Gesellschaft (Tabelle 9, 9-10)

Verschiedene Dominanzgesellschaften können im Bereich der Buhnen, wo sie häufig in den Pflasterfugen siedeln oder auch auf Sandbänken unterschieden werden. Die Artenzusammensetzung weist auf die engen Beziehungen zu den Flutrasen (s. o.) hin (UFZ 2000). Die *Juncus compressus*-Gesellschaft wurde auch von HELLWIG (2000) aus dem Raum Lenzen im Bereich der gepflasterten Buhnen beschrieben. Hier werden sowohl *Juncus compressus* als auch *Inula britannica* als Kennarten für die Gesellschaft genannt. Vom Artenspektrum her kommen in den Aufnahmen sowohl Arten der Zweizahnfluren als auch solche der Flutrasen mit größerem Anteil vor. Die beiden Aufnahmen repräsentieren einerseits die *Persicaria amphibia*-Gesellschaft (Aufnahme 9), andererseits die *Inula britannica*-Gesellschaft (Aufnahme 10). Letztere steht in engem Bezug zu den Flutrasen, soll jedoch aufgrund des Anteils der Bidentetalia-Arten an dieser Stelle behandelt werden. Die Bodenart der Fläche ist schluffiger Lehm.

3.6.3 Röhrichte (Tabelle 10)

Schilf-Röhricht, *Phragmitetum australis* (Schmale 39) (Tabelle 10, 1-4)

Diese Assoziation ist typisch für die Randbereiche meso- bis schwach eutropher Stillgewässer, kann jedoch auch auf grundwassernahen Standorten außerhalb der Gewässer vorkommen OBERDORFER (1992a). Im Bereich der Elbufer bildet die Gesellschaft meist nur kleine Bestände, wobei HELLWIG (2000) von einem Rückgang der Gesellschaft in den letzten Jahrzehnten ausgeht. *Phragmites australis* ist meist nur mit wenigen anderen Arten vergesellschaftet. HILBIG (1971b) erläutert für den mitteldeutschen Raum mehrere Subassoziationen, denen die Aufnahmen aus dem Untersuchungsgebiet jedoch nicht eindeutig zuzuordnen sind. Die Aufnahme 1 liegt westlich von Wulkau direkt am Elbufer und ist elementar der Flusssdynamik ausgesetzt. Auffällig ist hier die hohe Artenzahl, wobei relativ viele Arten der Ackerunkrautgesellschaften hier an ihrem natürlichen Standort erfasst wurden. Mit *Xanthium albinum* und *Rorippa anceps* sind zwei typische Stromtalarten vorhanden. Die Aufnahmen 2 und 3 liegen nördlich von Sandau in größerer Entfernung zum Fluss, wobei Aufnahme 3 eingedeicht ist und teilweise durch Qualmwasser überflutet wird. Die vierte Aufnahme stammt aus dem Bereich Dornwerder (UFZ 2000). Die Aufnahmen 1 und 3 stocken über Sand, für die Aufnahme 2 ist die Bodenart lehmiger Schluff. Als Streuauflage kommt in der außendeichs liegenden Aufnahme 2 Feuchtmull, in der binnendeichs gelegenen Aufnahme 3 Feuchtmoder vor. Der verschlechterte Streuabbau ist unter anderem durch fehlende Basenzufuhr wegen ausbleibenden Überflutungen erklärbar.

Wasserschwaden-Röhricht, *Glycerietum maximae* (Hueck 31) (Tabelle 10, 5-8)

Das Röhricht von *Glyceria maxima* kommt an Ufern sehr nährstoffreicher, oft verschmutzter, meist langsam fließender Gewässer vor (WESTHUS et al. 1993). Besiedelt werden (oft kalkhaltige) Schlammböden. Nach OBERDORFER (1992a) ersetzt die Gesellschaft das Phragmitetum an Stellen mit stark schwankendem Wasserstand (vgl. HILBIG 1971b). Im Gegensatz zu den bei BURKART (1998) veröffentlichten Aufnahmen aus dem Bereich des genutzten Grünlandes der Havelaue mit einer durchschnittlichen Artenzahl von 12 sind die Aufnahmen innerhalb des Untersuchungsgebietes artenarm. Im Binnendeichbereich wurde eine saumartige Fläche (Aufnahme 5) westlich von Heinrichsberg an einem Altarm aufgenommen. Hier fließt - vermutlich nährstoffreiches - Oberflächenwasser aus der Ackerlandschaft ein. Ein weiterer flächenhafter Bestand nördlich von Sandau (Aufnahme 6) grenzt direkt an einen Phragmitetum-Bestand, so dass die Schlussfolgerung nahe liegt, dass hier eher der Nährstoffgehalt des Bodens für die Gesellschaftsdifferenzierung den Ausschlag gibt als die Wasserstandsschwankungen. Die Aufnahmen 7 und 8 wurden durch das UFZ (2000) zur Verfügung gestellt. Die Aufnahme 5 entstand über Lehm, die Aufnahme 6 über tonigem Schluff. Bei beiden ist der Auflagehorizont als Feuchtmoder anzusprechen.

Teichsinsen-Röhricht, *Scirpetum lacustris* (Chouard 24) (Tabelle 10, 9-10)

Diese Assoziation bezeichnet nach OBERDORFER (1992a) ein lockeres Röhricht von *Schoenoplectus lacustris* an eutrophen Gewässern. Häufig werden sandig-kiesige Stellen mit einer Wassertiefe von 0,5 bis 0,7 m besiedelt. Nach HILBIG (1971b) besiedelt die Assoziation die tiefsten Stellen des Röhrichtgürtels von Gewässern, wo sie an wind- und wellengeschützten Bereichen anderen Gesellschaften vorgelagert sind. Die Gesellschaft wurde an zwei Stellen im Binnendeichbereich erfasst, südwestlich von Heinrichsberg (Aufnahme 9) und nördlich von Rosenhof (Aufnahme 10). Beide Flächen unterliegen dem Qualmwassereinfluss, waren jedoch innerhalb der Vegetationsperiode 1999 nicht überflutet und unterscheiden sich daher von ihrem Standort stark von den bei HILBIG (1971b) genannten Bedingungen. In der Nähe der Flächen findet Beweidung statt, nahe Heinrichsberg mit Rindern und bei Rosenhof mit Schafen, die möglicherweise zum Teil bis auf die Flächen reicht. Beide Flächen sind relativ artenarm. Die Bodenarten im Oberboden sind mit lehmigem Ton (Aufnahme 9) und Sand (Aufnahme 10) nicht einheitlich. Auf beiden Flächen kommt ein Feuchtmoder als Auflagehorizont vor.

Kalmus-Röhricht, *Acoretum calami* (Knapp et Stoffers 62) (Tabelle 10, 11)

Die Assoziation *Acoretum calami* kommt typischerweise auf eutrophen bis mesotrophen, schlammigen Standorten an langsam strömenden Flüssen vor. Es werden flach überschwemmte Bereiche und Stellen bis zu 1 m Wassertiefe besiedelt. *Acorus calamus* ist die dominante Art. Mehrere kleinere Vorkommen dieser Gesellschaft wurde in einer Flutrinne im Dornwerder erfasst (UFZ 2000). Hier dringen Arten der Rohrglanzgrasröhrichte, der Zweizahnfluren und der Flutrasen ein.

Igelkolben-Röhricht, *Sparganietum erecti* (Roll 38) (Tabelle 10, 12-13)

Diese Gesellschaft bildet hochwüchsige Röhrichte in stehenden oder schwach fließenden Gewässern in Wassertiefen von 0,2 bis 0,5 m (vgl. MÜLLER 1985). Nach OBERDORFER (1992a) bevorzugt die Assoziation von *Sparganium erectum* kalkreiche, schlammige Böden und kann sich häufig an gestörten Röhrichtstellen (siehe auch PHILIPPI 1973) oder am Rande künstlicher Gewässer etablieren. Bei ungestörter Sukzession gelangt *Phragmites australis* zur Dominanz. Die Assoziation kommt beiderseits des Deiches vor, wurde jedoch nur selten, im Bereich südlich von Sandau, erfasst. Die außendeichs liegende Aufnahme 13 ist in den vergangenen Jahren vermutlich durch Beweidung beeinträchtigt worden. Im Jahre 1999 war sie ausgezäunt. Westlich von Wulkau wurde die Assoziation auf einer durch Qualmwasser stark beeinflussten Stelle erfasst (Aufnahme 12). Hier ist mit einem Deckungsgrad von '3' *Alisma plantago-aquatica* maßgeblich am Vegetationsaufbau beteiligt. Diese Art wird auch in der Übersichtstabelle bei HILBIG (1971b) als hochsteter Begleiter dieser Assoziation in Mitteldeutschland aufgeführt. Mit *Rorippa amphibia* kommt eine nach OBERDORFER (1994) als Stromtalpflanze charakterisierte Art vor. Beide Aufnahmen wurden über sandigem Substrat angefertigt und weisen als Auflage Feuchtmoder (Aufnahme 12) bzw. Feuchtmull (Aufnahme 13) auf.

Wasserkressen-Gesellschaft, *Oenanthe-Rorippetum amphibiae* (Lohm. 50) (Tabelle 10, 14-19)

Trockengefallene oder nur leicht überschwemmte Uferbereiche eutropher Gewässer werden von dieser Assoziation angenommen, die durch *Oenanthe aquatica* und *Rorippa amphibia*, einer Stromtalpflanze geprägt ist. Sie besiedelt in der

Regel kalk- und nährstoffreiche Schlickflächen (OBERDORFER 1992a). Im Untersuchungsgebiet kommen teilweise in tieferem Wasser *Oenanthe aquatica*-Bestände ohne *Rorippa* vor. Sie werden dennoch dieser Assoziation angeschlossen werden, da beispielsweise auch HILBIG (1971b) die jeweilige Faziesausbildung der beiden namensgebenden Arten für Mitteldeutschland beschreibt. Teilweise ist die Gesellschaft zeitlich verzahnt mit Schwimmblattgesellschaften, z. B. dem *Ranunculetum peltati* (vgl. HELLWIG 2000), die im Frühjahr bei höheren Wasserständen die Flächen dominieren. Die Gesellschaft kommt im Untersuchungsgebiet verschiedentlich vor. Die eigenen Aufnahmen entstanden außendeichs südlich von Rosenhof (Aufnahme 16), binnendeichs südwestlich von Havelberg (Aufnahme 17) sowie südwestlich von Sandau (Aufnahme 19), wo neben *Oenanthe* auch *Glyceria fluitans* mit einem Deckungsgrad von '3' auftritt und eine Übergangsform zur nachfolgend genannten Gesellschaft darstellt. Durch das UFZ (2000) wurden drei weitere Aufnahmen aus dem Bereich Dornwerder zur Verfügung gestellt) In den Aufnahmen 16 bis 18, die auch in der Vegetationsperiode unter Wasser standen, kommt eine nennenswerte Gruppe von Wasserschweben, hauptsächlich *Lemna trisulca* und *Lemna minor* vor. Aufgrund des Wasserstandes der Flächen wird keine Aussage über die Bodenart im Oberboden gemacht. Lediglich bei Aufnahme 19 wurde sandiger Schluff erfasst. Bei den Aufnahmen 17 und 19 wurde als Streuauflage ein Feuchtmull festgestellt.

Gesellschaft des Flutenden Schwadens, *Glyceria fluitans*-Gesellschaft (Tabelle 10, 20-21)

Bei den Wasserschwadens-Röhrichte, die innerhalb des Verbandes *Glycerio-Sparganium emersi* angesiedelt werden, handelt es sich typischerweise um niedrigwüchsige Bestände am Rande von Gräben und Bächen, die um die Mittelwasserlinie oder unterhalb vorkommen. Die Standorte sind eu- bis mesotroph. OBERDORFER (1992a) weist auf den oft engen Kontakt dieser Bestände zu den Flutrasen und Hochstaudensäumen hin, während ROTTER (1999) für Altarme der Donau floristische Parallelen der Assoziation zu den Gesellschaften der Zweizehnfluren nachweist. Eine Assoziationszugehörigkeit ist bei den Aufnahmen südwestlich von Sandau bzw. auf dem Dornwerder nicht gegeben, da die zweite Charakterart des *Sparganium emersi*-*Glycerietum fluitantis*, *Sparganium emersum* fehlt (vgl. POTT 1995). Außerdem sind die Standorte nicht mit den typischen dieser Assoziation vergleichbar. Die beiden Aufnahmen entstanden auf dem Dornwerder bei Sandau (UFZ 2000).

Meerbinsen-Röhricht, *Scirpetum maritimi* ((Br.-Bl. 31) R. Tx. 37) (Tabelle 10, 22-24)

Unter dieser Assoziation sind lockere Pionierröhrichte in flachem Wasser über meist kalkhaltigen Schlamm- oder Schluffrohböden zusammengefasst (OBERDORFER 1992a). Die Gesellschaft ist als halophil einzustufen und verhält sich auch im mitteldeutschen Raum dementsprechend (vgl. HILBIG 1971b). Die Fundorte dieser Assoziation lagen westlich von Wulkau an einer Einbuchtung der Elbe und im Bereich des Dornwerder. Innerhalb des artenarmen Bestandes bei Wulkau (Aufnahme 22), dessen Boden im Frühjahr 1999 anscheinend übersandet worden war, wurde neben *Bolboschoenus maritimus* auch *Xanthium albinum* als typische Stromtalpflanze erfasst. Die Bodenart ist sandiger Schluff mit einer schwachen, als Feuchtmull anzusprechenden Streuauflage. Die beiden Aufnahmen vom Dornwerder zeigen *Agrostis stolonifera* mit höheren Deckungsgraden.

Pfeilkraut-Röhricht, *Sagittaria sagittifolia*-Gesellschaft (Tabelle 10, 25)

Als *Sagittario-Sparganium emersi* bezeichnet OBERDORFER (1992a) lockere Röhrichte an schwach strömendem, nährstoffreichem Wasser in Tiefen von 0,4 bis über einem Meter. Sie stellen Übergangsgesellschaften zu den *Potamogetonetea* dar und besiedeln den wasserseitigen Bereich der Großröhrichtzone. Eine derartige Gesellschaft wurde auch von HILBIG (1971b) aus dem Gebiet der Mittelelbe beschrieben werden, der erwähnt, dass die Gesellschaft stärkere Wasserstandsschwankungen, wie sie auch im Untersuchungsgebiet üblich sind, erträgt. Die Gesellschaft im Untersuchungsgebiet ist floristisch nur schwach charakterisiert. Einen ausgesprochen hohen Deckungsgrad (4) erreicht *Lemna trisulca*. Auch *Ranunculus aquatilis* ist maßgeblich an der Vegetationsausprägung beteiligt. So dass auch im Untersuchungsgebiet die Gesellschaft eine Übergangstellung einnimmt. Aufgrund der schwachen Ausprägung wird sie hier nicht im Range einer Assoziation geführt.

Gesellschaft der Sumpfsimse, *Eleocharis palustris*-Gesellschaft (Tabelle 10, 26-27)

Eleocharis palustris (Sumpfsimse) bildet nach WESTHUS et al. (1993) lockere, niedrigwüchsige Pionierröhrichte. Sie besiedeln flache Uferzonen eutropher bis mesotropher Gewässer. OBERDORFER (1992a) bezeichnet dieses Röhricht als menschlich bedingte Ersatzgesellschaft anderer Röhrichte. Die Gesellschaft hat daher keinen Assoziationsrang. Im Untersuchungsgebiet kommt das Sumpfsimsen-Röhricht vereinzelt entlang von Flutrinnen, meist in enger Verzahnung mit Flutrasen vor. Die Aufnahmen stammen vom Dornwerder bei Sandau, wo die Gesellschaft großflächige Bestände im Bereich des ehemaligen Hafens bildet (UFZ 2000).

3.6.4 Großseggenesellschaften (Tabelle 11)

Rohrglanzgras-Röhricht, *Phalaridetum arundinaceae* ((W. Koch 26 n.n.) Libbert 31) (Tabelle 11, 1-9)

Die von *Phalaris arundinacea* gebildete Gesellschaft gehört zu den Großseggenrieden des Verbandes *Magnocaricion*. Rohrglanzgras-Röhrichte besiedeln nährstoffreiche, meist kalkhaltige Standorte auf sandig-kiesigen bis schluffigen Böden und kommen sowohl an stehenden, wie auch an fließenden Gewässern vor (OBERDORFER 1992a). Die Assoziation sind vor allem auch im mittleren Elbtal in teils großer Ausdehnung vorhanden (HILBIG 1975). Stark schwankende Wasserstände, aber auch Fließwasser werden toleriert. Nach SCHUBERT (1969) werden Standorte bevorzugt, die ab April wasserfrei sind und deren Grundwasserflurabstand im Mai etwa 30 bis 40 cm und im Sommer bis zu 80 cm beträgt. MÜLLER (1985) berichtet von der Murr, die allerdings ein anderes Abflussregime aufweist, dass verschiedene Ausbildungen der Gesellschaft im Bereich der Mittelwasserlinie und darüber wachsen. Da das Rohrglanzgras im Gegensatz zum Schilfrohr

relativ mahdverträglich ist, kann diese Assoziation auch eine Ersatzgesellschaft des Schilfröhrichtes auf gemähten Flächen darstellen (vgl. auch BURKART 1998).

Die Aufnahmen im Untersuchungsgebiet sind ausnahmslos im Außendeichbereich entstanden, wobei die Aufnahme 1 an einem Altarm liegt, während sich die Aufnahmen 3 und 4 direkt am Elbufer befinden. Die Aufnahmen 1, 3 und 8 weisen *Xanthium album* als Stromtalpflanze auf. Bei der Aufnahme 3 weist *Persicaria lapathifolia* mit einem Deckungsgrad von '2b' auf die Übergangstellung zu den Uferfluren des Verbandes *Chenopodium rubri* hin. Während die Aufnahmen 1 bis 3 ungenutzt sind, wird die Aufnahme 8 regelmäßig gemäht. Sie ist artenreicher als die übrigen Aufnahmen. Die Bodenarten, über denen sich die Gesellschaft ausbildet, sind unterschiedlich. Zu den Aufnahmen des UFZ (2000) können hier keine weiteren Angaben gemacht werden. Die Aufnahmen 4 bis 9 zeichnen sich durch das Vorkommen einer Reihe von Ruderalisierungszeigerarten um *Urtica dioica* aus. Damit müssen die Flächen etwas trockener sein als die übrigen. Unterschiedliche Bodenarten wurden als Schluff, Lehm und Sand angesprochen. Bei den Aufnahmen 1 und 4 ist eine als Feuchtmull zu charakterisierende Streuauflage vorhanden.

Schlankseggen-Ried, *Caricetum gracilis* ((Graebn. et Hueck 31) R. Tx. 37) (Tabelle 11, 10-13)

Die von *Carex acuta* dominierte Assoziation ist typisch für feuchte Wiesen auf nährstoffreichen, teils kalkhaltigen Böden, kommt jedoch auch am Rande von Fließgewässern in Auen vor (POTT 1995). Charakteristisch für die Gesellschaft ist eine nur schwache Bewegung des Grundwassers oder eine Stagnation, die zu einer schwachen Durchlüftung des Wurzelraumes der Pflanzen führt (HORST et al. 1966). OBERDORFER (1992a) bezeichnet die Assoziation als Ersatzgesellschaft von Auenwäldern und Erlenbrüchen. Nach BURKART (1998) besiedelt sie im Grünland Standorte, die ähnlich denen des Phalaridetum, jedoch etwas feuchter sind. Im gesamten Elbe-Havel-Winkel ist diese Gesellschaft verbreitet (HORST et al. 1966). Die Gesellschaft wurde sowohl binnendeichs als auch außendeichs mit Vegetationsaufnahmen erfasst. Die Aufnahme 10 südwestlich von Heinrichsberg liegt direkt an der Elbe oberhalb der Pioniergesellschaften. In der Nähe kommt vereinzelt *Bolboschoenus maritimus* vor. Derartige, meist sehr kleinflächige Bestände von *Carex gracilis* sind im Untersuchungsgebiet nicht selten. Die Aufnahmen 11 und 12 entstanden in unmittelbarer Deichnähe am Rande von flachen Gewässern, deren Wasserspiegel mit Qualmwassereinfluss erheblich schwankt. Die Aufnahme 12 ist mit nur drei Arten ausgesprochen artenarm. Die Bodenart im Oberboden ist unterschiedlich, Sand, Lehm oder Ton wurden erfasst. Die Aufnahmen 11 und 12 wiesen Feuchtmull als Auflage auf.

BLasenseggen-Ried, *Caricetum vesicariae* (Br.-Bl. et Denis 26) (Tabelle 11, 14)

Nach OBERDORFER (1992a) bildet sich diese Assoziation bevorzugt an flach überschwemmten Stellen meso- bis eutropher Gewässer über nährstoffhaltigem, oft kalkhaltigen Grunde aus. Bei SCHUBERT et al. (1995) wird auf die starken Wasserstandsschwankungen hingewiesen, die für die Gesellschaft charakteristisch sind. Die einzige Aufnahme dieser Gesellschaft wurde luftseitig des Deiches im Raum westlich von Wulkau durchgeführt. Möglicherweise durch Materialentnahme für den Deichbau liegt die Fläche relativ niedrig und steht zu Hochwasserzeiten der Elbe unter Qualmwassereinfluss. Auf der Fläche sind mosaikartig unter anderem *Caricetum gracilis* und *Phragmitetum australis* vorhanden. Die Bodenart ist als lehmiger Schluff anzusprechen, die Streuauflage als Feuchtmull.

Sumpseggen-Ried, *Carex acutiformis*-Gesellschaft (Sauer 37) (Tabelle 11, 15)

Auf nährstoffreichen, feuchten Standorten kann *Carex acutiformis* gesellschaftsbildend auftreten, wobei meist Standorte bevorzugt werden, die trockener sind als bei der nachfolgend genannten Assoziation. Viele Autoren fassen die Gesellschaft von *Carex acutiformis* nicht als Assoziation auf (vgl. POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995, OBERDORFER 1992a). HILBIG (1975) stellt derartige Gesellschaftsausbildungen als *Carex acutiformis*-Fazies zum *Caricetum gracilis*. Dieser Auffassung kann hier nicht gefolgt werden, da eine pflanzensoziologische Zuordnung aufgrund der geringen Artenzahl kaum möglich ist. Ein Seggenried dieser Assoziation hat sich in einem Altarm binnendeichs innerhalb des Waldes nordöstlich von Glindenberg angesiedelt. Die Fläche ist von Qualmwasser beeinflusst. Die Bodenart ist als Lehm zu bezeichnen, die Streuauflage als Feuchtmull.

Uferseggen-Ried, *Caricetum ripariae* (R. Knapp et Stoffers 62) (Tabelle 11, 16)

Das Uferseggen-Ried besiedelt nährstoff- und kalkreiche schlammige Böden (OBERDORFER 1992a). *Carex riparia* steht deutlich feuchter als *Carex acutiformis*, die jedoch beide teilweise in einer Gesellschaft zusammengefasst wurden (SOÓ 1930 nach OBERDORFER 1992a). Aufgrund der unterschiedlichen Feuchteansprüche der beiden Arten soll hier der beispielsweise bei OBERDORFER (1992a) oder HILBIG (1975) vertretenen Auffassung gefolgt werden. HELLWIG (2000) weist auf die größere Beschattungstoleranz der Gesellschaft gegenüber der vorhergehenden hin, so dass das *Caricetum ripariae* eher mit Auwaldgesellschaften verzahnt auftreten kann. Für die einzige Aufnahme innerhalb des Untersuchungsgebietes gilt dies nicht, da sie auf einer freien Weidefläche südwestlich von Heinrichsberg liegt. Die Beweidung beginnt hier aufgrund des Vertragsnaturschutzes erst relativ spät. Im Frühjahr steht Qualmwasser auf der Fläche an. Die Bodenart ist als schluffiger Ton anzusprechen, die Streuauflage als Feuchtmull.

3.6.5 Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften (Tabelle 12)

In vielen Gewässern des Untersuchungsgebietes hat sich eine mehr oder minder dichte Gewässervegetation etabliert, die jeweils zu den beiden Klassen Lemnetaea (Wasserschwebergesellschaften) oder Potamogetonetaea (Laichkrautgesellschaften) gehört. Vor allem luftseitig des Deiches gelegene Gewässer werden besiedelt. Teilweise kommen schütterere einartige Bestände von *Lemna minor*, *Ranunculus aquatilis* agg. oder *Lemna trisulca* vor. Nur stellenweise hat eine Gesellschaftsbildung im eigentlichen Sinne stattgefunden. Für die im Außendeichbereich liegenden Teile des Untersuchungsgebietes ist die Dynamik der Vegetationszusammensetzung sicherlich sehr hoch, da spätsommerliche Stillgewässer wie Altarme oder Auenkolke durch die Flussschiffahrt im Frühjahr in der Regel durchspült und wohl auch teilweise ausgeräumt

werden. Durch Prozesse der Nautochorie oder Zoochorie durch Wasservögel ist die periodische Ansiedelung von Arten wahrscheinlich (vgl. BONN & POSCHLOD 1998).

Teichlinsen-Gesellschaft, Lemno-Spirodeletum polyrhizae (W. Koch 54 em. Müll. et Görs 60) (Tabelle 12, 1-2)

Diese Assoziation die sich aus *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* zusammensetzt, besiedelt nicht übermäßig eutrophe Gewässer und ist nach OBERDORFER (1992a) gemäßigt wärmeliebend. *Spirodela polyrhiza* selbst besitzt nach POTT (1995) hohe Nährstoffansprüche, da sie sich erst relativ später als die anderen Wasserlinsen entwickelt. Die Gesellschaft wird von HILBIG (1971a) als die verbreitetste Wasserschwebegesellschaft des mitteldeutschen Raumes titulierte. Häufig kommt sie nur fragmentarisch ohne *Spirodela polyrhiza* vor. In größeren Gewässern können die Gesellschaften mit dem Wind verdriftet werden. Durch pflanzensoziologische Aufnahmen wurde die Gesellschaft sowohl aus einem binnendeichs westlich von Heinrichsberg gelegenen Altarm als auch außendeichs in der Nähe von Rosenhof belegt. Auf der ufernahen Aufnahmefläche bei Heinrichsberg ist *Agrostis stolonifera* eingewandert.

Froschbiß-Gesellschaft, Hydrocharitetum morsus-ranae (van Langendonck 35) (Tabelle 12, 3)

Diese Gesellschaft, die bei unterschiedlicher Benennung auch *Stratiotes aloides* als zweite Charakterart aufweist, kommt in mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern vor und ist nach HILBIG (1971a) in Mitteleuropa unter anderem im Bereich der Elbniederung verbreitet. Von HORST et al. (1966), die auf die geringere Empfindlichkeit der Gesellschaft gegenüber Wasserspiegelschwankungen hinweisen, wird das Vorkommen mit beiden charakteristischen Arten auch für den Elbe-Havel-Winkel angegeben. Die Variante von *Hydrocharis* bevorzugt Gewässer geringerer Tiefen, die auch beschattet sein können (POTT 1995, SCHUBERT et al. 1995). Dieser Variante ist die Aufnahme im Untersuchungsgebiet zuzuordnen, bei der *Stratiotes* fehlt. Der einzige kleinflächige Vorkommenort der Gesellschaft im Untersuchungsgebiet liegt in einem Altarm westlich von Heinrichsberg, der an dieser Stelle durch einen Gehölzsaum leicht beschattet ist. Da *Lemna minor* und *Spirodela polyrhiza* auch mit maßgeblichen Deckungsgraden vorkommen, darf die Gesellschaft als Übergangsstadium zur oben genannten gelten. HORST et al. (1966) geben für den Elbe-Havel-Winkel Wassertiefen von 0,5 bis 1,6 m bei einem pH-Wert zwischen 6,7 und 6,8 an. Die Autoren weisen auch auf die fragmentarische Ausbildung ausschließlich mit *Hydrocharis morsus-ranae* am Rande von beschatteten Kleingewässern oder langsam fließenden Bächen hin. Die Wassertiefe wird hier von ihnen mit unter 0,5 m angegeben.

Gesellschaft des Haarblättrigenlaichkrautes,

Potamogetonum trichoides (J. et R. Tx. in R. Tx. 65) (Tabelle 12, 4)

Die Gesellschaft ist typisch für den Bereich der Mittel- und ihre Nebenflüsse. Sie besiedelt flache bis mitteltiefe eutrophe Kleingewässer mit Wasserstandsschwankungen (HELLWIG 2000, SCHUBERT et al. 1995). Sowohl sandige bis torfige (POTT 1995) als auch tonig-schluffige Untergründe mit Schlammauflage (SCHUBERT et al. 1995) werden anscheinend toleriert. Diese Gesellschaft wurde durch eine Aufnahme in einem anthropogenen Kleingewässer östlich der Tonabgrabungen bei Havelberg belegt. Die Aufnahmefläche, die in Ufernähe liegt, ist teilweise beschattet. Auffallend ist hier der ausgesprochen hohe Deckungsgrad von *Potamogeton natans*, einer Art, die allerdings wenig konkrete Aussagen über Basen- oder Nährstoffgehalt zulässt.

3.7 Ackerflächen (Tabelle 13)

Kamillen-Gesellschaft, Aphano-Matricarietum recutitae (R. Tx. 37 em. Pass. 57 corr. hoc loco) (Tabelle 13, 1-2)

Diese Gesellschaft gilt nach OBERDORFER (1993b) in Mitteleuropa als die am weitesten verbreitete Getreideunkrautgesellschaft und wird auch für den südlichen Teil der DDR von HILBIG (1973) dementsprechend charakterisiert. Sie kommt meist auf kalkarmen, lehmigen oder sandig-lehmigen Standorten vor. Floristisch ist die Gesellschaft durch das oft starke Auftreten von *Matricaria recutita* bestimmt (POTT 1995).

Im Untersuchungsgebiet wurde die Gesellschaft innerhalb des Deiches auf solchen Standorten erfasst, die weniger intensiv bewirtschaftet wurden, sei es wie bei der Aufnahme 1, wo die gesamte Fläche im Jahr der Untersuchung brach lag oder sei es wie bei Aufnahme 2, die aufgrund ihrer Lage in einer nassen Senke weniger befahren wurde. Die Aufnahme 1 weist mit 25 Arten den größten Artenreichtum auf. Verbands-, Ordnungs- und Klassencharakterarten sind deutlich vertreten. Aufgrund der derzeit im Rahmen der sogenannten ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung üblichen relativ intensiven Flächennutzung unter Einschluss von Bioziden ist die Artenzahl der Aufnahmen im Vergleich mit früheren Untersuchungen der Gesellschaft (BORNKAMM & KÖHLER 1969) äußerst gering. OBERDORFER (1993b) unterscheidet eine subkontinentale *Tripleurospermum perforatum*-Rasse der Gesellschaft, zu der die Aufnahme 1 zählt. Als Bodenarten wurde bei Aufnahme 1 lehmiger Sand erfasst. Die Aufnahme 2 stellt einen Dominanzbestand von *Matricaria recutita* dar, der in einem Gerstenacker liegt. Aufgrund der Standortbedingungen - in einer flachen Flutrinne hat länger Wasser gestanden - ist die Gerste hier nicht aufgewachsen. Die feuchten Bodenverhältnisse werden durch eine Gruppe von Feuchtezeigern der Flutrasen angezeigt. Als Pionierart erreicht besonders *Myosurus minimus* einen höheren Deckungsgrad (2b), die jedoch bei BORNKAMM & KÖHLER (1969) nicht als ausgesprochen feuchtigkeitszeigende Art geführt wird. Als Bodenarten wurden hier Lehm erfasst.

Aperion-Gesellschaft (Tabelle 13, 3-7)

Innerhalb des Deiches dominierten in der Vegetationsperiode 1999 der Gerstenanbau, teilweise wurde auch Roggen gesäht. Als relativ intensiv genutzte Flächen sind Ackerflächen bei Havelberg und eine Fläche westlich von Wulkau aufgenommen worden. Die fragmentarischen Gesellschaften können innerhalb des Verbandes der Windhalm-Äcker (Aperion) angesiedelt werden. Andere Wildkrautarten (Ordnung Aperetalia, Klasse Secalietea) kommen vereinzelt vor.

Neben *Apera spica-venti*, die in allen Flächen vorhanden ist, treten insbesondere in der Aufnahme 5 bei Wulkau *Cirsium arvense* und *Galium aparine* mit Deckungsgraden von '2a' auf. Die Aufnahme 3 zeigt als Besonderheit einen starken Bestand von *Apera spica-venti*, der die Gerste in ihrem Deckungsgrad zurückdrängt. Aufgrund der geringen Artenzahl von 3 ist eine genauere pflanzensoziologische Zuordnung nicht möglich.

Ein Teil der Flächen liegt im Außendeichbereich auf etwas höher gelegenen Terrassen. Östlich von Glindenberg wurden Gerste und Lein angebaut, südlich von Rosenhof war eine Fläche in der Vegetationsperiode von 1999 ebenfalls mit Lein bestockt. Mit geringen Deckungsgraden (bis '1') kamen hier ebenfalls Wildkrautarten der Getreideäcker (Verband Aperion, Ordnung Aperetalia, Klasse Secalietea) vor. Arten der Hackfruchtäcker (Ordnung Polygono-Chenopodietalia, Klasse Chenopodietea) wuchsen nur sehr vereinzelt. Innerhalb des Gerstenackers traten *Galium aparine* und *Elymus repens* regelmäßig auf. Mit dem Auftreten von *Apera spica-venti* kann diese Fläche ebenfalls dem Verband Aperion zugeordnet werden. Als Bodenarten im Oberboden wurden Sand, Schluff und Lehm in unterschiedlichen Differenzierungen erfasst.

Anhang III

Pflanzensoziologische Tabellen und Auswertungstabellen

Pflanzensoziologische Tabellen:

1. Eichenwälder einschließlich Hartholzau
2. Silberweidenauwald
3. Grünland mittlerer Standorte
4. Auengrünland
5. Flutrasen
6. Sandmagerrasen
7. Saumgesellschaften
8. Zweizahngesellschaften
9. Uferfluren
10. Röhrichtgesellschaften
11. Großseggenesellschaften
12. Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften
13. Ackerunkrautgesellschaften

Abkürzungen Daten in den Tabellenköpfen:

Ort in deren Bereich die Aufnahmeflächen liegen:

Hav	Havelberg
San	Sandau
DW	Dornwerder bei Sandau
Wul	Wulkau
Rhf	Rosenhof
Rog	Rogätz
Hein	Heinrichsberg
Glin	Glindenberg

L	Lehm
U	Schluff
S	Sand
t	tonig
l	lehmig
u	schluffig
s	sandig

Humusform:

MUT	L-Mull
MUO	F-Mull
MOM	Mullartiger Moder
MO	typischer Moder
MR	Rohumusartiger Moder
RO	Rohumus
MUF	Feuchtmull
MOF	Feuchtmoder

Lage zum Deich:

ad	außendeichs
bd	binnendeichs
add/bdd	Deichflächen außendeichs/ binnendeichs

Bodenart Oberboden:

T	Ton
---	-----

Nutzungsart	Bewirtschaftung (allgemeine Charakterisierung)	Nutztiere
m Mahd, undifferenziert	I relativ intensiv	
m1 einschürige Mahd	E relativ extensive	
m2 zweischürige Mahd		
mw Mähweide		r Rinder
w Beweidung, undifferenziert		s Schafe
wh Hutebeweidung		p Pferde
ws Standbeweidung		g Gänse
wp Portionsbeweidung		
b Brache		
s sporadische Nutzung		
t Tritt, Befahren		
? Unklare Nutzung		

Eichenwälder	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27		
Aufnahmenummer:	0405	0405	0405	2904	3004	2904	0305	0305	0305	0305	0305	2904	2904	3004	3004	3004	0304	0304	0304	0304	0806	0806	0806	0405	0405	0405	0405		
Datum 1999 (Tag Monat):	2306	2306	2306	0606	0606	0606	2706	2706	2706	2706	2706	0606	0606	0706	0706	0806	0806	0706	0706	0806	0806	0806	0806	0806	2106	2206	2306	2306	
Datum 2000 (Tag Monat):																		0905	0905	0905								1005	0707
Ort	Hav	Hav	Hav	Hein	Glin	Hein	Rhf	Rhf	Rhf	Glin	Rhf	Hein	Hein	Hein	Rog	Rog	Hein	Rhf	Rhf	Rog				San	San	San	Hav	Hav	
Vermessung	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060	4503060
Rechtswerte	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096	5855096
Eltäuferr:	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re	re
Kilometerangabe (Elbe):	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad
Lage zum Deich	26,05	25,94		41,90	41,90										41,84	41,53													
Meereshöhe [m ü NN]	96	96	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	90	85	105	100	99	120	90								
Größe [m²]:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Exposition	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neigung [°]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl:	26	36	11	30	24	28	20	26	28	28	25	29	27	27	30	22	14	26	7	14									
Baumschicht 1, Höhe [m]:	16	20	20	15	18	15	18	18	15	20	15	18	15	15	18	18	16	18	20	12									
Deckungsgrad [%]:	80	80	85	60	70	50	50	70	80	95	90	80	70	60	85	60	65	80	85	85									
Baumschicht 2, Höhe [m]:	10	6	12	8	-	8	12	10	10	-	10	8	6	8	8	10	-	8	8	4									
Deckungsgrad [%]:	70	25	6	50	-	80	60	40	30	-	30	50	50	60	8	25	-	4	40	2									
Strauchschicht, Höhe [m]:	1	-	2,5	2	2(-4)	2	-	1,5	2,5	0,6	-	2	2	2	-	1,5	3	3	2,5	2									
Deckungsgrad [%]:	1	-	3	4	6	1	-	1	0,5	2	-	10	50	15	-	1	1	15	1	5									
Krautschicht, Höhe [m]:	0,2-1	0,3	1	0,2-1,1	0,3	0,2(-1)	0,8	0,1	0,3	0,2-0,4	0,4	0,2	0,3	0,2	0,4	0,2	0,3	0,7	1	0,5									
Deckungsgrad [%]:	95	80	90	90	80	80	90	90	95	70	95	75	80	80	100	90	98	80	25	70									
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	1	-	30	-	30	1	-	0,5	3	0,5	10	5	-	5	5	0,1	-	2	40									
Bodenart Oberboden	L	Lu	Si	Lu	Lu	Lu	U	U	U	Lu	Lu	Lu	Lu	Lu	Su	U	L	Su	U	L				Su	Su	Su	Si	Si	
Humusform	MUT	MUT	MOM	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT	MUT
Baumschicht 1	5	5	4	3	3	3	4	5	4	.	3	3	4	4	4	4	5	5	3										
<i>Quercus robur</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	.	[2a]	3	3	2b	.	[1]	.	.	.	2a	
<i>Ulmus laevis</i>	.	.	2b	4	.	.	.	[2b]	.	.	.	3	
<i>Acer campestre</i>	2b	
<i>Carpinus betulus</i>	4	
<i>Quercus petraea</i>	4	
<i>Aesculus hippocastanum</i>	
<i>Fagus sylvatica</i>	
<i>Ulmus minor</i>	
Baumschicht 2	.	.	.	3	.	5	4	.	.	.	[2a]	3	3	2b	
<i>Acer campestre</i>	.	.	.	2b	.	2a	
<i>Ulmus minor</i>	2b	2b	2a	.	.	3	2b	2b	
<i>Ulmus laevis</i>	
<i>Carpinus betulus</i>	2b	
<i>Fraxinus excelsior</i>	2b	
<i>Crataegus laevigata</i>	2b	1	[1]	
<i>Prunus domestica</i>	
<i>Pyrus pyraeaster</i>	2b	
<i>Ulmus glabra</i>	
<i>Euonymus europaeus</i>	
<i>Picea abies</i>	
Strauchschicht	1	.	.	1	1	1	.	1	1	1	2b	.	.	.	1	+	1	
<i>Ulmus minor</i>	
<i>Fraxinus excelsior</i>	2a	1	.	2a	3	1	
<i>Crataegus laevigata</i>	+	
<i>Acer campestre</i>	
<i>Ulmus laevis</i>	.	.	2a	
<i>Prunus domestica</i>	.	.	.	1	
<i>Cornus sanguinea</i>	.	.	.	1	1	
<i>Frangula alnus</i>	
<i>Rubus corylifolius agg.</i>	
<i>Euonymus europaeus</i>	
<i>Rubus caesius</i>	
<i>Sambucus nigra</i>	
Krautschicht																													
VC Alno-Ulmion																													
<i>Festuca gigantea</i>	1	1	1	1	+	+	2a	1	2b	+	1	1	1	.	1	+	
<i>Elymus caninus</i>	.	+	1	1	1	.	+	
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	.	2a	.	1	.	1	1	.	.	1	1	1	1	.	.	1	
<i>Ulmus minor</i>	1	+	.	2a	.	2a	.	1	1	.	.	.	+	2a	+	.	.	.	1	1	2a		
<i>Circaea lutetiana</i>	.	.	.	1	.	1	.	1	1	.	.	.	1	1	
<i>Impatiens noli-tangere</i>	.	.	.	1	2a	2b	.	1	1	
<i>Ulmus laevis</i>	.	1	
d Alno-Ulmion																													
<i>Galium aparine</i>	1	+	.	2b	1	2a	1	1	1	1	1	2a	2a	2a	3	r	2a	1	.	1		
<i>Glechoma hederacea</i>	4	5	2b	2a	2b	1	1	4	2a	1	2a	+	2a	+	2b	3	3	.	2a		
<i>Veronica hederifolia</i>	.	.	.	2a	2b	2a	1	2a	2a	2a	2b																		

Silberweidenwald				
Aufnahmenummer:	1	2	3	4
Datum 2000 (Tag Monat):	1805	0606	0606	1605
	0607	0208	0208	0707
Ort	San	Rog	Rog	Hein
Vermessung				
Rechtswerte	4602007	4483332	4483492	4481838
Hochwerte	5852433	5796635	5796482	5791677
Elbufer:	re	li	li	li
Kilometerangabe (Elbe):				
Lage zum Deich	ad	ad	ad	ad
Meereshöhe [m ü NN]		38,03		
Größe [m²]:	60	54	40	72
Exposition	-	-	-	-
Neigung [°]	-	-	-	-
Artenzahl:	27	32	17	32
Baumschicht 1, Höhe [m]:	10	12	10	12
Deckungsgrad [%]:	75	60	77	65
Baumschicht 2, Höhe [m]:	-	-	-	4
Deckungsgrad [%]:	-	-	-	0,5
Strauchschicht, Höhe [m]:	-	-	-	1,5
Deckungsgrad [%]:	-	-	-	1
Krautschicht, Höhe [m]:	1-1,5	0,2-0,5	0,2-0,5	1
Deckungsgrad [%]:	95	95	98	80
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	-	-	-
Bodenart Oberboden	L	U	U	Us
Humusform	MUT	MUT	-	MUT
Baumschicht 1				
Salix x rubens	4	-	-	-
Salix alba	-	4	5	3
Populus nigra	2a	-	-	2b
Baumschicht 2				
Salix alba	-	-	-	1
Strauchschicht				
Fraxinus excelsior	-	-	-	+
Rosa canina	-	-	-	+
Krautschicht				
d Salicetum albae				
Solanum dulcamara	2a	+	2a	r
Phalaris arundinacea	1	+	1	1
Galium palustre	-	2m	3	-
Phragmites australis	2a	-	-	-
Lycopus europaeus	-	-	1	-
Alisma plantago-aquatica	-	-	+	-
Glyceria fluitans	-	+	-	-
Iris pseudacorus	+	-	-	-
Alisma lanceolatum	-	-	r	-
Mentha aquatica	r	-	-	-
d Alno-Ulmion				
Elymus caninus	-	-	-	1
Ranunculus ficaria	-	-	-	4
Rubus caesius	-	-	-	2a
Chaerophyllum temulum	-	-	-	1
Galium aparine	-	-	-	r
Geum urbanum	-	-	-	1
Begleiter				
Urtica dioica	5	+	+	2b
Bidens cf. frondosa	2m	+	2b	1
Chenopodium album	1	2m	r	1
Glechoma hederacea	2b	+	-	3
Poa trivialis	1	1	-	3
Chenopodium polyspermum	1	1	-	+
Mentha arvensis	-	2a	3	-
Agrostis stolonifera	-	1	2a	-
Cuscuta europaea	2a	-	-	1
Poa nemoralis	-	2b	-	1
Polygonum hydropiper	-	2a	2m	-
Ranunculus repens	-	2b	1	-
Cirsium arvense	r	1	-	1
Leonurus marrubiastrum	r	-	-	r
Myosotis scorpioides	-	+	1	-
Plantago major ssp. Intermedia	+	1	-	-
Sonchus oleraceus	v	r	-	-
Lysimachia nummularia	-	+	+	-
Potentilla reptans	-	3	-	-
Stellaria media	2a	-	-	-
Arctium lappa	-	-	-	1
Artemisia annua	1	-	-	-
Atriplex prostrata	1	-	-	-
Bromus inermis	-	-	-	1
Cardamine c.f. pratensis	-	1	-	-
Carex hirta	-	1	-	-
Conium maculatum	-	-	-	1
Erysimum cheiranthoides	1	-	-	-
Rorippa sylvestris	-	1	-	-
Rumex obtusifolius	-	1	-	-
Scrophularia nodosa	-	-	-	1
Xanthium albinum	1	-	-	-
Arctium tomentosum	-	-	-	+
Barbarea sp.	-	-	+	-
Bidens tripartita	-	+	-	-
Carex sp.	-	+	-	-
Galeopsis sp.	-	-	-	+
Lactuca scariola	-	+	-	-
Poa palustris	-	-	-	+
Tripleurospermum perforatum	+	-	-	-
Achillea millefolium	r	-	-	-
Allium scorodoprasum	-	-	-	r
Calystegia sepium	v	-	-	-
Fraxinus excelsior	-	-	-	r
Lolium perenne	-	-	-	r
Festuca c.f. pratensis	-	r	-	-
Quercus robur	-	-	-	r
Rorippa amphibia	r	-	-	-
Rosa sp.	-	-	-	r
Rumex crispus	-	r	-	-
Taraxacum officinale	r	-	-	-
Trifolium repens	-	r	-	-

Grünland mittlerer Standorte																													
Aufnahmenummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Ranunculus ficaria							1	1																				1	1
Rosa sp.	r				1	1									r														
Rumex crispus																			r								r		+
Stellaria media																				r									
Symphitum officinale									1			+	1							r			+					+	
Trifolium hybridum												+																	
Agrimonia eupatoria	1		r																										
Allium oleraceum							+			1																			
Anthoxanthum odoratum		3			1																								
Anthriscus sylvestris										r																	r		
Bellis perennis														+	+														
Calamagrostis epigejos							1			1																			
Carduus acanthoides							+			r																			
Cerastium glutinosum				1																									
Cerastium pumilum			+						1																				
Cerastium semidecandrum				1						2m																			
Dianthus deltoides			1						1																				
Geranium molle							r			1																			
Lotus corniculatus		1																				2b							
Ranunculus polyanthemos			1															1											
Silene latifolia ssp. alba				+					1																				
Silene vulgaris									1				1																
Stellaria graminea									1														2m						
Tanacetum vulgare				1															1										
Tripleurospermum perforatum						r																							r
Vicia angustifolia		1																											
Vicia hirsuta														+										+					
Vicia sp.																				r			r						
Allium schoenoprasum																													
Alopecurus geniculatus																													
Anchusa officinalis				+																									
Arabidopsis thaliana											+																		
Arenaria serpyllifolia										1																			
Artemisia vulgaris												+																	
Bromus inermis										2a																			
Conyza canadensis																r													
Crepis sp.			r																										
Cruciata laevipes					v	1																							
Festuca ovina agg.			+							v																			
Fragaria vesca			1																										
Fraxinus excelsior														r															
Geranium pusillum																											r		
Heracleum sphondylium							2a																						
Lactuca serriola									+																				
Lamium purpureum									r																				
Lathyrus tuberosus																		1											
Lysimachia nummularia											+																		
Medicago lupulina																													
Myosotis arvensis								+																					
Myosurus minimus																													
Odontites vulgaris																					r								
Phalaris arundinacea																													
Polygonum aviculare agg.																													1
Potentilla anserina										2a																			
Rumex acetosella				1																									
Saxifraga granulata																													
Sedum telephium												+																	
Stellaria aquatica																										r			
Taraxacum sp.									1																				
Urtica dioica													+																

Auengrünland	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
Aufnahmenummer:	Ley	Ley	Ley	Ley				Ley		Ley												
Quelle																						
Datum 1999 [Tag Monat]:						1606						0306	1905	1805	1805		1205	1905	1205		1105	
						2907						2907	2408	2808	2608		2807	2408	2807		2807	
Datum 2000 [Tag Monat]:					1605		0706		0606		1705					1505					0905	
					0308		0707		0208		0108					0208					0607	
anderes Datum	05/97	05/97	05/97	06/97				06/97		05/97												
Ort	Hav	Hav	Hav	Hav	Glin	Hav	Wul	Hav	Hein	Hav	Hav	Wul	Hav	Rog	Rog	Glin	San	Hav	San	San	San	
Vermessung																						
Rechtswerte					4479327	4504276	4503491		4480490		4502644	4502820	4502824	4482291	4482320	4479684	4502728	4502357	4502683	4502956	4502983	
Hochwerte					5789995	5853843	5847959		5791250		5854403	5848076	5854142	5796067	5796148	5790121	5849735	5854208	5849743	5849705	5849704	
Elbufer:	re	re	re	re	li	re	re	re	li	re	re	re	re	li	li	li	re	re	re	re	re	
Kilometerangabe (Elbe):																						
Lage zum Deich	bd	bd	bd	bd	ad	bd	bd	bd	bd	bd	ad	bd	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	
Meereshöhe [m ü NN]									39,75		26,16		26,59				27,52	26,63	28,21	27,98	27,69	
Größe [m²]:	12	12	10	13	16	12	16	12	16	9	16	16	21	25	16	20	25	20	16	20	20	
Exposition					-	-	-	-	-	-	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Neigung [°]											0-3											
Nutzung:	mb	mb	mb	mb	m	mw-r	b	mb	m	b	w-r	b	w-r	m	m	m	w-r	w-r	w-r	w-r	w-r	
Artenzahl:	36	31	28	37	32	48	20	21	21	34	16	14	20	8	18	26	5	13	18	15	15	
Krautschicht, Höhe [m]:					0,3(-0,8),2(-0,6	1-1,5			0,5-1,1		0,4-1	3,3(-0,6),2(-0,6),4(-0,7),2(-0,5				0,5	0,5	3,3(-0,5),2(-0,4	0,7	0,4		
Deckungsgrad [%]:	95	90	85	80	97	100	100	80	98	60	100	90	100	100	99	100	100	100	100	99	100	
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:					0,1	5	-		2		-	3	2	-	1	-	-	-	0,5	1	0,5	
Bodenart Oberboden					Tl	Lt	L		Ut		Ul	Su	Ul	Su	Su	Ul	Ul	Us	Us	Us	Us	
Humusform					MUT	MUT	MUT		MUT		MUT	MUT	MUT	MUT	MUO	MUT	MUO	MUT	MUT	MUT	MUT	
VC Cnidion																						
Deschampsia cespitosa	2	2	2	2	1	1		2b	3				1									
Carex praecox	1				1						1	2a	1	2m	2m							
Cnidium dubium	2				2a	1				r	1											
Viola persicifolia	1	r			v																	
Allium angulosum					1																	
d Cnidion gegen Alopecurus pratensis-Gesellsch.																						
Cerastium holosteoides																						
Ranunculus auricomus	1	1	2	r	+					1												
Leucanthemum vulgare agg.	1	1	+		+	1						1										
Symphytum officinale	1	+	+	r	r	r	+															
Rumex acetosa	1			1	2		1															
OC Molinietalia																						
Galium boreale	2	1	1	1	1	2b																
Sanguisorba officinalis	3	3	2		2a	1																
Pseudolysimachion longifolium	2	3	2																			
Silene flos-cuculi	1	+			1																	
Achillea ptarmica	1			1																		
Selinum carvifolia				1																		
Senecio aquaticus						+																
d Alopecurus pratensis-Gesellschaft																						
Alopecurus pratensis	2	2	2	1	2b	1		3	1	2b	2	4	2b	3	4	2b	2b	4	3	3	3	2b
d Variante mit Feuchtezeigern																						
Phalaris arundinacea		1	1					1	1	2b	1					2a						
Poa palustris				1				2a	2	3	1				+							
Stellaria palustris	+							1	2	2a	1											
Galium palustre		+		1					1	1	1											
Carex vulpina								2b	2		2											
Trifolium hybridum								1	1	2a												
Agrostis canina									1		1											
Iris pseudacorus									r	1												
Ranunculus flammula								r		+												
d Variante von Rumex thyrsoiflorus																						
Rumex thyrsoiflorus					1	+					2a	1	1	+	1		2a	2b	2b	2b		
Galium verum agg.				1	1	1					3			2a	1	r		2a	1	1		
Convolvulus arvensis											1		1	+			1	2a	2a			
Eryngium campestre														2a				1	+			
d Brachezeiger											2											
Caltha palustris											2											
Thalictrum flavum	+										2											
Lathyrus palustris											1											
Lysimachia vulgaris											1											
Filipendula ulmaria											+											
OC Arrhenatheretalia																						
Achillea millefolium				1		1									2m	1			2m	+		
Trifolium dubium	1	+				2a							+							r		
Campanula patula	r			+		1																
Leontodon autumnalis					r	1													+			
Veronica serpyllifolia		1			1									+								
Phleum pratense										2b										+		
Arrhenatherum elatius	1					1									+							
Plantago lanceolata					1									+								
Dactylis glomerata		+				+																
Lolium perenne																				+	+	
KC Molinio-Arrhenatheretea																						
Poa trivialis	1	1		1	2b				1	2	2a		1			1		1			+	
Taraxacum officinale agg.	1	1	+	+	+	1				+	1		2a			1		1			+	
Lathyrus pratensis	1	1	1	1	2a	1	1		2a	1		r										
Vicia cracca	2	1	+	2		+	1	+	1	+												
Festuca pratensis				1		1			1	1		1				+						
Trifolium repens						2b			1	1	1		1					1	1			
Holcus lanatus	1	1	1	1		3	+															
Cardamine pratensis	1		1	1					1	1	1											
Festuca rubra				2		1										3				2b	1	
Trifolium pratense				1	+	2a																
Agrostis gigantea						1	1															

Auengrünland	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
Aufnahmenummer:																						
Prunella vulgaris	+
Ranunculus acris	+
Begleiter																						
Elymus repens	2	1	2	1	2b	1	1	.	.	1	2b	.	1	2b	1	3	3	2b	1	1	2b	2b
Poa pratensis agg.	2	2	2	1	2m	1	+	.	1	.	2a	2b	2a	2a	2a	.	2a	2b	2b	2b	2b	2a
Ranunculus repens	1	+	1	+	1	.	1	2	2a	1	2b	.	1	.	.	2a	+
Cirsium arvense	+	r	.	2	.	.	1	.	1	1	2a	2a
Potentilla reptans	1	.	.	.	2a	.	.	.	1	.	2a	r	.	2a	.	.	.	r	1	.	.	1
Agrostis capillaris	.	.	.	3	1	1	1	2a	2m
Carex acuta	1	2	1	1	2
Carex hirta	.	.	.	1	1	1	+	+	.	1
Agrimonia eupatoria	.	.	r	.	.	1
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	1	.	+
Calamagrostis epigejos	2	2a
Centaurea jacea	+	1
Cerastium dubium	+	+	r	r
Cirsium palustre	r	.	r
Equisetum palustre	.	1	1	1
Erophila verna	1	.	1
Euphorbia esula	1	1
Glechoma hederacea	.	.	1	1	+	.	.	.	1
Lotus corniculatus	+	1
Lysimachia nummularia	.	.	1	.	2b	.	.	1	.	1
Myosotis laxa	+	1
Persicaria amphibia	.	r	+	.	r
Plantago major ssp. intermedia	r	1
Potentilla anserina	2a	1
Ranunculus ficaria	1	2a
Rorippa amphibia	2a	+
Rosa sp.	.	.	.	+	.	+
Rumex crispus	r	.	+	r	r
Tripleurospermum perforatum	+	+
Urtica dioica	1	1
Veronica arvensis	.	1	.	.	.	+
Vicia tetrasperma	.	r	.	1	.	1	1
Agrostis stolonifera	1
Allium schoenoprasum	2a
Allium sp.	+
Atopocurus geniculatus	+
Arctium lappa	+
Artemisia annua	+
Bromus hordeaceus	+
Carex pallescens	.	.	.	1
Carex riparia	1
Carex sp.	1
Cerastium glutinosum	+
Chenopodium c.f. album	r
Chenopodium polyspermum	1
Cirsium vulgare	+
Daucus carota	2a
Eleocharis palustris	1
Eleocharis uniglumis	1
Festuca ovina agg.	.	.	.	1
Filipendula vulgaris	+
Fragaria moschata	+
Glyceria maxima	1
Inula britannica	+
Juncus effusus	v	1
Linaria vulgaris	1
Luzula campestris	.	.	.	1
Mentha arvensis	1
Myosotis discolor	r
Myosotis ramosissima	.	1
Myosotis scorpioides	+
Odontites vulgaris	1
Ornithogalum umbellatum	1
Persicaria maculosa	1
Ranunculus bulbosus	+
Rumex acetosella	1
Rumex obtusifolius	+
Silene latifolia ssp. alba	r
Solanum dulcamara	1
Stellaria graminea	+
Valeriana officinalis agg.	.	.	r
Valerianella locusta	+
Veronica chamaedrys	1
Veronica scutellata	+
Vicia angustifolia	1
Vicia lathyroides	1
Viola canina	.	.	.	1
Viola sp.	r
Pimpinella saxifraga	v
Stachys palustris	v

Sandmagerrasen		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Aufnahmenummer:		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Quelle																					
Datum 1999 (Tag Monat):		0306 2207	1905 2408		1205 2408	1205 2807	1205 2307		1506 2807	0406 2107				1905 2408	1805 2608	1105 2807		2005 2707	0406 2107	1506 2807	
Datum 2000 (Tag Monat):				1805				0905 0108			1105 0208	1105 0208	1105 0208				0905 0108				
Ort		San	Hav gps	San	Hav gps	San gps	Hav gps	Rhf	San gps	San	Hein	Hein	Hein gps	Hav	Rog	San gps	Rhf	Rhf	San	San gps	
Vermessung																					
Rechtswerte		4502388	4501941	4501843	4502429	4502802	4502497	4502119	4502867	4501868	4481494	4481498	4481528	4502024	4482246	4502868	4502113	4502436	4501915	4502460	
Hochwerte		5852135	5854003	5853336	5854181	5849735	5849665	5850051	5849437	5853539	5792119	5792110	5792088	5854283	5796058	5849767	5850051	5847333	5853281	5849322	
Elbufer:		re	re	re	re	re	re	li	re	re	li	li	li	re	li	re	li	li	re	re	
Kilometerangabe (Elbe):		bd	ad	ad	ad	ad	ad	add	ad	ad	bdd	add	ad	ad	ad	ad	bdd	ad	ad	ad	
Lage zum Deich																					
Meereshöhe [m ü NN]			29,32		28,14	29,06	28,09		29,12		16	12	12	12	12	8	8	14	12	9	9
Größe [m²]:		10	6	9	6	6	6	14	16	12	12	12	12	12	8	8	14	12	9	9	
Exposition		S	-	-	NO	-	N	O	-	-	NW	SO	-	-	-	-	W	-	-	-	
Neigung [°]		3	-	-	12	-	2	25	-	-	25	18	-	-	-	-	25	-	-	-	
Nutzung:		t	w-r	w-r	w-r	w-r	w-r	mX	w-r	w-r	mwX	mwX	w-s	w-r	m	w-r	mX	wp-rE	w-r	w-r	
Artenzahl:		4	8	23	24	19	24	42	16	33	23	18	18	23	17	20	36	18	21	15	
Krautschicht, Höhe [m]:		0,2	0,1	0,3	0,1(-0,4	0,1(-0,30	0,05-0,2	0,4	0,5	0,1(-0,40	1-0,40	1-0,30	1(-0,30	1(-0,3	0,2	0,2	0,3	0,2(-0,50	1(-0,60	1(-0,5	
Deckungsgrad [%]:		25	40	95	100	95	90	93	100	90	93	95	80	100	99	90	98	98	85	75	
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:		75	25	25	50	30	40	7	15	30	10	0,5	15	30	1	40	5	2	30	3	
Bodenart Oberboden		S	S	Su	Su	Su	S	Su	Us	S	Us	Us	S	S	S	Su	S	Us	S	Su	
Humusform		-	-	MUT	MUO	MUO	MUT	-	MUT	MUT	MUT	MUO	MUO	MUT	MO	MO	MUT	MUT	MUT	(MUT)	
AC Spergulo-Corynephorum canescens																					
Corynephorus canescens		2b	3	
Spargula morisonii		1	2m	
Polytrichum piliferum M		2b	1	
d Spergulo-Corynephorum canescens																					
Carex arenaria		1	2a	+	
AC Filagini-Vulpium myuros																					
Vulpia myuros		.	.	2b	
AC Diantho-Armerietum elongatae																					
Armeria maritima ssp. elongata		.	.	.	1	2m	+	1	1	.	2a	1	2a	.	1	1	+	.	.	.	
Erodium cicutarium		.	.	r	r	.	1	r	1	1	2m	+	
Vicia lathyroides		.	.	.	1	.	r	.	.	.	1	
Dianthus deltooides		+	.	.	1	+	
Faziesbildner																					
Festuca ovina agg.		.	.	+	1	2a	1	2b	4	4	4	v	
Poa bulbosa		+	
d Agrostis capillaris-Gesellschaft																					
Agrostis capillaris		.	.	2b	2b	2b	2b	2a	3	2a	2b	1	1	2b	.	2a	1	2a	4	1	
d Cerastium arvense																					
Cerastium arvense		.	.	.	2b	2b	2a	2a	1	2m	2a	3	.	.	.	+	2a	2b	.	.	
Galium verum agg.		.	.	.	1	2a	+	2m	1	.	2m	2a	1	.	.	+	2a	2a	.	.	
Eryngium campestre		.	.	v	2b	+	.	1	2a	1	2a	2a	1	.	+	.	+	v	.	.	
Vicia angustifolia		.	.	.	1	.	.	r	1	+	1	.	.	.	
Medicago lupulina		+	1	
Ranunculus bulbosus		1	.	.	.	1	.	r	r	.	.	1	.	.	.	
Pimpinella saxifraga		2a	+	.	1	1	.	.	.	
KC Koelerio-Corynephoretea																					
Veronica arvensis		.	+	.	+	1	1	+	.	+	1	+	.	2m	r	+	+	1	+	.	
Cerastium semidecandrum		.	1	1	.	r	2b	.	.	2m	1	.	1	.	r	
Erophila verna		.	.	.	r	r	2a	1	.	1	.	.	1	.	.	1	1	2m	.	r	
Cerastium glutinosum		.	.	1	.	1	.	2a	.	1	.	.	1	.	1	.	2m	+	.	.	
Sedum acre		1	+	
Festuca valesiaca ssp. parviflora		.	.	.	2a	2b	3	
Trifolium arvense		.	.	2b	2b	
Trifolium campestre		+	.	1	+	.	
Carex ligerica		1	
Helichrysum arenarium		.	.	1	
Myosotis stricta		1	1	
Potentilla argentea		1	1	
Herniaria glabra		+	
Trifolium striatum		.	.	.	+	
Valerianella locusta		1	+	
Begleiter																					
Poa pratensis agg.		.	.	1	2a	2a	2a	2a	2a	2a	1	1	+	2b	1	1	2a	2b	1	1	
Bromus hordeaceus		.	.	2b	1	2m	2a	2a	1	1	.	.	1	2m	+	1	+	2m	2a	2a	
Elymus repens		.	+	.	.	1	1	+	.	+	.	1	1	1	2a	1	.	1	2a	2b	
Rumex thyrsiflorus		.	.	.	2a	1	.	2a	2b	1	.	.	2a	2b	2a	.	2a	.	+	2b	
Rumex acetosella		+	1	2a	+	1	1	2a	.	1	.	.	2b	1	.	.	1	.	1	1	
Achillea millefolium		.	.	2m	1	2m	.	2m	.	2a	2a	2m	1	1	1	+	1	1	.	.	
Alopecurus pratensis		.	.	.	1	1	1	1	2a	.	.	1	.	1	.	.	1	2b	.	.	
Festuca rubra		.	.	+	+	1	.	1	3	.	+	1	2a	.	.	.	
Carex praecox		1	1	+	1	1	1	.	.	
Plantago lanceolata		.	.	1	.	.	.	2b	.	1	1	+	2b	.	.	.	
Taraxacum officinale agg.		.	.	+	.	.	+	r	2b	r	
Capsella bursa-pastoris		.	.	.	r	.	+	r	1	1	1	
Hypochaeris radicata		.	r	1	.	.	.	1	.	2a	1	.	.	.	
Trifolium repens		.	.	+	.	.	+	.	r	r	.	
Convolvulus arvensis		.	.	.	1	1	.	1	.	.	+	
Lolium perenne		+	.	.	1	1	.	.	.	1	
Scleranthus annuus		.	.	1	.	.	1	.	.	1	1	
Trifolium dubium		1	.	1	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	
Allium scorodoprasum		2a	.	r	+	

Sandmagerrasen																			
Aufnahmenummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Anthoxanthum odoratum	2a	3	.	.	.
Helictotrichon pubescens	1	.	.	2b	1	.	.	.
Arrhenatherum elatius	1	.	.	1	1	.	.	.
Calamagrostis epigejos	.	.	.	r	.	1	1	.	.
Carex hirta	1	.	1	+	.	.	.
Coryza canadensis	r	+	+
Leontodon autumnalis	.	.	1	r	+	.	.	.
Ornithogalum umbellatum	v	1	.	1
Stellaria c.f. graminea	1	.	1	+
Spergularia rubra	.	.	r	2m	.	.	.
Tripleurospermum perforatum	.	.	+	2m
Cerastium dubium	1	+	.
Cerastium pumilum	1	1
Holcus lanatus	1	1	.	.
Luzula campestris agg.	+	1	.	.	.
Quercus robur	r	r	.	.	.
Veronica chamaedrys	r	1	.	.	.
Vicia tetrasperma	r	+
Hordeum sp.	2a	.	.	.
Sedum c.f. sexangulare	2a
Ulmus minor	.	.	2m
Allium oleraceum	1	.
Centaurea jacea	1
Equisetum ramosissimum	1
Phleum pratense	1
Poa annua	1
Stellaria pallida	1
Thymus pulegioides	1	.	.	.
Vicia hirsuta	1
Equisetum arvense	+	+	.	.	.
Allium vineale	+
Euphorbia esula	+
Potentilla reptans	+
Rumex acetosa	1	1	.	.	.	1	+	1	.	.
Xanthium albinum	+
Arabidopsis thaliana	r
Artemisia annua	r
Festuca c.f. pratensis	r
Dactylis glomerata	r
Geranium molle	.	.	.	r
Hieracium pilosella	v
Matricaria/Tripleurospermum sp.	r	.
Prunus spinosa	r	.	.
Portulaca oleracea	r	.
Ranunculus auricomus	r
Sedum sp.	r
Senecio vernalis	v	.	.	.
Vicia sepium	r

Saumgesellschaften	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Aufnahmenummer:																	
Quelle					Di	Di	Di		Di	Di					Di	Di	
Datum 1999 [Tag Monat]:	2007		2107 2608	2707								0606 2608	2707	2007	0706		1506 2807
Datum 2000 [Tag Monat]:		0607						0607									
anderes Datum					98	98	98		98	98					98	98	
Ort	Glin	Rhf	Hein	Rhf	DW	DW	DW	Rhf	DW	DW	Glin	Rhf	Glin	Rog	DW	DW	San
Vermessung			gps														
Rechtswerte	4480022	4501927	4483675	4501856				4502159			4480006	4502432	4480575	4482191			4502473
Hochwerte	5790778	5850387	5795108	5848868				5850433			5790378	5847701	5790603	5796098			5849455
Elbufer:	li	li	li	li	re	re	re	li	re	re	li	li	li	li	re	re	re
Kilometerangabe (Elbe):																	
Lage zum Deich	bd	bd	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	bd	ad	ad	ad
Meereshöhe [m ü NN]			28,94														
Größe [m²]:	9	25	12	16	20	25	25	25	10	8	20	16	15	20	15	20	12
Exposition	-	-	SO	-				-			SO	-	-	-			SW
Neigung [°]	-	-	3	-				-			2	-	-	-			2(-5)
Artenzahl:	15	12	16	7	6	9	6	18	7	19	32	8	14	29	11	7	8
Baumschicht, Höhe [m]:	10	-	-	-				-			-	-	-	-			-
Deckungsgrad [%]:	10	-	-	-				-			-	-	-	-			-
Krautschicht, Höhe [m]:	0,5	1,3	1-1,8	1,6	1,7	1,5	1-1,5	1,2	0,7	1-1,5),3(-1,1	1,1	0,5-1,20,5-1,2	0,8	0,6	1	
Deckungsgrad [%]:	98	100	100	95	100	100	100	95	100	95	95	98	100	100	98	100	50
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	40	-	60				-			-	-	-	1			75
Bodenart Oberboden	L	S	UI	UI				SI			S	UI	Su	Ls			S
Humusform	MUT	MUT	MUT	MUT				MUT			MUT	MUT	MUT	MUT			-
Baumschicht																	
Salix alba (ragt auf die Fläche)	2a
Krautschicht																	
d Rubus caesius-Gesellschaft																	
Rubus caesius	5	1
AC Leonuro-Ballotetum nigrae																	
Ballota nigra	.	2b
AC Chaerophylletum bulbosi																	
Chaerophyllum bulbosum	.	.	3	r
d Urtica dioica-Gesellschaft																	
Urtica dioica	1	3	1	5	5	4	2b	2b	2m	1	1	1	.	+	+	.	.
AC Convolvulo-Agroproyretum repentis																	
Elymus repens	.	2b	2a	1	2a	2m	4	3	5	4	4	3	3	2a	5	5	2a
Poa angustifolia	2a	2a	2m	1	4	.	+
Convolvulus arvensis	.	.	2b	1	2a	1	.	.	.
Bromus inermis	.	.	2b
d Calamagrostis-Gesellschaft																	
Calamagrostis epigejos	.	.	+	3
OC Convolvuletalia																	
Cuscuta europaea	.	.	1	.	.	2m
Calystegia sepium	2b
Leonurus marubiastrum	+	.	1	+
d Rohrglanzgras																	
Phalaris arundinacea	.	.	+	.	2a	4	3	1
KC Artemisietea																	
Glechoma hederacea	.	.	1	3	r	.	.	.
Artemisia vulgaris	1	r	+	1
Galium aparine	.	1	1
Arctium lappa	.	v	r
Tanacetum vulgare	r	.	.	.	+
Pastinaca sativa	2a	.	.	.
Arctium sp.	1
Lamium album	.	1
Linaria vulgaris	v	.	.	+
Dipsacus fullonum	r
d Grünlandarten																	
Alopecurus pratensis	.	.	.	2b	2m	1	1	3	2a	.	2m	2m	.
Arrhenatherum elatius	.	1	2a	2b	4	.	.	.
Achillea millefolium	+	.	.	+	1
Campanula patula	1	.	.	.
Anthriscus sylvestris	.	1
Begleiter																	
Poa trivialis	.	1	.	.	2a	2m	2m	.	2m	2m	.	r	.	.	.	2m	.
Cirsium arvense	.	3	1	.	1	.	.	2b	.	1	.	2b	2a	2b	.	.	.
Poa palustris	1	r	1	.	.	2m	.
Potentilla reptans	2a	1	+	.	+	.
Rumex thyrsoflorus	2b	2a	.	1	.	+
Atriplex prostrata agg.	1	+	r	1
Ranunculus ficaria	.	.	2a	2b	1
Tripleurospermum perforatum	r	.	1	2a

Saumgesellschaften																	
Aufnahmenummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Artemisia annua	+	.	1	1
Bidens frondosa	1	+	r	.
Chenopodium album	r	1	1
Galium verum agg.	.	.	.	r	.	.	.	+	1	.	.
Persicaria amphibia	+	1	.	1
Stachys palustris	1	1	+	.	.	.
Taraxacum officinale agg.	+	r	.	.	.	+	.	.
Capsella bursa-pastoris	+	1
Erysimum cheiranthoides	1	+
Lactuca serriola	.	.	.	r	1
Phragmites australis	+	.	.	1
Veronica chamaedrys	1	1	.	.
Bidens sp.	.	.	r	r
Fallopia convolvulus	+	.	.	r	.	.	.
Hypericum perforatum	.	.	+	+	.	.	.
Xanthium albinum	+	+
Ajuga reptans	2m
Carex brizoides	2b	.	.	.
Cerastium semidecandrum	2m
Chaerophyllum sp.	.	2m
Eryngium campestre	2a	.	.	.
Persicaria lapathifolia	2m
Vicia cracca	2a
Allium scorodoprasum	.	.	1
Brassica nigra	1
Bromus hordeaceus	1
Carex hirta	1	.	.	.
Carex spicata	1	.	.	.
Conyza canadensis	1
Dactylis glomerata	1	.	.	.
Equisetum arvense	1	.	.	.
Euphorbia esula	1	.	.	.
Galium palustre	1
Heracleum sphondylium	.	1
Lathyrus tuberosus	1	.	.	.
Myosotis arvensis	1	.	.	.
Polygonum aviculare agg.	1
Ranunculus repens	1
Rumex acetosella	1
Stellaria aquatica	1
Vicia tetrasperma	1	.	.
Agrostis gigantea	+	.	.	.
Atriplex patula	+
Carex elata	+
Cerastium sp.	+	.	.	.
Epilobium sp.	+	.	.	.
Myosotis sp.	+
Oenanthe aquatica	+
Persicaria hydropiper	+
Persicaria maculosa	+
Potentilla anserina	+	.
Rumex sp.	+
Senecio viscosus	+
Trifolium repens	+
Vicia angustifolia	+	.	.	.
Viola sp.	+
Acer sp. (Keimpfl.)	r
Bidens tripartita	r
Brassica sp.	r
Centaurea jacea	r
Festuca rubra	r	.	.	.
Galeopsis sp.	r
Plantago major ssp. intermedia	r
Sisymbrium altissimum	r
Rumex crispus	r
Veronica arvensis	r	.	.	.

Zweizahnfluren	1	2	3	4	5	6
Aufnahmenummer:						
Quelle		Di	Di	Di	Di	Di
Datum 1999 [Tag Monat]:	2708					
anderes Datum		98	98	98	98	98
Ort	Glin	DW	DW	DW	DW	DW
Rechtswerte	4480124					
Hochwerte	5790704					
Elbufer:	li	re	re	re	re	re
Kilometerangabe (Elbe):						
Lage zum Deich	bd	ad	ad	ad	ad	ad
Meereshöhe [m ü NN]						
Größe [m²]:	6	2	6	1	9	6
Exposition	-					
Neigung [°]	-					
Artenzahl:	9	21	8	4	8	9
Krautschicht, Höhe [m]:	1,8	0,4	0,7	0,8	1	0,5
Deckungsgrad [%]:	100	100	100	100	100	100
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-					
Bodenart Oberboden	L					
Humusform	MUT					
Zweizahn-Gesellschaft						
Bidens frondosa	5	2a	+	.	+	.
AC Polygono-Bidentetum tripartitae						
Persicaria hydropiper	.	5	5	5	5	4
VC Chenopodion rubri						
Atriplex prostrata	.	1
Chenopodium rubrum	.	1
OKC Bidentetea						
Bidens tripartita	.	2a
Persicaria dubia	1
Alopecurus aequalis	+
VC Potentillion anserinae						
Agrostis stolonifera	.	2m	2a	4	3	5
Plantago major ssp. intermedia	.	1	1	.	.	1
Alopecurus geniculatus	.	.	.	1	.	3
Potentilla anserina	1
d Röhrichtarten						
Phalaris arundinacea	.	1	2a	2a	2b	+
Galium palustre	2m	+	.	.	2m	1
Oenanthe aquatica	.	1	.	.	1	.
Bolboschoenus maritimus	2a
Glyceria maxima	1	.
Butomus umbellatus	+
Begleiter						
Rorippa amphibia	.	3	1	.	1	1
Calystegia sepium	.	1	+	.	.	.
Gnaphalium uliginosum	.	+	.	.	.	1
Artemisia annua	.	1
Poa palustris	2a
Stellaria media	.	2a
Xanthium albinum	.	.	2b	.	.	.
Chenopodium ficifolium	.	1
Chenopodium polyspermum	.	1
Stellaria media	1
Urtica dioica	.	1
Cuscuta europaea	.	+
Ranunculus repens	+
Rumex obtusifolius	.	+
Tripleurospermum perforatum	.	+

Uferfluren										
Aufnahmenummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Quelle		Di	Di	Di	Di	Di			Di	
Datum 1999 (Tag Monat):	2207						2408	2608		2007 2608
anderes Datum		98	98	98	98	98			98	
Ort	San	DW	DW	DW	DW	DW	Hav	Hein	DW	Glin
Rechtswerte	4501840						4501976	4481143		4481009
Hochwerte	5853003						5854236	5790795		5790737
Elbufer:	re	re	re	re	re	re	re	li	re	li
Kilometerangabe (Elbe):										
Lage zum Deich	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad
Meereshöhe [m ü NN]										
Größe [m²]:	6	8	16	16	2	2	8	18	6	6
Exposition	SW						NWN	SW		SO
Neigung [°]	5						3	5		5
Artenzahl:	19	22	20	23	14	18	14	26	11	22
Krautschicht, Höhe [m]:	0,6	0,4	0,8	0,2	0,15	0,2-1	0,3	0,3	0,6	0,4
Deckungsgrad [%]:	98	100	100	90	50	80	85	25	100	100
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bodenart Oberboden	S						S	S		Lu
Humusform	-						-	-		-
AC Xanthio-Chenopodietum rubri										
Xanthium albinum	4	5	5	2a	1	1	1	+	1	+
Chenopodium rubrum	.	1	2m	2m	1	+
VC Chenopodion rubri										
Atriplex prostrata	1	1	2m	1	+	1	.	.	1	+
Chenopodium glaucum	+	1	2m	1	.	+	.	.	1	.
Corrigiola littoralis	+	.	.	+	.	.	.	1	.	.
Erysimum cheiranthoides	r
OKC Bidentetea										
Persicaria lapathifolia	3	3	1	2a	2m	1	2a	1	.	1
Bidens frondosa	+	1	1	.	.	+	1	+	+	+
Pulicaria vulgaris	.	1	1	1	1	.	1	.	.	r
Chenopodium ficifolium	.	2m	1	.	.	1	.	.	1	.
Persicaria hydropiper	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.
Eragrostis albensis	2b	+	.	.
Bidens tripartita	.	.	.	+
Wasserknöterich-Gesellschaft										
Persicaria amphibia	.	.	+	1	5	.
Alant-Gesellschaft										
Inula britannica	3	.	1	1	.	2b
VC Potentillion anserinae										
Agrostis stolonifera	.	2a	2m	1	1	2a	.	+	2m	.
Plantago major ssp. intermedia	.	3	2a	2a	2a	1	2b	1	2b	2a
Rorippa sylvestris	.	2m	.	1	1	4	3	+	2m	1
Alopecurus geniculatus	.	1	.	.	1	2a
Juncus compressus	1	.	.	1
Rumex crispus	r	.	.	+
d Röhrichtarten										
Phalaris arundinacea	1	1	2m	.	.	1	+	2a	.	1
Phragmites australis	1
Carex acuta	.	r	r	.	.	.
Begleiter										
Echinochloa crus-galli	+	2m	.	1	+	1	1	r	.	.
Spergularia rubra	.	1	.	2m	+	+	.	2m	.	1
Tripleurospermum perforatum	1	1	1	1	1	.	.	.	1	2a
Artemisia annua	.	1	1	1	.	.	v	+	.	1
Gnaphalium uliginosum	.	1	.	1	.	+	.	.	.	+
Polygonum aviculare agg.	+	.	.	2a	.	.	.	1	.	.
Chenopodium polyspermum	r	.	1	+
Artemisia vulgaris	.	.	+	+	.	+
Agrostis gigantea	+	.	3
Juncus bufonius	.	2m	.	1
Chenopodium album	1	1
Urtica dioica	.	1	1
Allium schoenoprasum	1	.	r
Portulaca oleracea	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.
Conyza canadensis	+	.	+
Stellaria aquatica	.	.	+	.	.	+
Taraxacum officinale	r	.	+	.	.
Capsella bursa-pastoris	r	r
Rorippa anceps	2a	.	.
Cuscuta europaea	1
Eleocharis ovata	.	.	.	1
Herniaria glabra	1	.	.
Matricaria discoidea	.	.	.	1
Salix alba	1	.	.	.
Solanum dulcamara	.	.	1
Trifolium repens	1
Convolvulus arvensis	+	.	.
Salix viminalis	+
Amaranthus bouchonii	r	.	.
Cirsium arvense	r	.	.
Lactuca serriola	r
Leonurus marrubiastrum	r
Medicago lupulina	r
Rumex acetosella	r
Rumex stenophyllus	r
Tanacetum vulgare	r
Limosella aquatica	.	.	.	r

Großseggengesellschaften	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Aufnahmenummer:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Quelle	Di				Di	Di	Di		Di				Ley			
Datum 1999 [Tag Monat]:	2007		2107	2007						2608	2307	2207		2907	2007	2007
Datum 2000 [Tag Monat]:								0108								
anderes Datum									98				06/97			
Ort	Glin	DW	Hein	Glin	DW	DW	DW	Wul	DW	Hein	Hav	San	Hav	Wul	Glin	Glin
Rechtswerte	4481051		4483617	4481007				4502841		4481375	4503168	4502469		4502908	4480039	4480538
Hochwerte	5790848		5794969	5790753				5847920		5791002	5854888	5852080		5847596	5790767	5791461
Elbufer:	li	re	li	li	re	re	re	re	re	li	re	re	re	re	li	li
Kilometerangabe (Elbe):																
Lage zum Deich	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	ad	bd	bd	bd	bd	bd	bd
Meereshöhe [m ü NN]	38,73															39,47
Größe [m²]:	8	25	9	15	25	15	25	25	25	8	16	16	10	8	9	9
Exposition	NW	-	-	SO	-	-	-	-	-	SO	W	-	-	-	-	-
Neigung [°]	5	-	-	8	-	-	-	-	-	8	2	-	-	-	-	-
Artenzahl:	5	10	8	4	13	6	10	14	7	9	7	3	11	5	4	9
Krautschicht Röhricht, Höhe [m]:	1	1,3	1	1-1,5	1,5-1,9	1-1,5	1,5-1,8	1,1	1,6	0,7	1	1		1	1	0,6
Deckungsgrad [%]:	100	100	80	95	100	100	100	100	100	85	85	90	70	80	85	90
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Wassertiefe [m] :	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
Bodenart Oberboden	SI		S	L				UI		S	Tu	L		UI	L	Tu
Humusform	MUF		-	MUF				-		-	MOF	MOF		MOF	MUF	MOF
AC Phalaridetum arundinaceae																
Phalaris arundinacea	5	5	4	5	5	5	5	5	5	1	.	.	1	.	.	r
AC Caricetum gracilis																
Carex acuta	5	5	5	4	1	.	.
AC Caricetum vesicariae																
Carex vesicaria	5	.	.
Carex acutiformis-Gesellschaft																
Carex acutiformis	5	.
AC Caricetum ripariae																
Carex riparia	2a	5
d Ruderalisierung																
Urtica dioica	.	+	.	2m	2m	.	1	2m	4
Elymus repens	2m	1	2m	.	4
Poa trivialis	2m	.	1	.	2m
Glechoma hederacea	.	.	.	1	.	.	.	+	2a
Alopecurus pratensis	+	2m
OKC Phragmitetea																
Galium palustre	.	2b	.	.	.	2m	2m	.	.	.	r	.	1	.	.	1
Glyceria maxima	.	2m	.	.	.	1	.	r
Eleocharis palustris	1	1	.	.	.
Oenanthe aquatica	+	+
Bolboschoenus maritimus	1
Sparganium erectum	+
Begleiter																
Persicaria amphibia	+	1	1	1	.	2a
Persicaria lapathifolia	.	.	2b	.	1	2a	.	.	.	+	.	.
Bidens frondosa	.	+	.	r	1
Agrostis stolonifera	3	3	2m
Polygonum hydropiper	.	2b	.	.	.	+	1
Calystegia sepium	+	.	.	.	1	1	.
Ranunculus repens	.	+	1	.	.	1
Xanthium albinum	r	.	1	+
Poa palustris	2m	1	.	.	.
Bidens sp.	.	.	1	1
Chenopodium album	.	.	1	1
Chenopodium polyspermum	1	1
Lythrum salicaria	1	1
Rorippa amphibia	.	1	1
Alopecurus aequalis	1	.	r
Artemisia annua	.	.	+	.	1
Atriplex prostrata	.	.	+	.	1
Cirsium arvense	r	+
Tripleurospermum perforatum	.	.	r	r
Rumex obtusifolius	v	+
Alopecurus geniculatus	.	2m
Lysimachia nummularia	2	.	.	.
Rorippa anceps	2m
Rubus caesius	2b
Cardamine pratensis	1	.	.	.
Myosotis laxa	1	.	.	.
Stachys palustris	1
Stellaria palustris	1	.	.	.
Barbarea c.f. stricta	+
Juncus compressus	+
Leonurus marrubiastrum	+
Lysimachia vulgaris	+
Plantago major ssp. intermedia	+
Rumex crispus	+
Trifolium repens	+
Arctium lappa	r
Cirsium sp.	r
Ranunculus ficaria	r
Sonchus oleraceus	r

Wasserschweber- und Wasserpflanzengesellschaften				
Aufnahmenummer:	1	2	3	4
Datum 1999 [Tag Monat]:	2707	2107	2107	2907
Ort	Rhf	Hein	Hein	Hav
Rechtswerte	4501920	4480786	4480762	4503650
Hochwerte	5848897	5792452	5792655	5853499
Elbufer:	li	li	li	re
Kilometerangabe (Elbe):				
Lage zum Deich	ad	bd	bd	bd
Meereshöhe [m ü NN]				
Größe [m²]:	2	2	2	3
Artenzahl:	2	7	5	8
Krautschicht Wasserpfl., Deckungsgrad [%]:	80	75	85	85
Krautschicht Röhricht, Höhe [m]:	-	0,6	0,2	0,5
Deckungsgrad [%]:	-	5	6	2
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:				
Wassertiefe [m] :	0,5	0,3	0,3	0,5
AC Lemno-Spirodeletum polyrhizae				
Spirodela polyrhiza	4	3	2a	.
Lemna minor	2b	3	3	1
VC Lemnion minoris				
Lemna trisulca	.	.	.	+
AC Hydrocharitetum morsus-ranae				
Hydrocharis morsus-ranae	.	.	3	.
AC Potamogetonum trichoides				
Potamogeton trichoides	.	.	.	2b
VC Nymphaeion				
Persicaria amphibia	v	+	.	+
Potamogeton natans	.	.	.	5
Begleiter				
Agrostis stolonifera	.	1	2a	.
Sparganium erectum	.	r	r	.
Glyceria maxima	.	.	.	+
Mentha aquatica	.	+	.	.
Oenanthe aquatica	.	+	.	.
Typha latifolia	.	.	.	+
Sium latifolium	.	.	.	r

Ackerunkrautgesellschaften							
Aufnahmenummer	1	2	3	4	5	6	7
Datum 1999 [Tag Monat]	1506	306	1606	1606	306	2007	607
Ort	2907						
Vermessung	Wul	Wul	Hav	Hav	Wul	Glin	Glin
Rechtswerte	gps gps						
Hochwerte	4503008	4503264	4503090	4503121	4503570	4480604	4479930
Elbufer:	5847775	5847075	5854168	5854166	5847071	5790782	5790436
Kilometerangabe (Elbe):	re	re	re	re	re	li	li
Lage zum Deich	bd	bd	bd	bd	bd	ad	ad
Meereshöhe [m ü NN]			26,18	26,20			
Größe [m²]:	36	16	49	49	40	49	56
Artenzahl:	25	17	3	8	8	9	13
Krautschicht, Höhe [m]:	0,6	0,4	1,1	1,1	1	1,1	0,5
Deckungsgrad [%]:	85	80	100	100	98	98	95
Moosschicht, Deckungsgrad [%]:	-	-	0,1	-	-	-	-
Bodenart Oberboden	Sl	L	Sl	Us	L	Lt	L
Kulturpflanzen							
Hordeum vulgare	1	v	2b	5	5	5	.
Secale cereale	1	.	.	1	1	.	.
Avena sativa	+	+
Linum usitatissimum	2a	5
Brassica napus	+
Beikräuter							
AC Aphano-Matricarietum							
Matricaria recutita	2a	4	r	.	+	.	.
VC Aperion							
Apera spica-venti	2b	+	4	2a	1	1	.
Veronica hederifolia	1
OC Aperetalia							
Viola arvensis	1	.	.	1	.	.	+
Fallopia convolvulus	2b	+	1
KC Secalietea							
Myosotis arvensis	2a	.	.	r	1	.	1
Lathyrus tuberosus	+	.
d Naßstellen							
Myosurus minimus	.	2b
Rumex crispus	.	1
Persicaria lapathifolia	.	1
Rorippa sylvestris	.	1
OC Polygono-Chenopodietalia							
Stellaria media	1	+	.	.	.	r	.
Anagallis arvensis	r
Sonchus asper	.	r
Thlaspi arvense	r
KC Chenopodietea							
Chenopodium album	1	r
Capsella bursa-pastoris	1	1
Mercurialis annua	.	2a
Solanum nigrum	+
Begleiter							
Cirsium arvense	+	r	.	.	2a	.	r
Galium aparine	1	.	.	.	2a	1	+
Elymus repens	.	2b	.	+	.	1	.
Equisetum arvense	2a	r
Sinapis arvensis	.	1	1
Polygonum aviculare agg.	+	1
Chenopodium polyspermum	r	+	.
Erysimum cheiranthoides	r	+
Taraxacum officinale agg.	r	.	.	r	.	.	.
Trifolium repens	.	r	.	r	.	.	.
Veronica arvensis	r	.	.	.	r	.	.
Tripleurospermum perforatum	2b
Echinochloa crus-galli	1
Poa annua	r	.
Plantago major ssp. intermedia	.	r
Erodium cicutarium	r

Tabelle der Stromtalpflanzen mit Gefährdungsgraden

Nr.	Artnamen	Abk.	Stromtalpfl.	Rote Listen		Zeigerwerte nach Ellenberg						Quelle
				Sachsen-Anh.	Deutschland	F	f	R	N	S	M	
1	Allium angulosum	Aa	S	3	3	8	~	8	2	0	4	
2	Allium schoenoprasum	As	S			x	~	7	2	0	?	
3	Allium scorodoprasum	Ao	S*			7		7	7	0	?	
4	Amaranthus bouchonii	Ab	S*			4		7	7	1	?	
5	Arctium tomentosum	At	S			5		8	9	0	?	
6	Artemisia annua	Ar	S*			4		7	6	0	?	
7	Barbarea stricta	Bs	S			7	=	7	8	0	?	
8	Bidens frondosa	Bf	S**			8	=	7	8	0	?	
9	Bolboschoenus maritimus	Bm	S			10		8	7	2	?	
10	Brassica nigra	Bn	S			8	=	8	7	0	?	
11	Cardamine parviflora	Cf	S**	1	3	7	=	7	6	0	?	
12	Carduus crispus	Ca	S			6		7	9	0	?	
13	Carex brizoides	Cb	S*			6	~	4	3	0	?	
14	Carex ligerica	Cl	S*	3	3	3		2	2	0	?	
15	Carex praecox	Cp	S*	3	3	3	~	x	4	0	?	
16	Cerastium dubium	Ce	S*	4	3	8	=	7	5	2	?	
17	Cerastium glutinosum	Cg	S*			2		8	2	0	?	
18	Chaerophyllum bulbosum	Ch	S			7		8	8	0	4	
19	Chenopodium ficifolium	Cn	S			6		x	7	0	?	Di
20	Cnidium dubium	Cd	S	2	2	8	~	6	?	0	5	
21	Corrigiola littoralis	Co	S*	3	3	7		5	5	0	?	
22	Cruciata laevipes	Cr	S*			6		6	7	0	4	
23	Cuscuta europaea	Cu	S			7		x	7	0	3	
24	Cucubalus baccifer	Cc	S	3		9	=	8	7	0	?	
25	Dipsacus fullonum	Df	S*			6	~	8	7	0	?	
26	Eleocharis uniglumis	Eu	S			9	=	7	5	5	3	Ley
27	Eragrostis albensis	Ea	S			?	~	?	?	?	?	
28	Eryngium campestre	Ec	S			3		8	3	0	2	
29	Erysimum cheiranthoides	Er	S			5		7	7	0	?	
30	Gratiola officinalis	Go	S	2	2	8	~	7	4	1	?	
31	Inula britannica	Ib	S	3		7	=	8	5	0	4	
32	Juncus atratus	Ja	S*	anzunehmen	2	9	~	7	4	0	?	BP
33	Lathyrus palustris	Lp	S	2	3	8	=	8	3	0	3	
34	Leonurus marrubiastrum	Lm	S			6		8	8	0	?	
35	Mentha pulegium	Mp	S	2	2	7	=	7	7	1	?	
36	Myosotis sparsiflora	Ms	S*			6		7	7	0	?	
37	Oenanthe fistulosa	Of	S	2	3	9	=	8	5	0	3	
38	Poa palustris	Pa	S			9	=	8	7	0	5	
39	Portulaca oleracea	Po	S*			4		7	7	0	?	
40	Pseudolysimachion longifolium	Pl	S	3	3	8	~	7	6	0	3	
41	Pulicaria vulgaris	Pv	S	2	3	8	=	6	7	1	?	
42	Rorippa amphibia	Ro	S			10		7	8	0	?	
43	Rorippa anceps	Rc	S			9	=	9	8	0	?	
44	Rumex stenophyllos	Rs	S*	3		7	=	8	5	0	?	
45	Rumex thyrsoiflorus	Rt	S			3	~	7	4	0	?	
46	Scutellaria hastifolia	Sh	S	2	2	8	=	7	5	0	?	
47	Senecio aquaticus	Sa	S*	3		8		4	5	0	5	
48	Silaum silaus	Ss	S*	3		x	~	7	2	0	5	
49	Sium latifolium	Sl	S	3		10		7	7	0	?	
50	Thalictrum flavum	Th	S	3		8	~	8	4	0	3	
51	Trifolium fragiferum	Tf	S**	3		7	=	8	7	4	6	
52	Trifolium striatum	Ts	S*	2	3	3		2	1	1	?	
53	Viola persicifolia	Vo	S*	2	2	8	~	6	3	0	4	
54	Xanthium albinum	Xa	S			8	=	7	7	0	?	

Quellen:

Leyer 2002 - Ley, Burkart & Prasse 1996 - BP, Dietz 1998, RIVA-Projekt - Di

Stromtalpflanzen:

S - nach Oberdorfer (1994) charakterisierte Stromtalpflanzen

S* - nur nach Fischer (1996), Die Stromtalpflanzen Brandenburgs

S** - nach Oberdorfer (1994), fließbegleitende oder in Stromtälern verbreitete Arten

**Abflussmengen und jährliche Überflutungsdauer
 für Vegetationseinheiten in Sandau und Rogätz**

Abflusssituation	Abflussmenge Q [m³/s]		Überflutungsdauer [d/a]	
	Rogätz	Sandau	Rogätz	Sandau
mD20	291	298	292	292
mD30	337	342	256	256
-	361	366	239	239
mD40	390	394	219	219
-	425	431	198	198
mD50	451	458	183	183
mD60	533	536	146	146
-	552	557	139	139
-	602	616	120	120
mD70	630	648	110	110
-	736	753	86	86
mD80	794	811	73	73
-	1019	1009	45	45
mD90	1087	1069	37	37
1200er	1220	1197	32	32
1400er	1415	1377	22	21
HQ2	1705	1603	12	12
MHQ	1776	1704	10	9
HQ3	2029	1951	5	5
HQ5	2393	2290	2	2
HQ10	2795	2706	1	1
HQ20	3154	3096	0	0
HQ50	3563	3573	0	0
HQ100	3844	3895	0	0

Tabelle der Vegetationsaufnahmeplätze mit bodenkundlichen und hydrologischen Daten (Gesamtabelle)

Tab-Nr.	Aufn.	RECHTS	HOCH	Gesellschaft	Einmess.	Biototyp	Ort	Bodengesellschaft	Höhe	Nutzg.	IST-Abfl.	MIN-Abfl.	MIT-Abfl.	MAX-Abfl.	IST-Ampl.	IST-Flab.	MIN-Ampl.	MIN-Flab.	MIT-Ampl.	MIT-Flab.	MAX-Ampl.	MAX-Flab.
1	1	4503050	5855096	Q-Ulm, Lys vulg	niv	WAh.h	Hav	GG:l/bs	26,05	-	1044	1044		1040	2,67	1,73	2,66	1,73			2,66	1,74
1	2	4503080	5855309	Q-Ulm, Lys vulg	niv	WAh.h	Hav	GG:l/bs	25,94	-	986	986		986	2,61	1,62	2,60	1,62			2,60	1,63
1	3	4503173	5854855	Q-Ulm, Lys vulg		WUipg.T	Hav	GG:l/bs	25,63	-	0	0		822	2,66	1,42	2,65	1,42			2,69	1,43
1	4	4480931	5791424	Q-Ulm	niv	WAh.huT	Hei	GG-AB:t//s	41,90	-	2117	2172	2225	2286	2,57	3,38	2,74	3,37	2,80	3,36	2,86	3,36
1	5	4480359	5790829	Q-Ulm		WAh.h.T	Gli	AB-SS:t	42,28	-	2323	2360	2417	2426	2,61	3,69	2,66	3,68	2,75	3,68	2,82	3,68
1	6	4480964	5791456	Q-Ulm	niv	WAh.huT	Hei	GG-AB:t//s	41,90	-	2132	2183	2237	2294	2,58	3,40	2,74	3,38	2,81	3,37	2,88	3,36
1	7	4501812	5848824	Q-Ulm		WAh.ht	Rhf	AB-GG:l/s	27,24	-	1013	1044		1037	2,14	1,46	2,14	1,46			2,14	1,46
1	8	4502594	5846916	Q-Ulm		WAh.ht	Rhf	AQ:ls/s	28,13	-	1332	1349		1369	2,23	2,29	2,23	2,29			2,23	2,29
1	9	4501932	5846852	Q-Ulm		WAh.ht	Rhf	AB-GG:l/t	28,49	-	1407	1431		1502	1,87	2,32	1,87	2,32			1,87	2,32
1	10	4480195	5790699	Q-Ulm		WAh.h.T	Gli	AB-SS:t	42,39	-	2357	2374	2411	2435	2,64	3,81	2,69	3,79	2,74	3,79	2,79	3,79
1	11	4502033	5848762	Q-Ulm		WAh.ht	Rhf	AB-GG:l/s	27,16	-	884	903		889	2,30	1,34	2,30	1,34			2,30	1,34
1	12	4480791	5791559	Q-Ulm	niv	WAh.h	Hei	GG-AB:t//s	41,84	-	0	2231	2414	2403	2,38	3,23	2,64	3,19	2,75	3,18	2,82	3,17
1	13	4480812	5791548	Q-Ulm	niv	WAh.h	Hei	GG-AB:t//s	41,53	-	0	1965	2133	2170	2,41	2,92	2,65	2,90	2,75	2,89	2,82	2,88
1	14	4480817	5792279	Q-Ulm		WAh.mt	Hei	GG-AB:t/s	41,31	-	0	0	0	2029	1,86	2,62	2,13	2,58	2,25	2,58	2,58	2,56
1	15	4482478	5796851	Q-Ulm, Coryd		WAe.hb	Rog	AB-GG:l/s	39,98	-	0	1706	1702	1707	2,47	2,52	2,55	2,52	2,55	2,52	2,57	2,52
1	16	4482355	5796807	Q-Ulm, fragm		WAe.hb	Rog	AB-GG:l/s	39,91	-	0	1654	1655	1655	2,42	2,41	2,49	2,41	2,49	2,41	2,51	2,41
1	17	4480889	5792355	Q-Ulm, fragm		WAh.mt	Hei	GG-AB:t/s	41,30	-	0	0	0	2013	1,85	2,65	2,10	2,59	2,22	2,58	2,58	2,57
1	18	4501963	5850571	Q-Ulm, fragm		WAh.g	Rhf	WAh.g	28,18	-	0	0		1768	2,22	2,65	2,22	2,65			2,22	2,65
1	19	4503175	5854529	Q-Ulm, fragm	niv	WAh.h	Hav	GG:l/bs	25,96	-	0	0		985	2,54	1,70	2,54	1,70			2,54	1,71
1	20	4482400	5796563	Q-Ulm, fragm		WUizgu	Rog	GG:l/s	40,21	-	0	1837	1792	1797	2,41	2,73	2,48	2,72	2,48	2,72	2,50	2,72
1	21	4482077	5796621	Frax, Coryd		WUisig	Rog	GG-AB:l/s	40,23	-	0	1846	1804	1806	2,30	2,67	2,37	2,66	2,37	2,66	2,40	2,66
1	22	4480110	5790991	Frax		WUisig.T	Gli	AB-SS:t	42,58	-	0	2704	2811	2931	2,26	3,80	2,44	3,76	2,64	3,76	2,71	3,75
1	23	4503143	5855349	Frax	niv	WLS.m.T	Hav	GG:l/bs	26,35	-	0	0		1171	2,58	2,07	2,57	2,07			2,57	2,08
1	24	4502529	5853309	Carp, Holc moll		WUium	San	GG:l/bs	26,55	-	0	1246		1245	1,94	1,80	1,99	1,81			2,00	1,81
1	25	4502396	5853117	Carp, Desch flex		WMI.m	San	GG:l/bs	27,16	-	0	1639		1631	2,04	2,33	2,12	2,34			2,12	2,35
1	26	4503542	5854920	Carp, Aescul	niv	WUi.g.T	Hav	AB-GG:s/l	26,30	-	0	0		0	2,21	2,39	2,20	2,39			2,45	2,40
1	27	4503234	5855360	Carp	niv	WUi.h	Hav	GG:l/bs	27,05	-	0	0		1592	2,50	2,83	2,50	2,83			2,55	2,84
2	1	4502007	5852433	Sal alb, Sal rub		WAw.g	San	GG:s	26,00	-	679	688		683	2,36	0,81	2,36	0,83			2,36	0,93
2	2	4483332	5796635	Sal alb	niv	WAw.h..N	Rog	GG-AB:l/s < = > GG:s	38,03	N	622	622	621	621	2,80	0,80	2,83	0,80	2,83	0,80	2,83	0,80
2	3	4483492	5796482	Sal alb		WAw.g.X	Rog	GG:ls/s	38,65	-	927	927	925	926	2,84	1,46	2,84	1,46	2,84	1,46	2,84	1,45
2	4	4481838	5791677	Sal alb, Aln-Ulm		WAw.g	Hei	AB:ls/s	39,85	-	995	1002	1020	1018	3,05	1,86	3,05	1,88	3,05	1,88	3,05	1,88
3	1	4504301	5853863	Arrhen		KGm...Q	Hav	SS-GG:t	25,00	Q	0	0		0	1,74	1,46	1,75	1,46			2,48	1,45
3	2	4482697	5796334	Arrhen		KGm...TR	Rog	GG:ls/s	40,65	R	2094	2108	2049	2053	2,52	3,26	2,60	3,25	2,61	3,25	2,62	3,25
3	3	4481409	5791739	Arrhen	niv	KGm.e.TR	Hei	GG-AB:t//s	42,07	R	2418	2438	2492	2529	2,80	3,93	2,86	3,91	2,86	3,91	2,89	3,90
3	4	4503022	5849580	Arrhen		KGm...2Q	San	Ort	28,16	Q	0	0		1492	2,08	2,52	2,06	2,55			2,09	2,53
3	5	4503010	5849584	Arrhen		KGm...2Q	San	Ort	28,16	Q	0	0		1492	2,08	2,52	2,07	2,55			2,09	2,53
3	6	4502122	5850048	Arrhen		KMa...2Q	Rhf	Ort	26,11	Q	0	552		541	2,28	0,47	2,29	0,47			2,28	0,47
3	7	4502865	5854202	Arrhen		KGm...2Q	Hav	Ort	26,16	Q	0	1069		1064	2,43	2,03	2,43	2,04			2,46	2,04
3	8	4483276	5794598	Arrhen		KGm...2R	Hei	Ort	40,78	R	1854	1870	1926	1924	2,74	3,49	2,79	3,53	2,82	3,53	2,96	3,51
3	9	4503724	5853676	Arrhen		KGm...O	Hav	GN:l	25,66	O	0	0		792	1,94	1,83	2,01	1,83			2,71	1,82
3	10	4502873	5854200	Arrhen		KGm...2Q	Hav	Ort	26,16	Q	0	1066		1064	2,43	2,03	2,43	2,04			2,46	2,04
3	11	4480330	5791144	Arrhen	niv	KGf...TQ	Hei	GG:l/s	40,56	Q	0	1291	1447	1474	2,31	1,83	2,53	1,79	2,69	1,79	2,75	1,79
3	12	4483262	5794606	Arrhen		KGm...2R	Hei	Ort	40,96	R	0	0	2112	2120	2,74	3,71	2,79	3,75	2,84	3,75	3,00	3,73
3	13	4481413	5791616	Arrhen, Loli	niv	KGm.eiTQ	Hei	GG-AB:l/s	42,21	Q	2541	2551	2604	2653	2,81	4,03	2,84	4,01	2,86	4,01	2,88	4,01
3	14	4481402	5791609	Arrhen, Loli	niv	KGm.eiTQ	Hei	GG-AB:l/s	41,81	Q	2160	2166	2216	2249	2,80	3,61	2,83	3,59	2,85	3,59	2,88	3,59
3	15	4503596	5853271	Arrhen, Loli	gps	KGi...R	Hav	AB-GG:l/t	25,69	R	0	0		826	1,71	1,63	1,93	1,62			2,47	1,62
3	16	4503577	5853267	Arrhen, Loli	gps	KGi...R	Hav	AB-GG:l/t	25,58	R	0	0		785	1,70	1,50	1,93	1,49			2,45	1,50
3	17	4481088	5792001	C-Loli	niv	KGm...TQ	Hei	GG-AB:t//s	41,18	Q	0	1809	1834	1851	2,25	2,66	2,54	2,62	2,62	2,62	2,73	2,60
3	18	4503086	5849645	C-Loli		KGm...Q	San	AB-GG:l/s	28,12	Q	0	0		1491	2,05	2,51	2,05	2,53			2,09	2,52
3	19	4503230	5849712	C-Loli	gps	KGm...Q	San	AB-GG:l/s	27,05	Q	0	0		1020	2,00	1,47	2,04	1,50			2,11	1,48
3	20	4503099	5849681	C-Loli		KGm...Q	San	AB-GG:l/s	27,17	Q	0	0		989	2,05	1,57	2,06	1,59			2,09	1,57
3	21	4503668	5853510	C-Loli		KGm...O	Hav	SS-GG:t	25,97	O	0	0		962	1,86	2,12	1,97	2,12			2,63	2,12
3	22	4483041	5796856	C-Loli	niv	KGm.e..N	Rog	AB-GG:l/s	40,36	N	2026	1993	2008	1998	2,81	3,05	2,89	3,04	2,89	3,04	2,90	3,04
3	23	4502401	5854206	C-Loli	gps	KGm...TO	Hav	AB-GG:l/s	26,79	O	1324	1311		1327	2,25	2,25	2,25	2,25			2,25	2,28

Tab-Nr.	Aufn.	RECHTS	HOCH	Gesellschaft	Ein-mess.	Biototyp	Ort	Bodengesellschaft	Höhe	Nutzg.	IST-Abfl.	MIN-Abfl.	MIT-Abfl.	MAX-Abfl.	IST-Ampl.	IST-Flab.	MIN-Ampl.	MIN-Flab.	MIT-Ampl.	MIT-Flab.	MAX-Ampl.	MAX-Flab.
3	24	4502781	5854669	C-Loli		KGm...TO	Hav	AQ:bs	26,71	O	1353	1355		1350	2,60	2,43	2,59	2,43			2,60	2,44
3	25	4481079	5792041	C-Loli	niv	KGm...TQ	Hei	GG-AB:t://s	41,05	Q	0	1727	1745	1761	2,20	2,52	2,50	2,48	2,58	2,48	2,72	2,46
3	26	4503248	5849714	C-Loli	gps	KGm...Q	San	AB-GG:l/s	27,03	Q	0	0		1016	2,00	1,46	2,04	1,49			2,11	1,46
3	27	4482281	5795895	C-Loli		KGi...TR	Rog	GG:l/s	39,26	R	1310	1287	1290	1291	2,29	1,74	2,38	1,73	2,38	1,73	2,43	1,73
3	28	4502769	5854224	C-Loli, Agr stol	gps	KGm...Q	Hav	AB-GG:t/s	26,09	Q	1035	1035		1035	2,47	1,94	2,46	1,94			2,49	1,95
3	29	4502778	5854212	C-Loli, Agr stol	gps	KGm...Q	Hav	AB-GG:t/s	26,08	Q	1028	1030		1025	2,46	1,94	2,45	1,94			2,48	1,95
4	1	4504009	5853875	C-Desch		KGf...O	Hav	SS-GG:t	25,66	O	0	0		792	1,81	1,99	1,83	1,99			2,67	1,98
4	2	4503956	5853894	C-Desch		KGf...O	Hav	GN:t	25,66	O	0	0		792	1,84	1,97	1,86	1,97			2,69	1,96
4	3	4503984	5853880	C-Desch		KGf...O	Hav	GN:t	25,66	O	0	0		792	1,82	1,98	1,83	1,98			2,68	1,97
4	5	4479327	5789995	C-Desch		KGf...R	Gli	GG-AB:t://s	42,76	R	2444	2474	2512	2536	2,34	3,86	2,32	3,84	2,39	3,84	2,43	3,84
4	6	4504276	5853843	C-Desch		KGm...Q	Hav	SS-GG:t	25,00	Q	0	0		0	1,75	1,45	1,76	1,45			2,50	1,44
4	7	4503491	5847959	Alopec, Phal		KGf...M	Wul	AB-GG:l/t	27,41	M	0	0		1217	1,66	1,42	1,84	1,41			1,85	1,40
4	8	4503290	5853651	Alopec, Phal		KGfs	Hav	SS-GG:t	25,95	-	0	0		949	2,00	1,89	2,14	1,91			2,49	1,89
4	9	4480490	5791250	Alopec, Phal	niv	KGf...TQ	Hei	GG:l/s	39,75	Q	0	850	981	1001	2,36	1,06	2,61	1,02	2,74	1,02	2,81	1,01
4	10	4503893	5853452	Alopec, Phal		KGf...O	Hav	GN:t	25,66	O	0	0		792	1,92	1,92	2,00	1,92			2,81	1,91
4	11	4502644	5854403	Alopec, Cnid	gps	KGm...TO	Hav	AB-GG:l	26,16	O	1058	1059		1057	2,39	1,97	2,38	1,97			2,41	1,97
4	12	4502820	5848076	Alopec, Cnid		KGm...N	Wul	GG:s	28,16	N	0	1415		1426	2,18	2,16	2,16	2,18			2,19	2,17
4	13	4502824	5854142	Alopec, Cnid	gps	KGm...O	Hav	AB-GG:t/s	26,59	O	1296	1291		1290	2,42	2,44	2,43	2,44			2,46	2,45
4	14	4482291	5796067	Alopec, Cnid		KGm...XR	Rog	GG:ls/s	38,55	R	861	861	860	860	2,38	1,07	2,43	1,06	2,43	1,06	2,46	1,05
4	15	4482320	5796148	Alopec, Cnid		KGm...XR	Rog	GG:ls/s	39,41	R	1365	1343	1342	1342	2,39	1,93	2,45	1,93	2,45	1,93	2,48	1,91
4	16	4479684	5790121	Alopec		KGf...XR	Gli	RQ:oj:l	41,21	R	1453	1437	1448	1451	2,86	2,67	2,89	2,67	2,91	2,67	2,92	2,67
4	17	4502728	5849735	Alopec	gps	KGm...TO	San	AB-GG:l/s	27,52	O	1197	1213		1196	2,20	1,87	2,20	1,90			2,18	1,88
4	18	4502357	5854208	Alopec	gps	KGm...TO	Hav	AB-GG:l/s	26,63	O	1189	1192		1210	2,27	2,06	2,27	2,06			2,27	2,08
4	19	4502683	5849743	Alopec	gps	KGm...TO	San	AB-GG:ls/s	28,21	O	1590	1613		1597	2,22	2,56	2,22	2,58			2,20	2,57
4	20	4502956	5849705	Alopec	gps	KGm...TO	San	AB-GG:l/s	27,98	O	1537	1540		1383	2,11	2,36	2,11	2,38			2,11	2,37
4	21	4502983	5849704	Alopec	gps	KGm...TO	San	AB-GG:l/s	27,69	O	1348	1352		1245	2,10	2,08	2,09	2,10			2,10	2,08
5	1	4502964	5849528	R-Alop, Glyc flu	gps	KGu...TN	San	AB-GG:l/s	26,09	N	576	556		521	2,09	0,43	2,07	0,47			2,09	0,45
5	2	4502883	5847994	R-Alop, Glyc flu		KGf...N	Wul	GG:s	28,16	N	0	1407		1370	2,17	2,16	2,13	2,17			2,16	2,16
5	3	4502824	5854213	R-Alop, Glyc flu	gps	KGu...TO	Hav	AB-GG:t/s	25,33	O	711	711		708	2,45	1,19	2,45	1,20			2,48	1,20
5	4	4503214	5849759	R-Alop, Glyc flu	gps	KGu...Q	San	AB-GG:l/s	26,39	Q	0	0		738	2,01	0,82	2,07	0,85			2,12	0,83
5	5	4483340	5796835	R-Alop, Glyc flu	niv	KGu...TR	Rog	GG-AB:l/s < = > GG:s	38,48	N	766	792	788	787	2,81	1,26	2,88	1,26	2,88	1,26	2,88	1,26
5	8	4504346	5853681	R-Alop, Poa pal		KGf...R	Hav	SS-GG:t	24,80	R	0	0		0	1,74	1,22	1,76	1,22	2,88	1,26	2,48	1,21
5	9	4504038	5854502	R-Alop, Poa pal	gps	KGf...P	Hav	SS-GG:t	24,05	P	0	0		0	1,80	0,55	1,80	0,55			2,41	0,55
5	10	4502600	5854573	R-Alop, Poa pal	gps	KGu...TO	Hav	GG:l/bs	25,49	O	757	758		756	2,34	1,26	2,34	1,26			2,37	1,26
5	11	4502230	5853252	R-Alop, Poa pal		KGu...TO	San	AB-GG:l/s	27,16	O	1603	1618		1613	2,05	2,30	2,09	2,32			2,10	2,33
5	13	4503016	5849696	R-Alop	gps	KGu...TO	San	AB-GG:l/s	26,56	O	800	799		732	2,09	0,95	2,08	0,97			2,10	0,96
5	14	4502327	5853276	R-Alop		KGu...TO	San	AQ:ls/s	27,14	O	1601	1638		1629	2,05	2,33	2,10	2,35			2,10	2,35
5	16	4483286	5796690	Agr stol	niv	KGu...TN	Rog	GG-AB:l/s < = > GG:s	38,17	N	686	665	668	668	2,79	0,94	2,82	0,93	2,82	0,93	2,83	0,93
5	17	4483743	5796903	Agr stol		KGfke...O	Rog	GG:ls/s	39,24	O	1262	1254	1244	1253	2,89	2,17	2,89	2,17	2,89	2,17	2,89	2,17
5	20	4482821	5796862	Car prae		KGf...TR	Rog	GG-AB:l/s	40,04	R	0	1746	1747	1747	2,70	2,66	2,77	2,66	2,77	2,66	2,78	2,65
6	1	4502398	5852135	S-Coryn		KMa	San	GG-RQ < = > GG:s	26,36	-	0	817		809	2,30	1,19	2,41	1,19			2,40	1,38
6	2	4501941	5854003	S-Coryn	gps	KMa.e...M	Hav	AQ:bs	29,32	M	3671	3683		3726	2,46	4,54	2,46	4,53			2,49	4,55
6	3	4501843	5853336	F-Vulp		KMa...O	San	AQ:bs	28,51	O	2554	2577		2619	2,39	3,48	2,40	3,50			2,42	3,52
6	4	4502429	5854181	D-Arm	gps	KMa...O	Hav	AB-GG:ls	28,14	O	2743	2739		2743	2,27	3,63	2,27	3,63			2,27	3,66
6	5	4502802	5849735	D-Arm	gps	KMa...O	San	AQ:bs	29,06	O	2433	2471		2426	2,18	3,42	2,17	3,45			2,15	3,43
6	6	4502497	5854665	D-Arm	gps	KMa...O	Hav	AQ:ls/s	28,09	O	2629	2621		2640	2,39	3,68	2,40	3,68			2,43	3,68
6	7	4502119	5850051	D-Arm		KMa...2Q	Rhf	Ort	26,13	Q	0	556		548	2,28	0,48	2,28	0,48			2,28	0,48
6	8	4502867	5849437	D-Arm	gps	KMa...O	San	AB-GG:ls/s	29,12	O	2658	2627		2406	2,16	3,43	2,16	3,47			2,14	3,45
6	9	4501868	5853539	D-Arm		KMa...O	San	AQ:bs	28,63	O	2944	2960		3003	2,37	3,71	2,38	3,72			2,40	3,75
6	10	4481494	5792119	D-Arm		KMa...2Q	Hei	Ort	41,14	Q	0	1686	1708	1708	2,58	2,92	2,63	2,90	2,64	2,90	2,75	2,89
6	11	4481498	5792110	D-Arm		KMa...2Q	Hei	Ort	41,14	Q	1678	1682	1711	1704	2,59	2,93	2,64	2,90	2,64	2,90	2,74	2,90
6	12	4481528	5792088	D-Arm, Fest ovin	niv	KMa.e...N	Hei	GG-AB:t://s	41,09	N	1657	1655	1683	1689	2,64	2,91	2,68	2,89	2,69	2,89	2,78	2,89
6	13	4502024	5854283	D-Arm		KMa...XO	Hav	AQ:bs	26,98	O	1278	1279		1258	2,51	1,82	2,52	1,82			2,55	1,83
6	14	4482246	5796058	D-Arm, Fest ovin		KMa...R	Rog	GG:ls/s	39,61	R	1500	1482	1483	1483	2,35	2,11	2,41	2,09	2,41	2,09	2,44	2,09
6	15	4502868	5849767	D-Arm, Poa bulb	gps	KMa...O	San	AB-GG:ls/s	28,91	O	2456	2487		2256	2,15	3,29	2,15	3,31			2,13	3,30
6	16	4502113	5850051	Agr cap		KMa...2Q	Rhf	Ort	26,14	Q	0	560		551	2,28	0,50	2,28	0,50			2,28	0,50

Tab-Nr.	Aufn.	RECHTS	HOCH	Gesellschaft	Ein-mess.	Biototyp	Ort	Bodengesellschaft	Höhe	Nutzg.	IST-Abfl.	MIN-Abfl.	MIT-Abfl.	MAX-Abfl.	IST-Ampl.	IST-Flab.	MIN-Ampl.	MIN-Flab.	MIT-Ampl.	MIT-Flab.	MAX-Ampl.	MAX-Flab.
6	17	4502436	5847333	Agr cap		KMa.e..O	Rhf	AQ:ls/s	28,16	0	1316	1338		1315	2,17	2,05	2,17	2,05			2,17	2,05
6	18	4501915	5853281	Agr cap		KMa....O	San	AQ:bs	28,47	0	2616	2647		2660	2,36	3,48	2,35	3,51			2,37	3,52
6	19	4502460	5849322	Agr cap, Sedum	gps	KMac....O	San	AQ-GG:s	27,54	0	1178	1194		1192	2,28	1,80	2,28	1,84			2,27	1,81
7	1	4480022	5790778	Rub caes		KSfrmwT	Gli	AB-SS:t	42,60	-	0	2524	2589	2621	2,41	3,87	2,48	3,83	2,65	3,83	2,70	3,83
7	2	4501927	5850387	Leonu-Bal		KSm.e	Rhf	AQ:ls/s	28,40	-	0	0		1971	2,20	2,86	2,20	2,86			2,20	2,86
7	3	4483675	5795108	Chaero bul		KSm.ew	Hei	AB-GG:l//s	38,96	-	874	877	905	904	2,88	1,60	2,95	1,58	2,95	1,58	2,96	1,58
7	4	4501856	5848868	Urt dioica		KSmkm	Rhf	AB-GG:l//s	27,09	-	795	989		817	2,16	1,10	2,16	1,10			2,16	1,10
7	8	4502159	5850433	C-Agrop		KSm	Rhf	AQ:ls/s	26,70	-	930	943		919	2,27	1,49	2,27	1,49			2,27	1,49
7	11	4480006	5790378	C-Agrop		KSm...X	Gli	GG-AB:l//s	38,50	-	458	455	460	463	2,98	0,08	3,00	0,07	3,01	0,07	3,01	0,07
7	12	4502432	5847701	C-Agrop		KSm	Rhf	AQ:ls/s	26,83	-	676	682		681	2,24	0,78	2,24	0,78			2,24	0,78
7	13	4480575	5790603	C-Agrop		KSm...X	Gli	RQ:oj-s	40,32	-	1082	1081	1092	1088	3,00	2,00	3,00	1,98	3,01	1,98	3,01	1,98
7	14	4482191	5796098	C-Agrop		KSm.e	Rog	AB-GG:ls/s	40,16	-	0	1793	1776	1776	2,33	2,63	2,40	2,62	2,40	2,62	2,42	2,61
7	17	4502473	5849455	Calam epi	gps	KCc....O	San	AQ-GG:s	28,94	0	2281	2321		2313	2,30	3,21	2,30	3,25			2,29	3,23
8	1	4480124	5790704	Bidens frond		KSfrmwT	Gli	AB-SS:t	42,51	-	0	2426	2482	2507	2,57	3,88	2,63	3,85	2,70	3,85	2,76	3,85
9	1	4501840	5853003	X-Chen		KSm...X	San	AB-GG:s/l	25,23	-	441	441		445	2,43	0,15	2,39	0,17			2,44	0,17
9	7	4501976	5854236	X-Chen		FNsk..Y	Hav	OL:s	25,15	-	506	506		507	2,52	0,41	2,52	0,41			2,55	0,42
9	8	4481143	5790795	X-Chen, fragm		FAsk..Y	Hei	OL:s	37,83	-	359	357	361	360	3,06	-0,35	3,06	-0,35	3,06	-0,35	3,06	-0,35
9	10	4481009	5790737	Inula brit		FAsk..Y	Gli	OL:s	37,70	-	340	334	337	337	3,04	-0,51	3,04	-0,51	3,04	-0,51	3,04	-0,51
10	1	4502785	5847681	Phrag aus		GFluo	Wul	W	26,03	-	381	387		388	2,23	0,01	2,22	0,02			2,23	0,01
10	2	4502190	5852317	Phrag aus		KFrwe	San	GN:l	27,15	-	1373	1199		1187	2,33	1,96	2,33	1,98			2,33	1,98
10	3	4502618	5852139	Phrag aus		KFrF	San	GN:s	26,66	-	0	962		954	2,33	1,52	2,48	1,54			2,47	1,70
10	5	4480783	5792475	Glyc max		HHbu	Hei	GG-AB:l//s	40,04	-	0	0	0	1705	1,76	1,35	1,94	1,29	2,06	1,29	2,44	1,27
10	6	4502181	5852514	Glyc max		KFrwe	San	GN:l	26,28	-	1065	842		815	2,32	1,14	2,44	1,16			2,46	1,22
10	9	4480535	5791498	Scirp lac	niv	KFr...N	Hei	GN:t	39,13	N	0	594	601	622	2,19	0,41	2,53	0,36	2,67	0,35	2,77	0,34
10	10	4501987	5849903	Scirp lac		KFrwmwT	Rhf	GN:s	26,16	-	0	574		566	2,27	0,52	2,27	0,52			2,27	0,52
10	12	4502840	5847993	Sparg erc		KFrF	Wul	GN:s	28,16	-	0	1408		1390	2,20	2,16	2,16	2,17			2,18	2,16
10	13	4503082	5849791	Sparg erc		KFrF	San	GN:l	27,41	-	1210	1222		1205	2,07	1,86	2,10	1,88			2,12	1,86
10	16	4501912	5846880	O-Rorip		GKknek	Rhf	W	28,47	-	1395	1419		1521	1,86	2,30	1,86	2,30			1,86	2,30
10	17	4503061	5854451	O-Rorip		GTanmk	Hav	W	24,94	-	0	0		535	2,60	0,81	2,60	0,81			2,66	0,81
10	19	4503085	5849811	O-Rorip		KFrF	San	GN:l	27,41	-	1204	1216		1181	2,06	1,83	2,11	1,85			2,12	1,84
10	22	4502781	5847790	Scirp mari		KFuf..X	Wul	GN:l	26,09	-	400	394		404	2,24	0,07	2,22	0,09			2,23	0,07
10	25	4503071	5854445	Sagitt		GTanmk	Hav	W	24,93	-	0	0		533	2,59	0,80	2,59	0,81			2,66	0,81
11	1	4481051	5790848	Phal arund	niv	GKabek	Gli	W	38,73	-	505	491	498	497	3,01	0,52	3,01	0,51	3,01	0,51	3,01	0,51
11	3	4483617	5794969	Phal arund		KFu...X	Hei	GN:l	36,63	-	0	319	299	299	2,93	-0,74	2,97	-0,76	2,97	-0,76	2,97	-0,76
11	4	4481007	5790753	Phal arund		KFs.e	Gli	RQ:oj-s	38,44	-	483	478	483	481	3,03	0,23	3,02	0,23	3,03	0,23	3,03	0,23
11	10	4481375	5791002	Car grac		FAsk..Y	Hei	OL:s	37,79	-	371	365	369	369	3,08	-0,32	3,05	-0,32	3,05	-0,32	3,05	-0,32
11	11	4503168	5854889	Car grac		GTanek	Hav	W	24,88	-	0	0		534	2,66	0,67	2,65	0,67			2,69	0,68
11	12	4502469	5852090	Car grac		KFrfe	San	GN:s	25,91	-	0	628		622	2,33	0,72	2,43	0,74			2,42	0,93
11	13	4503311	5853605	Car grac		KGfs	Hav	SS-GG:t	25,97	-	0	0		962	1,96	1,92	2,10	1,95			2,47	1,93
11	14	4502908	5847596	Car vesic		KFrF	Wul	GN:s	27,92	-	0	1176		1170	2,21	1,80	2,20	1,81			2,21	1,80
11	15	4480039	5790767	Car acut		KSfrmwT	Gli	AB-SS:t	42,59	-	0	2509	2576	2602	2,43	3,88	2,51	3,84	2,66	3,84	2,71	3,84
11	16	4480538	5791461	Car rip	niv	KFr...N	Gli	GN:t	39,47	N	0	695	712	741	2,23	0,75	2,54	0,71	2,69	0,70	2,78	0,70
12	1	4501920	5848897	L-Spiro		GSaboaT	Rhf	W	25,41	-	700	667		613	2,20	-0,27	2,20	-0,27			2,20	-0,27
12	2	4480789	5792453	L-Spiro		GSanek	Hei	W	39,74	-	0	0	0	1547	1,77	1,05	1,96	0,99	2,08	0,99	2,46	0,97
12	3	4480764	5792655	Hydroch		GSanek	Hei	W	39,81	-	0	0	0	1591	1,70	1,12	1,82	1,06	1,90	1,06	2,36	1,04
12	4	4503650	5853499	Potam trich		GTabmk	Hav	W	25,98	-	0	0		968	1,85	2,13	1,96	2,13			2,61	2,12
13	1	4503008	5847775	A-Matr		AAu...M	Wul	AB-GG:s/l	28,66	M	0	1673		1781	2,09	2,59	2,10	2,60			2,11	2,60
13	2	4503264	5847075	A-Matr		AAu	Wul	AB-GG:t/s	28,23	A	0	1356		1396	2,06	2,04	2,10	2,04			2,05	2,04
13	3	4503090	5854168	Aper	gps	AAu	Hav	AB-GG:l//s	26,18	A	0	0		1070	2,38	2,11	2,39	2,11			2,51	2,11
13	4	4503121	5854166	Aper	gps	AAu	Hav	AB-GG:ls/s	26,20	A	0	0		1079	2,38	2,14	2,39	2,14			2,53	2,14
13	5	4503570	5847071	Aper		AAu	Wul	AB-GG:t/s	28,43	A	0	0		1589	1,90	2,26	1,97	2,26			1,96	2,25
13	6	4480604	5790782	Aperion		AAu	Gli	GG-AB:t///s	42,24	A	2269	2276	2306	2321	2,77	3,80	2,78	3,79	2,84	3,79	2,86	3,79
13	7	4479930	5790436	Aperion, fragm		AAu...T	Gli	GG-AB:l//s	42,04	A	1971	1971	2001	2001	2,77	3,48	2,80	3,47	2,85	3,47	2,87	3,47

Tabelle der Vegetationsaufnahme mit bodenkundlichen und hydrologischen Daten (Modellgrundlage)

Tab-Nr.	Aufn.	Gesellschaft	Einmess.	Biotoptyp	Kurzcode	Ort	Bodengesellschaft	Höhe	Nutzg.	IST-Abfl.	MIN-Abfl.	MIT-Abfl.	MAX-Abfl.	IST-Ampl.	IST-Flab.	MIN-Ampl.	MIN-Flab.	MIT-Ampl.	MIT-Flab.	MAX-Ampl.	MAX-Flab.	
1	1	Q-Ulm, Lys vulg	niv	WAh.h	WAh	Hav	GG:l/bs	26,05	-	1044	1044		1040	2,67	1,73	2,66	1,73			2,66	1,74	
1	2	Q-Ulm, Lys vulg	niv	WAh.h	WAh	Hav	GG:l/bs	25,94	-	986	986		986	2,61	1,62	2,60	1,62			2,60	1,63	
1	4	Q-Ulm	niv	WAh.huT	WAh	Hei	GG-AB:t//s	41,90	-	2117	2172	2225	2286	2,57	3,38	2,74	3,37		2,80	3,36	2,86	3,36
1	5	Q-Ulm		WAh.h.T	WAh	Gli	AB-SS:t	42,28	-	2323	2360	2417	2426	2,61	3,69	2,66	3,68	2,75	3,68	2,82	3,68	
1	6	Q-Ulm	niv	WAh.huT	WAh	Hei	GG-AB:t//s	41,90	-	2132	2183	2237	2294	2,58	3,40	2,74	3,38	2,81	3,37	2,88	3,36	
1	7	Q-Ulm		WAh.ht	WAh	Rhf	AB-GG:l//s	27,24	-	1013	1044		1037	2,14	1,46	2,14	1,46			2,14	1,46	
1	8	Q-Ulm		WAh.ht	WAh	Rhf	AQ:ls/s	28,13	-	1332	1349		1369	2,23	2,29	2,23	2,29			2,23	2,29	
1	9	Q-Ulm		WAh.ht	WAh	Rhf	AB-GG:l/t	28,49	-	1407	1431		1502	1,87	2,32	1,87	2,32			1,87	2,32	
1	10	Q-Ulm		WAh.h.T	WAh	Gli	AB-SS:t	42,39	-	2357	2374	2411	2435	2,64	3,81	2,69	3,79	2,74	3,79	2,79	3,79	
1	11	Q-Ulm		WAh.ht	WAh	Rhf	AB-GG:l//s	27,16	-	884	903		889	2,30	1,34	2,30	1,34			2,30	1,34	
2	1	Sal alb, Sal rub		WAw.g	WAw	San	GG:s	26,00	-	679	688		683	2,36	0,81	2,36	0,83			2,36	0,93	
2	2	Sal alb	niv	WAw.h..N	WAw	Rog	GG-AB:l//s<=>GG:s	38,03	N	622	622	621	621	2,80	0,80	2,83	0,80	2,83	0,80	2,83	0,80	
3	2	Arrhen		KGm...TR	KGm	Rog	GG:ls/s	40,65	R	2094	2108	2049	2053	2,52	3,26	2,60	3,25	2,61	3,25	2,62	3,25	
3	3	Arrhen	niv	KGm.e.TR	KGm	Hei	GG-AB:t//s	42,07	R	2418	2438	2492	2529	2,80	3,93	2,86	3,91	2,86	3,91	2,89	3,90	
3	13	Arrhen, Loli	niv	KGm.eiTQ	KGm	Hei	GG-AB:l//s	42,21	Q	2541	2551	2604	2653	2,81	4,03	2,84	4,01	2,86	4,01	2,88	4,01	
3	14	Arrhen, Loli	niv	KGm.eiTQ	KGm	Hei	GG-AB:l//s	41,81	Q	2160	2166	2216	2249	2,80	3,61	2,83	3,59	2,85	3,59	2,88	3,59	
3	22	C-Loli	niv	KGm.e..N	KGm	Rog	AB-GG:l//s	40,36	N	2026	1993	2008	1998	2,81	3,05	2,89	3,04	2,89	3,04	2,90	3,04	
3	23	C-Loli	gps	KGm...TO	KGm	Hav	AB-GG:l//s	26,79	O	1324	1311		1327	2,25	2,25	2,25	2,25			2,25	2,28	
3	24	C-Loli		KGm...TO	KGm	Hav	AQ:bs	26,71	O	1353	1355		1350	2,60	2,43	2,59	2,43			2,60	2,44	
3	27	C-Loli		KGi...TR	KGm	Rog	GG:l/s	39,26	R	1310	1287	1290	1291	2,29	1,74	2,38	1,73	2,38	1,73	2,43	1,73	
4	11	Alopec, Cnid	gps	KGm...TO	KGm	Hav	AB-GG:l	26,16	O	1058	1059		1057	2,39	1,97	2,38	1,97			2,41	1,97	
4	13	Alopec, Cnid	gps	KGm...O	KGm	Hav	AB-GG:t/s	26,59	O	1296	1291		1290	2,42	2,44	2,43	2,44			2,46	2,45	
4	14	Alopec, Cnid		KGm...XR	KGm	Rog	GG:ls/s	38,55	R	861	861	860	860	2,38	1,07	2,43	1,06	2,43	1,06	2,46	1,05	
4	15	Alopec, Cnid		KGm...XR	KGm	Rog	GG:ls/s	39,41	R	1365	1343	1342	1342	2,39	1,93	2,45	1,93	2,45	1,93	2,48	1,91	
4	16	Alopec		KGf...XR	KGm	Gli	RQ:oj-l	41,21	R	1453	1437	1448	1451	2,86	2,67	2,89	2,67	2,91	2,67	2,92	2,67	
4	17	Alopec	gps	KGm...TO	KGm	San	AB-GG:l//s	27,52	O	1197	1213		1196	2,20	1,87	2,20	1,90			2,18	1,88	
4	18	Alopec	gps	KGm...TO	KGm	Hav	AB-GG:l//s	26,63	O	1189	1192		1210	2,27	2,06	2,27	2,06			2,27	2,08	
4	19	Alopec	gps	KGm...TO	KGm	San	AB-GG:ls/s	28,21	O	1590	1613		1597	2,22	2,56	2,22	2,58			2,20	2,57	
4	20	Alopec	gps	KGm...TO	KGm	San	AB-GG:l//s	27,98	O	1537	1540		1383	2,11	2,36	2,11	2,38			2,11	2,37	
4	21	Alopec	gps	KGm...TO	KGm	San	AB-GG:l//s	27,69	O	1348	1352		1245	2,10	2,08	2,09	2,10			2,10	2,08	
5	1	R-Alop, Glyc flu	gps	KGu...TN	KGu	San	AB-GG:l//s	26,09	N	576	556		521	2,09	0,43	2,07	0,47			2,09	0,45	
5	3	R-Alop, Glyc flu	gps	KGu...TO	KGu	Hav	AB-GG:t/s	25,33	O	711	711		708	2,45	1,19	2,45	1,20			2,48	1,20	
5	5	R-Alop, Glyc flu	niv	KGu...TN	KGu	Rog	GG-AB:l//s<=>GG:s	38,48	N	766	792	788	787	2,81	1,26	2,88	1,26	2,88	1,26	2,88	1,26	
5	10	R-Alop, Poa pal	gps	KGu...TO	KGu	Hav	GG:l/bs	25,49	O	757	758		756	2,34	1,26	2,34	1,26			2,37	1,26	
5	13	R-Alop	gps	KGu...TO	KGu	San	AB-GG:l//s	26,56	O	800	799		732	2,09	0,95	2,08	0,97			2,10	0,96	
5	16	Agr stol	niv	KGu...TN	KGu	Rog	GG-AB:l//s<=>GG:s	38,17	N	686	665	668	668	2,79	0,94	2,82	0,93	2,82	0,93	2,83	0,93	
6	2	S-Coryn	gps	KMa.e..M	KMa	Hav	AQ:bs	29,32	M	3671	3683		3726	2,46	4,54	2,46	4,53			2,49	4,55	
6	4	D-Arm	gps	KMa...O	KMa	Hav	AB-GG:l/s	28,14	O	2743	2739		2743	2,27	3,63	2,27	3,63			2,27	3,66	
6	5	D-Arm	gps	KMa...O	KMa	San	AQ:bs	29,06	O	2433	2471		2426	2,18	3,42	2,17	3,45			2,15	3,43	
6	6	D-Arm	gps	KMa...O	KMa	Hav	AQ:ls/s	28,09	O	2629	2621		2640	2,39	3,68	2,40	3,68			2,43	3,68	
6	8	D-Arm	gps	KMa...O	KMa	San	AB-GG:ls/s	29,12	O	2658	2627		2406	2,16	3,43	2,16	3,47			2,14	3,45	
6	9	D-Arm		KMa...O	KMa	San	AQ:bs	28,63	O	2944	2960		3003	2,37	3,71	2,38	3,72			2,40	3,75	
6	12	D-Arm, Fest ovin	niv	KMa.e..N	KMa	Hei	GG-AB:t//s	41,09	N	1657	1655	1683	1689	2,64	2,91	2,68	2,89	2,69	2,89	2,78	2,89	
6	13	D-Arm		KMa...XO	KMa	Hav	AQ:bs	26,98	O	1278	1279		1258	2,51	1,82	2,52	1,82			2,55	1,83	
6	14	D-Arm, Fest ovin		KMa...R	KMa	Rog	GG:ls/s	39,61	R	1500	1482	1483	1483	2,35	2,11	2,41	2,09	2,41	2,09	2,44	2,09	
6	15	D-Arm, Poa bulb	gps	KMa...O	KMa	San	AB-GG:ls/s	28,91	O	2456	2487		2256	2,15	3,29	2,15	3,31			2,13	3,30	
6	17	Agr cap		KMa.e..O	KMa	Rhf	AQ:ls/s	28,16	O	1316	1338		1315	2,17	2,05	2,17	2,05			2,17	2,05	
6	18	Agr cap		KMa...O	KMa	San	AQ:bs	28,47	O	2616	2647		2660	2,36	3,48	2,35	3,51			2,37	3,52	
6	19	Agr cap, Sedum	gps	KMac...O	KMa	San	AQ-GG:s	27,54	O	1178	1194		1192	2,28	1,80	2,28	1,84			2,27	1,81	
9	1	X-Chen		KSm...X	KSm	San	AB-GG:s/l	25,23	-	441	441		445	2,43	0,15	2,39	0,17			2,44	0,17	
9	7	X-Chen		FNsk..Y	FNs	Hav	OL:s	25,15	-	506	506		507	2,52	0,41	2,52	0,41			2,55	0,42	
9	8	X-Chen, fragm		FAsk..Y	FAs	Hei	OL:s	37,83	-	359	357	361	360	3,06	-0,35	3,06	-0,35	3,06	-0,35	3,06	-0,35	
10	1	Phrag aus		GFluo	KFr	Wul	W	26,03	-	381	387		388	2,23	0,01	2,22	0,02			2,23	0,01	
10	22	Scirp mari		KFuf..X	KFr	Wul	GN:l	26,09	-	400	394		404	2,24	0,07	2,22	0,09			2,23	0,07	
11	1	Phal arund	niv	GKabek	KFr	Gli	W	38,73	-	505	491	498	497	3,01	0,52	3,01	0,51	3,01	0,51	3,01	0,51	
11	4	Phal arund		KSf.e	KFr	Gli	RQ:oj-s	38,44	-	483	478	483	481	3,03	0,23	3,02	0,23	3,03	0,23	3,03	0,23	
11	10	Car grac		FAsk..Y	KFr	Hei	OL:s	37,79	-	371	365	369	369	3,08	-0,32	3,05	-0,32	3,05	-0,32	3,05	-0,32	

Hydrologische Analyse des IST-Zustandes der bearbeiteten Pflanzengesellschaften

Gesellschaft	berücksichtigte Aufnahmen*	Überflutungstage/Jährlichkeiten			GW-Amplitude IST-Zustand			GW-Flurabstand IST-Zustand		
		Min	Max	Median	Min	Max	Median	Min	Max	Median
Querco-Ulmetum	10	HQ5	66	1400er	1,87	2,67	2,58	1,34	3,81	2,31
Salicetum albae	2	108	123	116	2,36	2,8	2,58	0,8	0,81	0,81
Arrhenatheretum**	4	<HQ10	HQ3	<HQ5	2,52	2,81	2,8	3,26	4,03	3,77
Cynosuro-Lolietum	4	HQ3	<1400er	1400er	2,25	2,81	2,45	1,74	3,05	2,34
Alopecurus-Gesellschaft	10	HQ2	71	1400er	2,1	2,86	2,33	1,07	2,67	2,07
Alopecurus-Ges, Cnidion-Arten	4	<1400er	71	<1200er	2,38	2,42	2,39	1,07	2,44	1,95
Ranunculo-Alopecuretum	5	80	138	89	2,09	2,81	2,34	0,43	1,26	1,19
Agrostis stolonifera-Ges.	1			107			2,79			0,94
Spergulo-Corynephorretum	1			<HQ100			2,46			4,54
Diantho-Armerietum	9	<HQ20	<1400er	HQ10	2,15	2,64	2,35	1,82	3,71	3,42
Agrostis-capillaris-Ges.	3	<HQ10	1200er	<1400er	2,17	2,36	2,28	1,8	3,48	2,05
Xanthio-Chenopodietum	3	164	225	192	2,43	3,06	2,52	-0,35	0,41	0,15
Phragmitetum australis	1			221			2,23			0,01
Scirpetum maritimi	1			212			2,24			0,07
Phalaridetum arundinaceae	2	161	170	165	3,01	3,03	3,02	0,23	0,52	0,38
Caricetum gracilis	1			219			3,08			-0,32

* Aufnahmen auf Deichstandorten wurden bei dieser Zusammenstellung nicht berücksichtigt.

** einschließlich der Übergangsgesellschaften zum Cynosuro-Lolietum

Anhang IV

Programmcode

4 Programmcode

4.1 Modellierung der Biotoptypen

Im folgenden werden Auszüge aus dem Programmcode, die die Modellierung der Biotoptypen und Vegetation im einzelnen beschreiben, dargestellt. Innerhalb übergeordneter Ebenen des Programms werden diejenigen Biotoptypen abgefragt, die sich nicht verändern:

```
(...)
' Bearbeitung der einzelnen Datenbankzeilen nach ihrer Prognose
'   Bearbeitung der konstanten Biotoptypen, bei denen der Code beibehalten wird
  If neucode Like "B*" Or neucode Like "AG*" Then   'Bebauung und Gartenbauflächen bleiben
    progcode = Mid$(neucode, 1, 4)
    GoTo eintrag
  Elself neucode Like "G*" Then                   'Alle Gewässer bleiben
    progcode = Mid$(neucode, 1, 3)
    GoTo eintrag
  Elself neucode Like "WFe*" Then                 'Erlen-Sumpfquellwald bleibt
    progcode = Mid$(neucode, 1, 3)
    GoTo eintrag
  Elself neucode Like "WAe*" Then                 'Erlen-Eschen-Bachauenwald bleibt
    progcode = Mid$(neucode, 1, 3)
    GoTo eintrag
  End If
(...)
```

```
Private Sub Elbe_PNV()
```

```
'Behandelt im Gebiet die zukünftige Potenzielle Natürliche Vegetation,
```

```
'Wird aus dem Rahmen-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
```

```
Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
```

```
End Sub
```

```
Private Sub Elbe_Naturschutz()
```

```
'Behandelt im Gebiet die Nutzung nach Naturschutzgesichtspunkten, Röhrichte bleiben erhalten,
```

```
'Staudenfluren werden zur zPNV.
```

```
'Wird aus dem Rahmen-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
```

```
'Flächen, deren Überflutungsabfluss unter 500m2 liegt, die zu den Wälder, Gehölzen, und Staudenfluren
```

```
'gerechnet werden, werden wie die PNV behandelt.
```

```
  If grid > 0 And grid < 500 And zielnutz Like "" Or zielnutz Like "W*" Or neucode Like "W*" _
    Or neucode Like "KS*" And zielnutz Like "" Or neucode Like "KC*" And zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
```

```
'Nutzung der Altdeiche wie bisher
```

```
  Elself neucode Like "??????2*" Then
    Application.Run "Elbe_Grünland"
```

```
'Umwandlung von landwirtschaftlicher Nutzfläche in Naturwald.
```

```
  Elself neucode Like "KG*" And zielnutz Like "" Or neucode Like "AA*" And zielnutz Like "" _
    Or neucode Like "KM*" And zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
```

```
'Gehölze werden als PNV modelliert.
```

```
  Elself neucode Like "H*" And Not neucode Like "HS" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
```

```
'Reitgrasfluren, Röhrichte bleiben erhalten.
```

```
  Elself zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_Stauden"
```

```
'Alles Nutzgrünland wird naturschutzkonform bearbeitet.
```

```
  Else
    Application.Run "Elbe_Grünland"
```

```
  End If
```

```
End Sub
```

```
Private Sub Elbe_Integriert()
```

```
'Behandelt im Gebiet die Nutzung nach den integrierten Entwicklungszielen mit einem Anteil
```

```
'intensiver Nutzung auf denjenigen Flächen, auf denen es möglich ist!
```

```
'Röhrichte bleiben erhalten, Staudenfluren werden zur PNV.
```

```
'Wird aus dem Rahmen-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
```

```
'Flächen, deren Überflutungsabfluss unter 500m2 liegt, die zu den Wälder, Gehölzen, und Staudenfluren
```

```
'gerechnet werden, werden wie die PNV behandelt.
```

```
  If grid > 0 And grid < 500 And zielnutz Like "" Or zielnutz Like "W*" Or neucode Like "W*" _
    Or neucode Like "KS*" And zielnutz Like "" Or neucode Like "KC*" And zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
```

```

'Nutzung der Altdeiche wie bisher
  Elself neucode Like "??????2*" Then
    Application.Run "Elbe_Grünland"
'Umwandlung von landwirtschaftlicher Nutzfläche in Naturwald.
  Elself neucode Like "KG*" And zielnutz Like "" Or neucode Like "AA*" And zielnutz Like "" _
    Or neucode Like "KM*" And zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
'Gehölze werden als PNV modelliert.
  Elself neucode Like "H*" And Not neucode Like "HS" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
'Reitgrasfluren, Röhrichte bleiben erhalten.
  Elself zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_Stauden"
'Intensivgrünland nur auf Flächen bis maximal 72 Tage Überflutung/Jahr.
  Elself zielnutz Like "G-Int*" And grid > 1150 Or zielnutz Like "G-Int*" And grid < 0 Then
    progcode = "KGi"
  Else
    Application.Run "Elbe_Grünland"
  End If
End Sub

Private Sub Elbe_Intensiv()
'Behandelt im Gebiet die intensive Nutzung inklusive der Möglichkeit zum Ackerbau und
'intensiver Nutzung auf denjenigen Flächen, auf denen es möglich ist!
'Wird aus dem Rahmen-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
'Festlegen einer Untergrenze für die Ackernutzung
  Dim ugrenz As Integer
'Ackernutzung ab HQ 10 bei 2500, bei Ackernutzung ab HQ5 hier 2200 eingeben.
'-----
  ugrenz = 2500
'Die Zielnutzung entspricht grundsätzlich der IST-Nutzung, alles Grünland wird weitergenutzt.
  If zielnutz Like "" Then
    If neucode Like "KGi*" Then
      zielnutz = "G-Int"
    Elself nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Or nutz Like "Q" _
      Or nutz Like "R" Or neucode Like "KG*" Or neucode Like "KM*" Then
      zielnutz = "G-Nat"
    End If
  End If
'Spezialfall der Ackerbrachen bei Wulkau, die Abfragevariable wird auf Acker gesetzt
  If neucode Like "KS*" And nutz Like "A" Then
    neucode = "AA"
  End If
'Ungenutzte Flächen, deren Überflutungsabfluss unter 500m² liegt, werden wie die PNV behandelt.
  If grid > 0 And grid < 500 And zielnutz Like "" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
'Naturwaldähnliche Nutzung auf Flächen bis HQ5 incl., sonst forstliche Wälder, teils Kiefernwälder
  Elself neucode Like "W*" Or zielnutz Like "W*" Then
    If grid > 0 And grid < 2500 Then
      Application.Run "Elbe_PNV_Biotope"
    Elself grid > 0 And grid < 3000 Then ' Kiefernabau ab HQ20 und bei 'no-data' auf Sandböden
      progcode = "WU"
    Else
      If boden Like "*Is/s" Or boden Like "":s" Or boden Like "*oj-s" Then
        progcode = "Wnk"
      Else
        progcode = "WU"
      End If
    End If
  End If
  GoTo ende
'Gehölze werden nur mit Leitbaumart modelliert, Altdeiche werden nicht mehr genutzt
  Elself neucode Like "H*" And Not neucode Like "HS" Or neucode Like "??????2*" Then
    Application.Run "Elbe_PNV_H"
'Alle Ackerflächen der rezenten Aue bleiben erhalten, sonst auskommentieren !
  Elself neucode Like "AA*" And rezentja = True Then
    progcode = "AAu"
'Ackersfläche ab einer Untergrenze sind möglich, Eingabe siehe oben.
  Elself neucode Like "AA*" And grid > ugrenz Or neucode Like "AA*" And grid < 0 Then
    progcode = "AAu"
'Modellierung der Staudenfluren
  Elself zielnutz Like "" And Not neucode Like "AA*" Then
    Application.Run "Elbe_Stauden"

```



```

'Intensivgrünland auf zu nassen Ackerflächen
  Elself neucode Like "AA*" And grid > 1050 And grid < ugrenz Then
    progcode = "KGi"
'Intensivgrünland auf bisher intensiv genutzten Flächen der rezenten Aue
  Elself zielnutz Like "G-Int*" And neucode Like "KGi*" Then
    progcode = "KGi"
'Intensivgrünland auf sandigen und lehmigen Flächen bis maximal 44 Tage Überflutung/Jahr
  Elself boden Like "*:s*" And zielnutz Like "G-Int*" And Not neucode Like "KGu" And grid > 1050 Then
    progcode = "KGi"
  Elself boden Like "*:l*" And zielnutz Like "G-Int*" And Not neucode Like "KGu" And grid > 1050 Then
    progcode = "KGi"
'Intensivgrünland auch auf tonigen Flächen ab 1200er Abfluss
  Elself zielnutz Like "G-Int*" And Not neucode Like "KGu" And grid > 1150 Then
    progcode = "KGi"
  Else
    Application.Run "Elbe_Grünland"
  End If
ende:
End Sub

Private Sub Elbe_Regionalisierung()
'Regionalisiert in der rezenten Aus das Vorkommen von Pflanzengesellschaften anhand der Vegetationsaufnahmen.
'Startet dazu die verschiedenen Prozeduren für die Auswahl der Vegetation für einen Datensatz innerhalb der GIS-Datenbank
'Wird aus dem Rahmen-Makro gestartet und kehrt dahin zurück.
'Start des Makros für die Vegetationsmodellierung bei Auwaldbiotoptypen zwischen 138 Übeflutungstagen und dem HQ5
  If neucode Like "WAh*" Or neucode Like "WAw*" Then
    progcode = neucode
    vegprognos = ""
    Application.Run "Vegetation_Auwald"
  End If
'Start des Makros für die Vegetationsmodellierung der Grünlandbiotoptypen
  If neucode Like "KG*" Or neucode Like "KM*" Then
    progcode = neucode
    vegprognos = ""
    Application.Run "Vegetation_Grünland"
  End If
'ggf. Übernahme des alten Codes
  If vegprognos Like "" Then
    vegprognos = vegetat
  End If
End Sub

Private Sub Elbe_PNV_Biotope()
'Ermittelt die zPNV
'Wird aus den Szenarien-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
'Möglichkeit zur Arbeit ohne Korrektur bei Modellüberprüfung
  If korrektur Like "7" Then 'vbNo aus der Abfrage im Rahmenmakro zur Berücksichtigung der Korrekturen
    neucode = "XXX"
  End If
' Abfrage zur potenziellen natürlichen Vegetation, die der Variablen progcode zugeordnet wird
  If grid < 380 Then 'Teilfläche über 238 Tage unter Wasser, nur Pioniervegetation
    If neucode Like "FN*" Then
      progcode = Mid$(neucode, 1, 4)
    Else
      progcode = "FN.k" 'hier kommt nur krautige Vegetation vor
    End If
  Elself grid < 440 Then 'Teilfläche über 197 Tage unter Wasser
    If neucode Like "FN*" Then
      progcode = Mid$(neucode, 1, 4)
    Else
      progcode = "FN.b" 'hier kommen auch Gehölze der Weichholzaue vor
    End If
  Elself grid < 500 Then 'Teilfläche über 182 Tage überflutet, Weichholzaue
    If neucode Like "FN*" Then 'Korrektur bei derzeit natürlichen vegetationsfreien Flächen
      progcode = Mid$(neucode, 1, 4)
    Elself boden Like "OL:s" Then 'Korrektur bei Lockersyrosem, auch vegetationsfreie Flächen
      progcode = "FN.b" 'hier kommen auch Gehölze der Weichholzaue vor
    Else
      progcode = "WAw"
    End If
  End If

```

```

Elseif grid < 620 Then      'Teilfläche über 120 Tage überflutet, Weichholzaue
  progcode = "WAw"
Elseif grid < 700 Then      'Teilfläche über 109 Tage überflutet, Übergangsbereich
  If neucode Like "KFu*" Or neucode Like "KGu*" _
    Or boden Like ".*t*" Or boden Like ".*:/t*" Or übflut Like "3" Then
    ' Korrektur für tonige Böden und Feuchtbioptope
    progcode = "WAw"
  Else
    progcode = "WAw-WAh"
  End If
Elseif grid < 770 Then      'Teilfläche über 85 Tage überflutet, Übergangsbereich
  If neucode Like "KFu*" Or neucode Like "KGu*" Or übflut Like "3" Then
    ' Korrektur für und Feuchtbioptope
    progcode = "WAw"
  Else
    progcode = "WAw-WAh"
  End If
Elseif grid < 900 Then      'Teilfläche über 72 Tage überflutet, Hartholzaue
  If neucode Like "KFu*" Then      ' Korrektur für Röhrichtsäume
    progcode = "WAw"
  Elseif neucode Like "KGu*" Or neucode Like "KFr*" _
    Or boden Like ".*t*" Or boden Like ".*:/t*" Or übflut Like "2" Then
    'Korrektur für Flutrasen und tonige Böden
    progcode = "WAw-WAh"
  Else
    progcode = "WAh"
  End If
Elseif grid < 2500 Then      'Teilfläche bis HQ5 überflutet, Hartholzaue
  If neucode Like "KFu*" Then      ' Korrektur für Röhrichtsäume
    progcode = "WAw"
  Elseif neucode Like "KGu*" Or neucode Like "KFr*" Then      'Korrektur für Flutrasen
    progcode = "WAw-WAh"
  Else
    progcode = "WAh"
  End If
Elseif grid < 3000 Then      'Teilfläche bis HQ10 überflutet, Hartholzaue auf Ton
  If neucode Like "KFu*" Then      ' Korrektur für Röhrichtsäume
    progcode = "WAw"
  Elseif neucode Like "KGu*" Or neucode Like "KFr*" Then      'Korrektur für Flutrasen
    progcode = "WAw-WAh"
  Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Or übflut Like "1" Then      'Korrektur für Feuchtgrünland
    progcode = "WAh"
  Else
    progcode = "WUi"
  End If
Else      'Teilfläche weniger als HQ10 überflutet, Eichen-Hainbuchenwälder, Eichen-Birkenwälder
  If neucode Like "KFu*" Then      ' Korrektur für Röhrichtsäume
    progcode = "WAw"
  Elseif neucode Like "KGu*" Or neucode Like "KFr*" Then      'Korrektur für Flutrasen
    progcode = "WAw-WAh"
  Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then      'Korrektur für Feuchtgrünland
    progcode = "WAh"
  ' Korrektur für Magerrasen und Bodengesellschaften armer Sande
  Elseif neucode Like "KM*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
    Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" _
    Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
    progcode = "WLi"
  Else
    progcode = "WUi"
  End If
End If
' Bearbeitung der hoch liegenden 'no data'-Flächen in Sandau
If grid < 0 Then
  If boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" _
    Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
    progcode = "WLi"
  Else
    progcode = "WUi"
  End If
End If
' Bearbeitung der Altdeichflächen, es entsteht Eichenmischwald
If neucode Like "KMa???2*" Then

```

```

    progcode = "WLi"
    ElseIf neucode Like "KG?????2*" Then
        progcode = "WUi"
    End If
End If
'Start des Makros für die Vegetationsmodellierung bei Auwaldbiotoptypen zwischen 138 Übeflutungstagen und dem HQ5
If progcode Like "WA*" And grid > 600 And grid < 2400 Then
    Application.Run "Vegetation_Auwald"
End If
End Sub

Private Sub Elbe_PNV_H()
'Ermittelt analog zur PNV die Leitbaumarten für Gehölzbiotoptypen außer Streuobstwiesen
'Wird aus den Szenarien-Makros (Intensiv) gestartet und kehrt dahin zurück.
' Variablendeklaration Rechenvariablen
    Dim leitbaum As String, altcode As String
' Der Biotopcode muss für die spätere Benennung zwischengespeichert werden
    altcode = neucode
' Möglichkeit zur Arbeit ohne Korrektur bei Modellüberprüfung
    If korrektur Like "7" Then 'vbNo aus der Abfrage im Rahmenmakro zur Berücksichtigung der Korrekturen
        neucode = "XXX"
    End If
' Abfrage zu Leitbaumarten, die der Variablen progcode zugeordnet wird
    If grid < 440 Then 'Teilfläche über 238 Tage unter Wasser, nur Pioniervegetation
        progcode = "FN.b"

        ElseIf grid < 500 Then 'Teilfläche über 197 Tage überflutet, unterhalb der Waldgrenze
            If boden Like "OL:s" Then
                progcode = "FN.b"
            Else 'Bei anderen Bodengesellschaften/Fehlern im Geländemodell
                leitbaum = "w" 'Leitbaumart ist Silberweide mit Schwarzpappel
            End If
            ElseIf grid < 700 Then 'Teilfläche über 109 Tage überflutet, Weichholzaue
                leitbaum = "w"
            ElseIf grid < 770 Then 'Teilfläche über 85 Tage überflutet, Übergangsbereich
                If boden Like "*:t*" Or boden Like "*/t" Or üflut Like "3" Then ' Korrektur für tonige Böden
                    leitbaum = "w"
                Else
                    leitbaum = "z" 'Leitbaumart ist Flatter- und Feldulme mit Stieleiche
                End If
            ElseIf grid < 2500 Then 'Teilfläche bis HQ5 überflutet, Hartholzaue
                leitbaum = "z"
            ElseIf grid < 3000 Then 'Teilfläche bis HQ10 überflutet, Hartholzaue auf Ton
                leitbaum = "j" 'Leitbaumart ist Stieleiche mit Hainbuche und Feldahorn
            Else 'Teilfläche weniger als HQ10 überflutet, Eichen-Hainbuchenwälder
' Korrektur für Magerrasen und Bodengesellschaften armer Sande
                If boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< = =>PP-RQ:s" _
                    Or boden Like "PP-BB< = =>PP-RQ:s" Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
                    leitbaum = "b" ' Leitbaumarten sind Sandbirke und Stieleiche
                Else
                    leitbaum = "j"
                End If
            End If
' Bearbeitung der hoch liegenden 'no data'-Flächen in Sandau
            If grid < 0 Then
                If boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" _
                    Or boden Like "GG-RQ< = =>PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< = =>PP-RQ:s" _
                    Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
                    leitbaum = "b"
                Else
                    leitbaum = "j"
                End If
            End If
' Bearbeitung der Altdeichflächen, es entsteht Eichenmischwald
            If neucode Like "KMa????2*" Then
                leitbaum = "b"
            ElseIf neucode Like "KG?????2*" Then
                leitbaum = "j"
            End If
' Bearbeitung der Gehölzbiotoptypen
            If Not progcode Like "F*" Then
' Länge von altcode wird auf 3 Zeichen gebracht, Hauptbaumart angehängt

```

```

Do While Len(altcode) < 3 'kürzere Biotopcodes werden aufgefüllt
  altcode = altcode & "."
Loop
progcode = Mid(altcode, 1, 3)
progcode = progcode & "." & leitbaum
End If
End Sub

Private Sub Elbe_Grünland()
'Ermittelt die Biotoptypen des Grünlandes und der Magerrasen
'Dieses Unterprogramm korrigiert Magerrasen hinsichtlich ihres Vorkommens auf die Flächen,
'die bereits derzeit Magerrasen oder Reitgrasfluren sind.
'Wird aus den Szenarien-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
'Möglichkeit zur Arbeit ohne Korrektur bei Modellüberprüfung
  If korrektur Like "7" Then 'vbNo aus der Abfrage im Rahmenmakro zur Berücksichtigung der Korrekturen
    neucode = "XXX"
  End If
' Beginn der Abfragen nach dem Prognosebiotop
  If grid < 700 Then 'Teilfläche über 109 Tage überflutet, Röhricht oder Flutrasen
    progcode = "KFr" 'KFr hier als Arbeitstitel für KFr und KGu, Differenzierung nach Nutzung am Ende
  ElseIf grid < 780 Then 'Teilfläche über 85 Tage überflutet, Übergangsbereich
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Or _
      boden Like " *:t*" Or boden Like " *:l/t" Or üblut Like "3" Or üblut Like "2" Then
      progcode = "KFr"
    Else
      progcode = "KGf"
    End If
  ElseIf grid < 900 Then 'Teilfläche über 72 Tage überflutet, Übergangsbereich
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
      progcode = "KFr"
  ' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
    ElseIf neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
      Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< ==>PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< ==>PP-RQ:s" _
      Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
      If amp > = 250 And sand = True And Not neucode Like "KG*" Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 250 And sand = True And Natnutz = True Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 275 And rog = True And Not neucode Like "KG*" Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 275 And rog = True And Natnutz = True Then
        progcode = "KMa"
      Else
        progcode = "KGf"
      End If
    Else
      progcode = "KGf"
    End If
  ElseIf grid < 1050 Then 'Teilfläche über 44 Tage überflutet, Übergangsbereich
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
      progcode = "KFr"
    ElseIf neucode Like "KSf*" Or neucode Like "KGf*" _
      Or boden Like " *:t*" Or boden Like " *:l/t" Or üblut Like "2" Or üblut Like "1" Then
      progcode = "KGf"
  ' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
    ElseIf neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
      Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< ==>PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< ==>PP-RQ:s" _
      Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
      If amp > = 250 And sand = True And Not neucode Like "KG*" Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 250 And sand = True And Natnutz = True Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 275 And rog = True And Not neucode Like "KG*" Then
        progcode = "KMa"
      ElseIf amp > = 275 And rog = True And Natnutz = True Then
        progcode = "KMa"
      Else
        progcode = "KGm"
      End If
    Else
      progcode = "KGm"
    End If
  End Sub

```

```

End If
Elseif grid < 1100 Then 'Teilfläche über 36 Tage überflutet, Übergangsbereich
If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
  progcode = "KFr"
Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then 'Konservativer Ansatz
  progcode = "KGf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
If amp >= 250 And sand = True And Not neucode Like "KG*" Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 250 And sand = True And Natnutz = True Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 275 And rog = True And Not neucode Like "KG*" Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 275 And rog = True And Natnutz = True Then
  progcode = "KMa"
Else
  progcode = "KGm"
End If
Else
  progcode = "KGm"
End If
Elseif grid < 2100 Then 'Teilfläche ab 1200er Abfluss bis HQ3 überflutet
If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
  progcode = "KFr"
Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then 'Konservativer Ansatz
  progcode = "KGf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
If amp >= 225 And sand = True And Not neucode Like "KG*" Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 225 And sand = True And Natnutz = True Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 250 And rog = True And Not neucode Like "KG*" Then
  progcode = "KMa"
Elseif amp >= 250 And rog = True And Natnutz = True Then
  progcode = "KMa"
Else
  progcode = "KGm"
End If
Else
  progcode = "KGm"
End If
Else 'Teilfläche ab HQ5
If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
  progcode = "KFr"
Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then 'Konservativer Ansatz
  progcode = "KGf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
If Not neucode Like "KG*" Or Natnutz = True Then
  progcode = "KMa"
Else
  progcode = "KGm"
End If
Else
  progcode = "KGm"
End If
End If
' Bearbeitung der Altdeichflächen, es entsteht Eichenmischwald
If neucode Like "KMa????*" Then
  progcode = "KMa"
Elseif neucode Like "KG????*" Then
  progcode = "KGm"
End If
' Bearbeitung der hoch liegenden 'no data'-Flächen in Sandau

```

```

If grid < 0 Then
  If neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
  Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" _
  Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
    If Not neucode Like "KG*" Or Natnutz = True Then
      progcode = "KMa"
    Else
      progcode = "KGm"
    End If
  Else
    progcode = "KGm"
  End If
End If
' Aufteilung der Feuchtflächen nach Nutzung
If progcode Like "KFr" Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Or nutz Like "Q" Then
    progcode = "KGu"
  Elseif rezentja = True And Not nutz Like "R" Then
    progcode = "KGu"
  End If
End If
'Start des Makros für die Vegetationsmodellierung der Grünlandbiotypen
If progcode Like "KG*" Or progcode Like "KM*" Then
  Application.Run "Vegetation_Grünland"
End If
End Sub

Private Sub Elbe_Stauden()
'Ermittelt die Biotypen der Staudenfluren
'Wird aus den Szenarien-Makros gestartet und kehrt dahin zurück.
'Möglichkeit zur Arbeit ohne Korrektur bei Modellüberprüfung
  If korrektur Like "7" Then 'vbNo aus der Abfrage im Rahmenmakro zur Berücksichtigung der Korrekturen
    neucode = "XXX"
  End If
' Abfrage zu Staudenfluren, die der Variablen progcode zugeordnet wird
If grid < 700 Then 'Teilfläche über 109 Tage überflutet, Röhricht
  progcode = "KFr"
Elseif grid < 780 Then 'Teilfläche über 85 Tage überflutet, Übergangsbereich
  If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Or _
  boden Like "*:t*" Or boden Like "*/t" Or übflut Like "3" Or übflut Like "2" Then
    progcode = "KFr"
  Else
    progcode = "KSf"
  End If
Elseif grid < 900 Then 'Teilfläche über 72 Tage überflutet, Übergangsbereich
  If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
    progcode = "KFr"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
  Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Then
    progcode = "KcC"
  Elseif boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like _
  "GG-RQ< == >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == >PP-RQ:s" Or boden Like "GG-RQ:s" _
  Or boden Like "AQ:bs" Then
    If amp >= 250 And sand = True Then
      progcode = "KcC"
    Elseif amp >= 275 And rog = True Then
      progcode = "KcC"
    Else
      progcode = "KSf"
    End If
  Else
    progcode = "KSf"
  End If
Elseif grid < 1050 Then 'Teilfläche über 44 Tage überflutet, Übergangsbereich
  If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
    progcode = "KFr"
  Elseif neucode Like "KSf*" Or neucode Like "KGf*" _
  Or boden Like "*:t*" Or boden Like "*/t" Or übflut Like "2" Or übflut Like "1" Then
    progcode = "KSf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
  Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Then

```

```

    progcode = "KcC"
Elseif boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" _
Or boden Like "GG-RQ< == > PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == > PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
    If amp >= 250 And sand = True Then
        progcode = "KcC"
    Elseif amp >= 275 And rog = True Then
        progcode = "KcC"
    Else
        progcode = "KSm"
    End If
Else
    progcode = "KSm"
End If
Elseif grid < 1100 Then    'Teilfläche über 36 Tage überflutet, Übergangsbereich
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
        progcode = "KFr"
    Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then    'Konservativer Ansatz
        progcode = "KSf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
    Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Then
        progcode = "KcC"
    Elseif boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like _
"GG-RQ< == > PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == > PP-RQ:s" Or boden Like "GG-RQ:s" _
Or boden Like "AQ:bs" Then
        If amp >= 250 And sand = True Then
            progcode = "KcC"
        Elseif amp >= 275 And rog = True Then
            progcode = "KcC"
        Else
            progcode = "KSm"
        End If
    Else
        progcode = "KSm"
    End If
Elseif grid < 2100 Then    'Teilfläche ab 1200er Abfluss bis HQ3 überflutet
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
        progcode = "KFr"
    Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then    'Konservativer Ansatz
        progcode = "KSf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
    Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == > PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == > PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
        If amp >= 225 And sand = True Then
            progcode = "KcC"
        Elseif amp >= 250 And rog = True Then
            progcode = "KcC"
        Else
            progcode = "KSm"
        End If
    Else
        progcode = "KSm"
    End If
Else    'Teilfläche ab HQ5
    If neucode Like "KF*" Or neucode Like "KGu*" Then
        progcode = "KFr"
    Elseif neucode Like "KGf*" Or neucode Like "KSf*" Then    'Konservativer Ansatz
        progcode = "KSf"
' Korrektur für Reitgrasfluren auf Magerrasenstandorten und Bodengesellschaften armer Sande
    Elseif neucode Like "KM*" Or neucode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< == > PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< == > PP-RQ:s" _
Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
        progcode = "KcC"
    Else
        progcode = "KSm"
    End If
End If
'Bearbeitung der Altdeichflächen, es entsteht Eichenmischwald
If neucode Like "KMa???2*" Then
    progcode = "KcC"
Elseif neucode Like "KG????2*" Then

```

```

    progcode = "KSm"
  End If
' Bearbeitung der hoch liegenden 'no data'-Flächen in Sandau
  If grid < 0 Then
    If neuocode Like "KM*" Or neuocode Like "KC*" Or boden Like "RQ:oj-s" Or boden Like "PP-RQ:s" _
      Or boden Like "PP-BB:s" Or boden Like "GG-RQ< = >PP-RQ:s" Or boden Like "PP-BB< = >PP-RQ:s" _
      Or boden Like "GG-RQ:s" Or boden Like "AQ:bs" Then
      progcode = "KCc"
    Else
      progcode = "KSm"
    End If
  End If
End Sub

```

4.2 Vegetationszuordnung

Private Sub Vegetation_Auwald()

'Dient dazu, die betrachteten Flächeneinheiten in Bezug auf die Vegetationseinheiten des Auwaldes zu analysieren

'Dabei werden nur die tatsächlich erfassten Einheiten zugeordnet.

'Grundlage ist die Datenbank der als plausibel erachteten Vegetationsaufnahmen der rezenten Aue

'Wird aus den Biotopprognose-Makros oder dem Regionalisierungsmakro gestartet und kehrt dahin zurück.

'Die vorhandenen Pflanzengesellschaften aus der Spalte Veg_Alt werden ggf. übernommen

'Abfrage, welchem Biotoptyp die Fläche zugeordnet ist

```
  If progcode Like "WAw*" Then GoTo weichholz
```

```
  End If
```

'Abfragen nach Hartholzaue auf sandigen Elbauenböden

```
  If boden Like "AQ:ls/s" And grid > 1300 And grid < 1500 And _
    amp > = 200 And amp < = 225 And flur > = 225 And flur < = 250 Then
    vegprognos = "Q-Ulm"
```

'Abfragen für Hartholzaue auf lehmigen Elbauenböden

```
  Elseif boden Like "GG:lb/s" And grid > 900 And grid < 1100 And _
    amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 150 And flur < = 175 Then
    vegprognos = "Q-Ulm Lys vulg"
```

```
  Elseif boden Like "AB-GG:l//s" And grid > 780 And grid < 1050 And _
    amp > = 200 And amp < = 250 And flur > = 125 And flur < = 150 Then
    vegprognos = "Q-Ulm"
```

'Abfragen für Hartholzaue auf tonigen Elbauenböden

```
  Elseif boden Like "AB-GG:l/t" And grid > 1300 And grid < 1500 And _
    amp > = 175 And amp < = 200 And flur > = 225 And flur < = 250 Then
    vegprognos = "Q-Ulm"
```

```
  Elseif boden Like "AB-SS:t" And grid > 2100 And grid < 2500 And _
    amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 375 And flur < = 400 Then
    vegprognos = "Q-Ulm"
```

```
  Elseif boden Like "GG-AB:t///s" And grid > 2100 And grid < 2500 And _
    amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 325 And flur < = 350 Then
    vegprognos = "Q-Ulm"
```

```
  Elseif vegetat Like "Q-U*" Then
    vegprognos = vegetat
```

```
  End If
```

```
  GoTo ende
```

weichholz:

'Abfragen nach Weichholzaue auf sandigen Elbauenböden

```
  If boden Like "*GG:s" And grid > 620 And grid < 700 And _
    amp > = 225 And amp < = 300 And flur > = 75 And flur < = 100 Then
    vegprognos = "Sal alb"
```

```
  Elseif vegetat Like "Sal*" Then
    vegprognos = vegetat
```

```
  End If
```

ende:

```
End Sub
```

Private Sub Vegetation_Grünland()

'Dient dazu, die betrachteten Flächeneinheiten in Bezug auf die Vegetationseinheiten des Grünlandes

'einschließlich der Magerrasen und Flutrasen zu analysieren und ggf. diese als Merkmal zuzuweisen.

'Dabei werden nur die tatsächlich erfassten Einheiten zugeordnet.

'Grundlage ist die Datenbank der als plausibel erachteten Vegetationsaufnahmen der rezenten Aue

'Wird aus den Biotopprognose-Makros oder dem Regionalisierungsmakro gestartet und kehrt dahin zurück.

'Vorhandene Vegetationseinstufungen werden ggf. übernommen.

'Allgemeine Voraussetzung, das von Acker in Grünland umgewandelte Flächen vorerst gemäht werden

```
  If nutz Like "A" Then
```



```

    nutz = "R"
  End If
'Abfrage, welchem Biotoptyp die Fläche zugeordnet ist
  If progcode Like "KGu*" Then
    GoTo flutrasen
  ElseIf progcode Like "KMa" Then
    GoTo magerrasen
  End If
'Abfrage nach trockenerem Grünland oder Auengrünland
  If grid > 1900 And progcode Like "KGm*" Then
    GoTo trockengrünland
  End If
'Abfragen für Auengrünland auf sandigen Elbauenböden
  If boden Like "AB-GG:ls/s" Then
    If grid > 1100 And grid < 1300 And amp >= 200 And amp <= 225 And flur >= 175 And flur <= 200 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "O" Then
        vegprognos = "Alopec"
      End If
    ElseIf grid > 1300 And grid < 1500 And amp >= 200 And amp <= 225 And flur >= 200 And flur <= 225 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "O" Then
        vegprognos = "Alopec"
      End If
    ElseIf grid > 1500 And grid < 1700 And amp >= 200 And amp <= 225 And flur >= 225 And flur <= 275 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "O" Then
        vegprognos = "Alopec"
      End If
    End If
  ElseIf boden Like "GG:ls/s" Then
    If grid > 900 And grid < 1050 And amp >= 225 And amp <= 250 And flur >= 100 And flur <= 125 Then
      If nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then
        vegprognos = "Alopec Cnid"
      End If
    ElseIf grid > 1300 And grid < 1500 And amp >= 225 And amp <= 250 And flur >= 175 And flur <= 200 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then
        vegprognos = "Alopec Cnid"
      End If
    End If
  ElseIf boden Like "AQ:bs" And grid > 1300 And grid < 1500 And _
    amp >= 250 And amp <= 275 And flur >= 225 And flur <= 250 _
    And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
    If nutz Like "P" Or nutz Like "O" Or nutz Like "N" Then
      vegprognos = "C-Loli"
    End If
  End If
'Abfragen für Auengrünland auf lehmigen Elbauenböden
  ElseIf boden Like "AB-GG:l/s" Then
    If grid > 1050 And grid < 1100 And amp >= 225 And amp <= 250 And flur >= 175 And flur <= 200 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "O" Then
        vegprognos = "Alopec Cnid"
      End If
    ElseIf grid > 1100 And grid < 1300 And amp >= 225 And amp <= 250 And flur >= 200 And flur <= 225 _
      And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
      If nutz Like "O" Then
        vegprognos = "Alopec"
      End If
    End If
  ElseIf boden Like "GG:l/s" And grid > 1300 And grid < 1500 And _
    amp >= 225 And amp <= 250 And flur >= 150 And flur <= 175 _
    And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
    If nutz Like "P" Or nutz Like "O" Or nutz Like "N" Then
      vegprognos = "C-Loli"
    End If
  ElseIf boden Like "RQ:oj-l" And grid > 1500 And grid < 1750 And _
    amp >= 275 And amp <= 300 And flur >= 250 And flur <= 275 _
    And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
    If nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then
      vegprognos = "Alopec"
    End If
  End If

```

'Abfragen für Auengrünland auf tonigen Elbauenböden

```

Elseif boden Like "AB-GG:t/s" Then
  If grid > 1050 And grid < 1100 And amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 175 And flur < = 200 _
    And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
    If nutz Like "Q" Or nutz Like "P" Then
      vegprognos = "C-Loli Agr stol"
    End If
  Elseif grid > 1300 And grid < 1500 And amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 225 And flur < = 250 _
    And progcode Like "KGm*" Then      'Korrektur für mögliche Fehler im Geländemodell
    If nutz Like "O" Or nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then
      vegprognos = "C-Loli Agr stol"
    End If
  End If
Elseif vegetat Like "Alope*" Or vegetat Like "C-Lol*" Then
  vegprognos = vegetat
End If
GoTo ende

```

flutrasen:

'Abfragen für Flutrasen auf sandigen Elbauenböden

```

If boden Like "*GG:s" And grid > 780 And grid < 900 And _
  amp > = 275 And amp < = 300 And flur > = 125 And flur < = 150 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Then
    vegprognos = "R-Alop"
  End If
Elseif boden Like "*GG:s" And grid > 700 And grid < 780 And _
  amp > = 275 And amp < = 300 And flur > = 75 And flur < = 100 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Then
    vegprognos = "Agr stol"
  End If

```

'Abfragen für mittleres Grünland auf lehmigen Elbauenböden

```

Elseif boden Like "AB-GG:l//s" And grid > 580 And grid < 620 And _
  amp > = 200 And amp < = 225 And flur > = 25 And flur < = 50 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Then
    vegprognos = "R-Alop"
  End If
Elseif boden Like "AB-GG:l//s" And grid > 780 And grid < 900 And _
  amp > = 200 And amp < = 225 And flur > = 75 And flur < = 100 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Then
    vegprognos = "R-Alop"
  End If

```

'Abfragen für mittleres Grünland auf tonigen Elbauenböden

```

Elseif boden Like "AB-GG:l//s" And grid > 700 And grid < 780 And _
  amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 100 And flur < = 125 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Then
    vegprognos = "R-Alop"
  End If
Elseif vegetat Like "R-Alo*" Or vegetat Like "Agr st*" Then
  vegprognos = vegetat
End If
GoTo ende

```

trockengrünland:

'Abfragen für mittleres Grünland auf sandigen Elbauenböden

```

If boden Like "*GG:s" And grid > 1900 And grid < 2100 And _
  amp > = 275 And amp < = 300 And flur > = 300 And flur < = 325 Then
  If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
    vegprognos = "C-Loli"
  End If

```

'Abfragen für mittleres Grünland auf lehmigen Elbauenböden

```

Elseif boden Like "GG-AB:l//s" And grid > 1900 And grid < 2900 And _
  amp > = 275 And amp < = 300 And flur > = 350 And flur < = 425 Then
  If nutz Like "Q" Or neucode Like "AA*" Then
    vegprognos = "Arrhen Loli"
  End If
Elseif boden Like "GG:ls/s" And grid > 2100 And grid < 2900 And _
  amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 325 And flur < = 350 Then
  If nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then
    vegprognos = "Arrhen"
  End If

```

'Abfragen für mittleres Grünland auf lehmigen Elbauenböden

```

Elseif boden Like "GG-AB:t///s" And grid > 2500 And grid < 2900 And _
  amp > = 275 And amp < = 300 And flur > = 375 And flur < = 400 Then
  If nutz Like "R" Or neucode Like "AA*" Then

```

```

        vegprognos = "Arrhen"
    End If
    Elseif vegetat Like "Arrhe*" Or vegetat Like "C-Lol*" Then
        vegprognos = vegetat
    End If
    GoTo ende
magerrasen:
'Abfragen für Magerrasen ausschließlich auf sandigen Elbauenböden
    If boden Like "AQ:bs" Then
        If grid > 1300 And grid < 1500 And amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 175 And flur < = 200 Then
            If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
                vegprognos = "D-Arm"
            End If
        Elseif grid > 2500 And grid < 3200 And amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 325 And flur < = 375 Then
            If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
                vegprognos = "D-Arm"
            End If
        End If
    Elseif boden Like "AB-GG:ls/s" And grid > 2500 And grid < 2900 And _
        amp > = 200 And amp < = 225 And flur > = 325 And flur < = 350 Then
        If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
            vegprognos = "D-Arm"
        End If
    Elseif boden Like "AB-GG:l\s" And grid > 2500 And grid < 2900 And _
        amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 350 And flur < = 375 Then
        If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
            vegprognos = "D-Arm"
        End If
    Elseif boden Like "GG:ls\s" And grid > 1700 And grid < 1900 And _
        amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 200 And flur < = 225 Then
        If nutz Like "R" Then
            vegprognos = "D-Arm"
        End If
    Elseif boden Like "AQ:ls\s" And grid > 1300 And grid < 1500 And _
        amp > = 200 And amp < = 225 And flur > = 200 And flur < = 225 Then
        If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
            vegprognos = "Agr cap"
        End If
    Elseif boden Like "AQ-GG:s" And grid > 1100 And grid < 1300 And _
        amp > = 225 And amp < = 250 And flur > = 175 And flur < = 200 Then
        If nutz Like "N" Or nutz Like "O" Or nutz Like "P" Then
            vegprognos = "Agr cap"
        End If
    End If
'Korrektur für eine Magerrasenfläche auf tonigem Elbauenboden im Teilgebiet Rogätz
    Elseif boden Like "GG-AB:t///s" And grid > 1500 And grid < 1750 And _
        amp > = 250 And amp < = 275 And flur > = 275 And flur < = 300 And rog = True Then
        If nutz Like "N" Then
            vegprognos = "D-Arm"
        End If
    End If
'Korrektur für die vorhandenen Magerrasen
    Elseif vegetat Like "D-Ar*" Or vegetat Like "Agr ca*" Or vegetat Like "S-Cor*" Then
        vegprognos = vegetat
    End If
ende:
End Sub

```


Anhang V

Kartenabbildungen

Anhang V: Kartenabbildungen

Karte 1: Biotoptypen Sandau-Nord, Bestand 1999

Karte 2: Biotoptypen Sandau-Süd, Bestand 1999

Karte 3: Biotoptypen Rogätz-Nord, Bestand 1999

Karte 4: Biotoptypen Rogätz-Süd, Bestand 1999

Karte 5: Deichvarianten Sandau

Karte 6: Deichvarianten Rogätz

Karte 7: Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 8: Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 9: Prognose Sandau, kleine Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 10: Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 11: Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 12: Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 13: Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 14: Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 15: Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 16: Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 17: Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 18: Prognose Sandau-Nord, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 19: Prognose Sandau-Süd, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 20: Prognose Sandau, kleine Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 21: Prognose Sandau, kleine Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 22: Prognose Sandau, kleine Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 23: Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 24: Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 25: Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 26: Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 27: Prognose Rogätz-Nord, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 28: Prognose Rogätz-Süd, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 29: Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 30: Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 31: Prognose Rogätz, mittlere Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 32: Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 33: Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 34: Prognose Rogätz, kleine Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 35: Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 36: Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 37: Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 38: Vegetationsprognose Sandau, große Deichvariante, zukünftige PNV

Karte 39: Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, integrierte Nutzung

Karte 40: Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, Naturschutznutzung

Karte 41: Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, intensive Nutzung

Karte 42: Vegetationsprognose Rogätz, große Deichvariante, zukünftige PNV

Danksagung:

Mein großer Dank gilt an erster Stelle meinem Betreuer, Prof. Dr. Florian Jeltsch, der mich und meine Dissertationsidee in seiner Arbeitsgruppe in Potsdam aufnahm, die Arbeit mit vielen Anregungen und Diskussionen voran brachte und mir den nötigen Freiraum gewährte. Den vorgeschlagenen Korreferenten Prof. Dr. Axel Bronstert, Prof. Dr. Helge Bruelheide und Prof. Dr. Rüdiger Prasse danke ich für ihre Bereitschaft zur Übernahme des Korreferates. Prof. Dr. Rüdiger Prasse verdanke ich daneben zahlreiche Anregungen und Diskussionen unter anderem zum wissenschaftlichen Arbeiten und dessen Darstellung.

Die Arbeit ist aus einem BMBF-Forschungsprojekt entstanden. Dass ich darin eingebunden war, verdanke ich dem glücklichen Umstand meiner Anstellung bei der TRIOPS GmbH, die im Rahmen dessen für das Landesamt für Umwelt in Sachsen-Anhalt tätig wurde. Beiden Institutionen gilt mein Dank für die Möglichkeit zur Verwendung der Daten für meine Dissertation, die seitens des LAU Herr Dr. Haferkorn schnell und unbürokratisch ermöglichte. Auf Seiten von TRIOPS danke ich dafür Detlev Hildenhagen und Joachim Pfau, die zudem Ausstattung und immer mal wieder einen Arbeitsplatz zur Verfügung stellten, ohne den das Projekt nicht zu verwirklichen gewesen wäre. Allen Mitarbeitern von TRIOPS gebührt ebenfalls mein Dank, die sich in Geduld mit meinem Projekt übten und dann und wann auf mich verzichten mussten, wenn ich in Sachen Dissertation unterwegs war. Dank auch an Pitt Gropengießler und Thomas Grötemeyer, die mit an der Elbe waren.

Mein Dank gilt auch vielen weiteren Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, innerhalb des BMBF-Forschungsprojektes, die dazu beigetragen haben, dass die Zeit an der Elbe und in den auswertenden Arbeitsgruppen konstruktiv und fruchtbar war und die mir Daten zur Verfügung stellten, insbesondere PD Dr. Manfred Altermann, Alexandra Dehnhardt, Dr. Volker Eisenmann, Dr. Oliver Rosche, Dr. Dirk Schwanenberg und Karl-Heinz Jährling.

In die Geheimnisse statistischer Verfahren wie die kanonische Korrespondenzanalyse weihte mich Dr. Ilona Leyer ein – vielen Dank dafür und auch für kulinarische Tips in der Region Havelberg. Die kanonische Korrespondenzanalyse wurde zwar nicht Bestandteil der Dissertation, aber nun weiß ich genauer, was ich weggelassen habe. Dr. Ilona Leyer, Dr. Uwe Amarell und Uta Dietz gebührt daneben mein Dank für die Überlassung von Vegetationsaufnahmen, die meine Tabellen ergänzten.

Für die freundliche Aufnahme in der Abteilung Vegetationsökologie danke ich allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, es hat mir viel Freude gemacht. Zahlreiche Potsdam-Aufenthalte haben mit Logis Dr. Michael Burkart, Dr. Susanne Jahns, Monika Schwager, Eva Roßmanith und Dr. Matthias Wichmann unterstützt, vielen Dank dafür! Dr. Michael Burkart danke ich ganz herzlich für den Tip mit Potsdam, wohin ich ihm von Göttingen aus folgen konnte und für manche Diskussion.

Allen Mitbewohnerinnen und Mitbewohnern danke ich für ihre Geduld mit dem doch länger als ursprünglich geplant dauernden Projekt und für die Toleranz, wenn die Dissertation mal wieder dem Hausbau zuvorkam.

Mein besonders herzlicher Dank gilt PD Dr. Gertrud Lohaus für ihre Tipps, das Lesen diverser Teile des vorliegenden Werkes, kulinarische Entspannungspausen sowie zwei wunderschöne Urlaube in Werder für den Modellbildungskurs und in Tackesdorf zum Zusammenschreiben der Arbeit und nicht zuletzt dafür, dass sie an meiner Seite steht.