

**Schutzwürdigkeit und Schutzperspektive
der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelelbe
Ein vegetationskundlicher Beitrag zur Leitbildentwicklung**

**Abschlussbericht des Teilprojektes:
Sukzessions- und Regenerationsmodelle, vegetationskundliche Referenzsysteme**

des vom BMBF geförderten Vorhabens

**Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft
Ziele, Instrumente und Kosten einer umweltschonenden und nachhaltigen
Landwirtschaft im niedersächsischen Elbetal**

Förderung: Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
Förderkennzeichen 0339581

Laufzeit: 1.09.1997-31.03.2001

Leitung des Teilprojektes: Prof. Dr. Werner Härdtle
Institut für Ökologie und Umweltchemie
Universität Lüneburg
21332 Lüneburg

Sachbearbeiter: Bernd Redecker M.A.
Institut für Ökologie und Umweltchemie
Universität Lüneburg
21332 Lüneburg

Lüneburg, 31.3.2001

Inhaltsverzeichnis

- 1 Einleitung (**1 Einleitung.doc**)
- 2 Untersuchungsgebiet (**2 Untersuchungsgebiet.doc**)
 - 2.1 Lage des Untersuchungsgebietes
 - 2.2 Klima
 - 2.3 Hydrologie
 - 2.4 Naturräumliche Gliederung
 - 2.5 Vegetation
 - 2.6 Vegetationskundliche Untersuchungsflächen
 - 2.7 Standortökologische Untersuchungsflächen
- 3 Methoden (**3 Methoden.doc**)
 - 3.1 Vegetationskundliche Untersuchungen
 - 3.2 Hydrologische Untersuchungen
 - 3.3 Bodenkundliche Untersuchungen
- 4 Vegetationskundliche Untersuchungen (**4 Vegetationskundliche Untersuchungen.doc**)
 - 4.1 Pflanzengesellschaften des Grünlandes
 - 4.1.1 Begriffsdefinition und Abgrenzung
 - 4.1.2 *Phalaridetum arundinaceae*
 - 4.1.3 *Glycerietum maximae*
 - 4.1.4 *Caricetum vulpinae*
 - 4.1.5 *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*
 - 4.1.6 *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
 - 4.1.7 *Lathyrus palustris*-Gesellschaft
 - 4.1.8 *Cnidio-Deschampsietum*
 - 4.1.9 Artenarme Ausprägung des *Cnidio-Deschampsietum*
 - 4.1.10 *Silaum silaus*-Gesellschaft
 - 4.1.11 *Molinietalia*-Basalgemeinschaft
 - 4.1.12 *Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori*
 - 4.1.13 *Arrhenatheretum elatioris*
 - 4.1.14 *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
 - 4.1.15 *Lolium multiflorum*-Nachsaatgrünland
 - 4.1.16 *Cynosuro-Lolietum*
 - 4.1.17 *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft
 - 4.1.18 *Diantho-Armerietum*
 - 4.2 Zonierung der Pflanzengesellschaften des Grünlandes
 - 4.3 Ellenberg-Zeigerzahlen
 - 4.4 Bestandessituation der Grünlandgesellschaften
 - 4.4 Vegetationsentwicklung im Untersuchungsgebiet Radegast
(+**Abb.4.5&4.6 Vegetationsveränderung.xls**)
 - 4.6 Zur historischen Nutzung des Elbtalgrünlandes
- 5 Standortökologische Untersuchungen (**5 Standortökologische Untersuchungen.doc**)
 - 5.1 Hydrologie
 - 5.1.1 Überflutungsdauer im langjährigen Mittel
 - 5.1.2 Ergebnisse der Pegelmessungen
(+**Abb 5.1 5.3 5.5 Grundwasserganlinien.xls**)
 - 5.1.2.1 Untersuchungsgebiet Radegaster Haken

- 5.1.2.2 Untersuchungsgebiet Grippeler Werder
 - 5.1.2.3 Untersuchungsgebiet Aland Werder
 - 5.1.2.4 Grundwasserdauerlinien
(+Abb 5.7-5.10 Dauerlinien.xls)
 - 5.1.3 Ergebnisse der Wasserspannungsmessungen
(+Abb 5.11 Wasserspannung.xls)
- 5.2 Böden
 - 5.2.1 Auswertung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems
 - 5.2.2 Bodenkundliche Charakteristik der Pflanzengesellschaften
- 6 Diskussion (6 Diskussion.doc)
 - 6.1 Versuch eine standortökologische Differenzierung des Elbtalgrünlandes
(+Abb. 6.1-6.3 PCA.xls)
 - 6.2 Maßnahmen zum Erhalt von Stromtal-Wiesen
 - 6.3 Restitution von Stromtal-Wiesen
 - 6.3.1 Mögliche Ursachen für den Bestandesrückgang der Stromtal-Wiesen
 - 6.3.2 Standortökologische Rahmenbedingungen für die Restitution
 - 6.3.3 Biotisches Entwicklungspotenzial
 - 6.3.4 Potenzialflächen
- 7 Leitbildentwicklung (7 Leitbildentwicklung.doc)
 - 7.1 Leitbildentwicklung als Methode in der Landschaftsplanung
 - 7.2 Protoleitbild
 - 7.3 Erfassen und Bewerten des Ist-Zustandes
 - 7.4 Entwicklungsszenarien
 - 7.5 Definitionen und Zusammenfassung der Vorgehensweise
- 8 Leitbild Vielfalt (8 Leitbild Vielfalt.doc)
 - 8.1 Zielarten
 - 8.2 Zielbiotoptypen- und Pflanzengesellschaften
 - 8.3 Umweltqualitätsziele
 - 8.4 Umweltqualitätsstandards
 - 8.5 Prioritätensetzung innerhalb des Leitbildes Vielfalt
 - 8.6 Maßnahmen im Rahmen des Leitbildes Vielfalt
 - 8.6.1 Sandtrockenrasen und trocken warmer Säume
 - 8.6.2 Feuchtgrünland und artenreicher Flutrasen
 - 8.6.3 Sonstiges mesophiles Grünland
 - 8.6.4 Pioniervegetation wechsellasser Äcker
 - 8.6.5 Schutz der Ackerbegleitflora sandiger und lehmig-sandiger Standorte
 - 8.6.6 Kopfbäume
 - 8.7 Leitbilder für die Landschaftstypen
 - 8.7.1 Außendeich-Stromland und Vorland der Nebenflüsse
 - 8.7.2 Binnendeich-Stromland
 - 8.7.3 Talsandgebiete
 - 8.7.4 Dünenfelder
 - 8.7.5 Geestränder und -inseln
 - 8.7.6 Moore
- 9 Leitbild Wildnis (9 Leitbild Wildnis.doc)
 - 9.1 Bewertung des Ist-Zustandes
 - 9.2 Prognose der Vegetationsentwicklung

- 9.2.1 Außendeich-Stromland und Vorland der Nebenflüsse
- 9.2.2 Binnendeich-Stromland
- 9.2.3 Talsangebiete, Dünenfelder, Geestränder und -inseln
- 9.2.4 Moore
- 9.2.5 Bestandesentwicklung naturschutzfachlich interessanter Pflanzenarten
- 9.3 Leitbild Wildnis

10 Zusammenfassung (**10 Zusammenfassung.doc**)

11 Quellenverzeichnis (**11 Quellenverzeichnis.doc**)

- 11.1 Literatur
- 11.2 Mündliche Mitteilungen
- 11.3 Schriftliche Mitteilungen

Anhang

Tab. A1 Lage und Datum der Vegetationsaufnahmen.doc

Tab. A2 - A6 Rohdaten Standortökologie.xls

Tab. A7 RL-Arten.doc

Abb. A1-A9 Fundpunkte ausgewählter Arten.doc

Tab. B1 Stetigkeitstabelle.doc

Abb B1 Stromtalwiesen.jpg

Abb B2 Vegetationsveränderungen Radegast.jpg

Abb B3-B9 Vegetationskarten Auswahlbetriebe.xls

Tabellenverzeichnis

2 Untersuchungsgebiet.doc

- Tab. 2.1: Flächengröße und überwiegende Nutzung der Landschaftstypen
- Tab. 2.2: Vegetationszonierung in den Talauen in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer

3 Methoden.doc

- Tab. 3.1: Skala zur Abschätzung der Artmächtigkeit
- Tab. 3.2: Klassifizierung der Stetigkeitsklassen
- Tab. 3.3: Durchflüsse und Überflutungsdauer am Pegel Neu Darchau
- Tab. 3.4: Untersuchungsumfang auf den Probeflächen
- Tab. 3.5: Bodensystematik der Auenböden
- Tab. 3.6: Analysemethoden der bodenkundlichen Untersuchungen
- Tab. 3.7: Einstufung der pH-Werte im Boden
- Tab. 3.8: Einstufung der Humusgehalte im Boden
- Tab. 3.9: Beurteilung der Humusqualität
- Tab. 3.10: Beurteilung des Basensättigungsgrades
- Tab. 3.11: Einstufung der Phosphat- und Kali-Gehalte im Boden

4 Vegetationskundliche Untersuchungen.doc

- Tab. 4.1: Übersicht über die behandelten Syntaxa
- Tab. 4.2: Vegetationstabelle *Phalaridetum* und *Glycerietum maximae*
- Tab. 4.3: Vegetationstabelle *Caricetum vulpinae*
- Tab. 4.4: Vegetationstabelle *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*
- Tab. 4.5: Vegetationstabelle *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
- Tab. 4.6: Vegetationstabelle *Lathyrus palustris*-Gesellschaft
- Tab. 4.7: Vegetationstabelle *Cnidio-Deschampsietum*
- Tab. 4.8: Vegetationstabelle *Cnidio-Deschampsietum* artenarme Ausprägung
- Tab. 4.9: Vegetationstabelle *Silaum silaus*-Gesellschaft
- Tab. 4.10: Vegetationstabelle *Molinietalia*-Basalgesellschaft
- Tab. 4.11: Vegetationstabelle *Chrysanthemo-Rumicetum*
- Tab. 4.12: Vegetationstabelle *Arrhenatheretum elatioris*
- Tab. 4.13: Vegetationstabelle *Ranunculus pepens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
- Tab. 4.14: Vegetationstabelle *Lolium multiflorum*-Gesellschaft
- Tab. 4.15: Vegetationstabelle *Cynosuro-Lolietum*
- Tab. 4.16: Vegetationstabelle *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft
- Tab. 4.17: Vegetationstabelle *Diantho-Armerietum*
- Tab. 4.18: Zeigerzahlen der Pflanzengesellschaften nach (ELLENBERG et al. 1992)
- Tab. 4.19: Flächenanteil der Pflanzengesellschaften verteilt auf Landschaftstypen
- Tab. 4.20: Vegetationsveränderungen im UG Radegast zwischen 1976 und 1999

5 Standortökologische Untersuchungen.doc

- Tab. 5.1: Mittlere jährliche Überflutungsdauer der Grünlandphytozönosen
- Tab. 5.2: Flächenanteile verschiedener Standorttypen im Elbegrünland (NiBis/DGK 5B)
- Tab. 5.3: Flächenanteil der Standorttypen des *Cnidio-Deschampsietum* (NiBis/DGK 5B)
- Tab. 5.4: Anteil der Phytozönosen an den Flächen des Standorttyps schwach feucht/mittlere Nährstoffversorgung (NiBis/DGK 5B)
- Tab. 5.5: Flächenanteile verschiedener Standorttypen für die

Silaum silaus-Gesellschaft (NiBis/DGK 5B)

- Tab. 5.6: Flächenanteile verschiedener Standorttypen im Elbegrünland (NiBis/BÜK 50)
- Tab. 5.7: Flächenanteile verschiedener Standorttypen für das *Cnidio-Deschampsietum* (NiBis/BÜK 50)
- Tab. 5.8: Mittelwerte einiger bodenkundlicher Kenngrößen
- Tab. 5.9: Phosphat- und Kali-Gehalte im Oberboden in den Poben verteilt auf Landschaftstypen

6 Diskussion.doc

- Tab. 6.1: Hauptkomponenten und Ladungen der 22 Standortfaktoren
- Tab. 6.2: Nährstoffgehalte im Schnittgut
- Tab. 6.3: Nährstoffentzüge über die Mahd in verschiedenen Grünlandtypen
- Tab. 6.4: Umfang der Flächen mit Entwicklungspotenzial zu Stromtal-Wiesen

8 Leitbild Vielfalt.doc

- Tab. 8.1: Anzahl der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen im UG
- Tab. 8.2: Stetigkeit naturraumtypische und gefährdete Pflanzen in den Phytozönosen des Grünlandes
- Tab. 8.3: Gefährdung der Pflanzengesellschaften des Grünlandes
- Tab. 8.4: Übersicht über die gefährdeten und naturraumtypischen Biotoptypen
- Tab. 8.5: Übersicht über die Pflegemaßnahmen im Rahmen des Leitbildes Vielfalt

9 Leitbild Wildnis.doc

- Tab. 9.1: Flächenanteil naturnaher Bereiche in den Landschaftstypen des UG

Tab A1 Lage und Datum der Vegetationsaufnahmen.doc

- Tab. A1: Lage und Datum der Vegetationsaufnahmen

Tab A2-A6 Rohdaten Standortökologie.xls

- Tab. A2: pF-Werte der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft
- Tab. A3: pF-Werte des *Cnidio-Deschampsietum*
- Tab. A4: pF-Werte der *Silaum silaus*-Gesellschaft
- Tab. A5: pF-Werte des *Chrysanthemo-Rumicetum*
- Tab. A6: Einzelergebnisse der bodenkundlichen Untersuchungen

Tab. A7 RL-Arten.doc

- Tab. A7: Farn- und Blütenpflanzen der Roten Listen im Untersuchungsgebiet

Tab. B1 Stetigkeitstabelle.doc

- Tab. B1: Stetigkeitstabelle der Phytozönosen des Grünlandes

Abbildungsverzeichnis

2 Untersuchungsgebiet.doc

- Abb. 2.1: Lage des Untersuchungsgebietes
- Abb. 2.2: Klimadiagramm der Wetterstation Lüchow
- Abb. 2.3: Abfluß der Elbe - monatliche Mittelwerte
- Abb. 2.4: Lage der standortökologischen Untersuchungsflächen und des Untersuchungsgebietes Radegast

4 Vegetationskundliche Untersuchungen.doc

- Abb. 4.1: Zonierung der Schnittwiesen im Untersuchungsgebiet
- Abb. 4.2: Zonierung der Weiden im Außendeich-Stromland
- Abb. 4.3: Flächenanteil der Pflanzengesellschaften auf den Betriebsflächen
- Abb. 4.4: Verbreitungsschwerpunkte der Stromtal-Wiesen im Untersuchungsgebiet
- Abb. 4.7: Veränderungen der Brenndolden-Wiesen im Brackeder Deichvorland zwischen 1976 und 1999
- Abb. 4.8: Veränderungen der Brenndolden-Wiesen am Radegaster Haken zwischen 1976 und 1999

Abb.4.5&4.6 Vegetationsveränderung.xls

- Abb. 4.5: Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Vegetationstypen am Grünland im Brackeder Deichvorland zwischen 1976 und 1999
- Abb. 4.6: Veränderung der prozentualen Flächenanteile der Vegetationstypen am Grünland am Radegaster Haken zwischen 1976, 1984 und 1999

Abb 5.1 5.3 5.5 Grundwasserganglinien.xls

- Abb. 5.1: Grundwasserganglinien im Untersuchungsgebiet Radegaster Haken
- Abb. 5.3: Grundwasserganglinien im Untersuchungsgebiet Grippeler Werder
- Abb. 5.5: Grundwasserganglinien im Untersuchungsgebiet Aland Werder

Abb 5.7-5.10 Dauerlinien.xls

- Abb. 5.7: Grundwasserdauerlinien der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft
- Abb. 5.8: Grundwasserdauerlinien des *Cnidio-Deschampsietum*
- Abb. 5.9: Grundwasserdauerlinien der *Silaum silaus*-Gesellschaft
- Abb. 5.10: Grundwasserdauerlinien des *Chrysanthemo-Rumicetum*

Abb 5.11 Wasserspannung.xls

- Abb. 5.11: Ganglinien der Wasserspannung

5 Standortökologische Untersuchungen.doc

- Abb. 5.2: Tiefenprofile der Bodenarten bei den Brunnen im UG Radegaster Haken
- Abb. 5.4: Tiefenprofile der Bodenarten bei den Brunnen im UG Grippeler Werder
- Abb. 5.6: Tiefenprofile der Bodenarten bei den Brunnen im UG Aland Werder
- Abb. 5.12: Mittlere Korngrößenverteilung der Grünlandstandorte
- Abb. 5.13: Korrelation zwischen Artenzahl und Phosphat-Gehalten im Oberboden
- Abb. 5.14: Korrelation zwischen Artenzahl und Kali-Gehalten im Oberboden

Abb. 6.1-6.3 PCA.xls

- Abb. 6.1: Vektoren der Standortfaktoren nach dem Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse
- Abb. 6.2: Ordinationsergebnis für die *Lathyrus palustris*-Ges., die *Ranunculus repens*-

Alopecurus pratensis-Ges. und das *Cnidio-Deschampsietum*
Abb. 6.3: Ordinationsergebnis für die *Silaum silaus*-Ges., das
Chrysanthemo-Rumicetum und das *Cynosuro-Lolietum*.

6 Diskussion.doc

Abb. 6.4: Artenzahlen in den Blühphasen der Phytozönosen

7 Leitbildentwicklung.doc

Abb. 7.1: Schaltschema der Leitbildentwicklung

8 Leitbild Vielfalt.doc

Abb. 8.1: Fundpunkte von *Viola persicifolia*

Abb. 8.2: Verteilung der naturraumtypischen und gefährdeten Farn- und
Blütenpflanzen auf unterschiedliche Biotoptypen

Abb. 8.3: Ablaufschema des Abwägungsprozesses bei der Zielfindung

Abb. 8.4: Entscheidungsschlüssel Außendeich-Stromland und Vorland der
Nebenflüsse

Abb. 8.5: Entscheidungsschlüssel Binnendeich-Stromland

Abb. 8.6: Entscheidungsschlüssel Geestränder und -inseln, Talsande und Dünen

Abb. 8.7: Entscheidungsschlüssel Moore

9 Leitbild Wildnis.doc

Abb. 9.1: Kurz- und mittelfristig zu erwartende Vegetationsentwicklungen in
aufgelassenem Außendeich-Grünland

Abb. 9.2: Potenzielle Bestandesänderung naturschutzfachlich bedeutsamer Pflanzen
bei Nullnutzung auf 100% der Fläche

Abb. A1-A9 Fundpunkte ausgewählter Arten.doc

Abb. A1: Fundpunkte von *Cnidium dubium*

Abb. A2: Fundpunkte von *Sanguisorba officinale*

Abb. A3: Fundpunkte von *Gratiola officinale*

Abb. A4: Fundpunkte von *Galium boreale*

Abb. A5: Fundpunkte von *Scutellaria hastifolia*

Abb. A6: Fundpunkte von *Silaum silaus*

Abb. A7: Fundpunkte von *Veronica longifolia*

Abb. A8: Fundpunkte von *Carex praecox*

Abb. A9: Fundpunkte von *Lathyrus palustris*

Abb B1 Stromtalwiesen.jpg

Abb. B1: Aktuelle Stromtal-Wiesen und Flächen mit Entwicklungspotenzialflächen

Abb B2 Vegetationsveränderungen Radegast.jpg

Abb. B2: Vegetationskarte des Brackeder Deichvorlandes und des Radegaster Hakens

Abb B3-B9 Vegetationskarten Auswahlbetriebe.xls

Abb. B3: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 1

Abb. B4: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 2

Abb. B5: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 3

Abb. B6: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 4

Abb. B7: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 5

Abb. B8: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 6

Abb. B9: Vegetationskarte Auswahlbetrieb 7

1 Einleitung

Seit der ersten Ausweisung eines Naturschutzgebietes in Deutschland im Jahre 1836 hat sich sowohl in der Zielsetzung des Naturschutzes als auch in den Strategien, dieses Ziel zu erreichen, viel verändert. In manchen Bereichen des Umweltschutzes konnten dank intensiver Bemühungen und technischer Neuentwicklungen beachtliche Erfolge gefeiert werden. So ging zum Beispiel die Schadstoffbelastung der Elbe in den vergangenen Jahren in vielen Bereichen kontinuierlich zurück (IKSE 1997). Dahingegen ist der Naturschutz, von Teilerfolgen abgesehen, eher von Rückschlägen geprägt. Als Beispiel seien hier die Roten Listen genannt, bei denen mit jeder Fassung mehr Arten aufgenommen werden müssen (siehe z.B. GARVE 1993: 14f).

Als Ursache für die Misserfolge des Naturschutzes wird das Unvermögen genannt, eindeutige Ziele zu formulieren (KIEMSTEDT 1993: 338). Aus den allgemein gehaltenen Forderungen der Naturschutzgesetzgebung lassen sich keine direkten Handlungsanweisungen ableiten (JESSEL 1994: 53).

Zudem nimmt die Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen in der Bevölkerung eher ab als zu. Auch dabei spielt die diffuse Zielformulierung und der beabsichtigte oder unbeabsichtigte Verzicht auf transparente Entscheidungsstränge eine bedeutende Rolle (JESSEL 1994: 53).

Abhilfe versprechen hier regionalisierte Landschaftsleitbilder. In den vergangenen Jahren rückte diese nicht mehr ganz junge Planungsmethode erneut in den Mittelpunkt strategischer Diskussionen des Naturschutzes (FINCK 1998: 7).

Ursprünglich stammt der Begriff aus der Psychologie und wurde hier in den zwanziger Jahren des 20. Jahrhunderts unter anderem von Alfred ADLER geprägt. In den sechziger Jahren wurde er in den Planungswissenschaften aufgegriffen. Zwischen 1985 und 1990 wurde er in Arbeitsgruppen in Karlsruhe und Hannover für die Landschaftsplanung und den Naturschutz entdeckt (WIEGLEB 1997: 43).

Inzwischen hat sich der Begriff des Leitbildes geradezu zu einem Modewort entwickelt, das nicht nur im Naturschutz und in der Landschaftsplanung um sich greift. Eine Internet-Recherche im November 2000 mit dem Suchwort "Leitbild" ergab 36.669 Web-Seiten. Das Spektrum reichte dabei von Unternehmensphilosophie, Kulturförderung, Architektur, Parteipolitik, Bildungspolitik bis hin zur Landschaftsplanung. In Kombination mit dem Suchwort "Naturschutz" wurden immerhin noch 967 Einträge gefunden. Auch die Zahl der wissenschaftlichen Veröffentlichungen zum Thema Leitbildentwicklung nimmt stetig zu (ERZ ET AL. 1999; FINCK 1998; FÜRST et al. 1989; HEIDT et al. 1994, 1997; HORLITZ 1998; JESSEL 1994; KIEMSTEDT 1993; KOHMANN 1997; WIEGLEB 1997, WIEGLEB et al. 1999 u.a.).

Wenn auch die AutorInnen, wie unten noch eingehender ausgeführt wird, sehr unterschiedliche Herangehensweisen an die Leitbildentwicklung verfolgen, so sind sie sich doch in der Beurteilung der (realen oder erhofften) Vorzüge dieser Methode weitgehend einig:

- genaue Definition von Naturschutzzielen für einen Landschaftsausschnitt
- Abgleich innerfachlicher Zielkonflikte
- Ergänzung einer eher konservativen Strategie, die sich am Status Quo orientiert, durch aktive Zielbestimmungen, die auch Landschaftspotenziale mit einbeziehen
- Abgleich von kleinräumigen Planungen mit überregionalen - nationalen und internationalen - Naturschutzzielen
- stärkere Flexibilität durch weniger stark räumlich fixierte Zielzustände
- Transparenz der Entscheidungswege
- größere Akzeptanz in der Bevölkerung durch diese Transparenz und (nicht bei allen AutorInnen) Partizipation der LandnutzerInnen
- visionäre Kraft durch den bildhaften Anteil des Leitbildes

In der vorliegenden Arbeit soll die Methode der Leitbildentwicklung am Beispiel der "unteren Mittelbe" erprobt und konkretisiert werden.

Für den Naturschutz ist diese Region, nicht zuletzt aufgrund ihrer Abgelegenheit am äußersten Ende der beiden ehemaligen deutschen Staaten, von besonderer Bedeutung. Hier konnte sich eine bemerkenswerte Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften erhalten, die in dieser Zusammensetzung und Vielfalt in Deutschland einzigartig ist.

Nach der Grenzöffnung trat die Region, nun im Herzen der Republik gelegen, erneut ins wirtschaftliche Interesse. Es zeigte sich rasch, dass ein langfristiger Schutz der Elbtal-Landschaft nur durch länderübergreifende Programme zu gewährleisten ist. So verständigten sich bereits im Dezember 1990 VertreterInnen der Bundesländer Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen auf ein Rahmenkonzept zur Entwicklung eines Großschutzgebietes "Elbtalau".

In den nachfolgenden Jahren fanden mehrere UmweltministerInnenkonferenzen der Elbe-Anliegerländer statt, die in Niedersachsen im März 1998 zur Ausweisung eines Nationalparkes führten. In Sachsen-Anhalt und Brandenburg wurden Biosphärenreservate eingerichtet, in Mecklenburg-Vorpommern entstand ein Naturpark. Gleichzeitig erfolgte die Anerkennung des Gebietes als Biosphärenreservat im Sinne des MAB-Programmes durch die UNO.

In der Region, vor allem in Niedersachsen, fanden solche Schutzbemühungen nicht nur Zustimmung. Gerade Landwirte und Landwirtinnen befürchteten mit der Einrichtung des Nationalparkes erhebliche finanzielle Einbußen. Es verwundert sicherlich nicht, dass deshalb auch auf juristischem Wege versucht wurde, den Naturschutzbemühungen der Landesregierung entgegen zu wirken. Im September 1999 wurde einer Klage von NationalparkgegnerInnen vor dem Bundesverwaltungsgericht stattgegeben und die Einrichtung des Nationalparkes endgültig für rechtswidrig erklärt.

An zwei Stellen zeigt sich hier deutlich, wie sinnvoll und notwendig eine fundierte Leitbildentwicklung gewesen wäre. Zum einen sind die Naturschutzziele auf der regionalen

Ebene nicht eindeutig benannt. Soll hier eine Naturlandschaft oder Kulturlandschaft entstehen? Die unterschiedlichen Wege der einzelnen Ländern - Naturpark, Nationalpark, Biosphärenreservat - zeigen, dass hier keine einheitliche Zielrichtung vorhanden ist oder war.

Auf der anderen Seite besteht in weiten Teilen der Bevölkerung der Elbtalaue der Eindruck, dass eine Beteiligung am Planungsprozess nur ungenügend vorgenommen wurde. Ob diese Einschätzung zutrifft, soll hier nicht erörtert werden. Partizipation und Akzeptanzförderung werden allerdings in der Mehrzahl der Ansätze als essentieller Bestandteil der Leitbildentwicklung angesehen (VON HAAREN 1988). Gerade in einer Region wie der Elbtalaue, die in ihrem Ostteil als Grenzgebiet der DDR und ihrem Westteil durch die bundesdeutsche Atompolitik immer wieder negative Erfahrungen mit staatlichen Bevormundung und Repression gemacht hat, ist eine Beteiligung der AnwohnerInnen für den Erfolg von Naturschutzplanungen zwingend erforderlich.

Neben den bisher genannten naturschutzstrategischen Gesichtspunkten stehen dem Erfolg des Naturschutzes häufig auch Verständnislücken der ökologischen Zusammenhänge im Wege.

Ein gutes Beispiel hierfür ist das Stromtalgrünland an der Elbe. Obwohl von naturschutzfachlich hoher Bedeutung ist der Kenntnisstand über die Standortansprüche und mögliche Entwicklungspotenziale eher gering. Seit den grundlegenden Arbeiten von HUNDT (1958) und WALTHER (1977a), die sich beide auf die Verhältnisse in den fünfziger Jahren beziehen, sind lange Jahre keine eingehenden Arbeiten vorgenommen worden. BURKART (1998) stellt erstmals wieder eine Übersicht über die pflanzensoziologische Gliederung des Stromtalgrünlandes vor. Daten zur Trophie und Hydrologie des Standortes finden sich auch bei ihm nicht in dem Maße, dass sich Umweltqualitätsstandards formulieren ließen oder dass Aussagen über das Entwicklungspotenzial möglich wären. Für eine fundierte Naturschutzplanung sind solche Kenntnisse jedoch dringend erforderlich.

Die drei genannten Stränge - Methodik der Leitbildentwicklung, naturschutzfachliche Zielbestimmung für die untere Mittelelbe und die Ökologie des Stromtalgrünlandes - sollen in der vorliegenden Arbeit aufgenommen und miteinander verwoben werden. Daraus resultieren folgende Fragen: Wie können regionale Leitbilder abgeleitet und begründet werden? Wie sieht ein regionales Leitbild für die untere Mittelelbe aus? Welche Arten, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen sollen geschützt, erhalten und entwickelt werden? Welche Ziele lassen sich unter den anthropogen veränderten Standortbedingungen noch verwirklichen und wo ist dieses möglich? Wie sieht aus Sicht des Naturschutzes die optimale Nutzung des Stromtalgrünlandes an der Mittelelbe aus?

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit entspricht dem niedersächsischen Teil des länderübergreifenden Biosphärenreservates Elbtalau.

Linkselbisch sind hierzu die Gartower, Dannenberger und die Lüneburger Elbmarsch zu rechnen. Rechtseibisch wird lediglich das 1993 von Mecklenburg-Vorpommern zu Niedersachsen umgegliederte Amt Neuhaus (Stromkilometer 506 bis 556) mit einbezogen.

Mit einer Größe von 57.383 ha erstreckt sich das Gebiet von Schnackenburg bis Sassendorf südwestlich von Boizenburg (Stromkilometer 473 bis 568) (Siehe Abb. 2.1).



Abbildung 2.1: Lage des Untersuchungsgebietes

2.2 Klima

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist subozeanisch-subkontinental geprägt. Es folgen dem gemäß auf milde bis mäßig kalte Winter lange, mäßig warme bis warme Sommer. Das Niederschlagsmaximum liegt im Sommer und im Herbst (siehe Abb. 2.2).

Innerhalb des Untersuchungsgebietes kann jedoch ein deutlicher Klimagradient wahrgenommen werden. Von Nordwesten nach Südosten nimmt die Kontinentalität kontinuierlich zu. Hervorgehoben sei hier der jährliche Niederschlag. Während in Lüneburg durchschnittlich 678 mm Niederschlag fallen, sind die Werte in Lüchow mit 563 mm deutlich niedriger (HÄRDTLE & STARK 1999: 75).

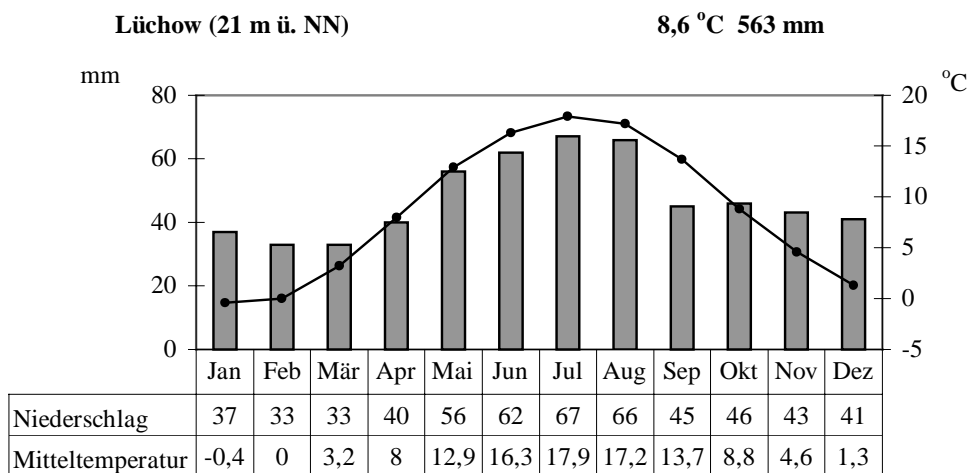


Abbildung 2.2: Klimadiagramm der Wetterstation Lüchow (nach Angaben von MÜLLER 1980: 45).

2.3 Hydrologie

Hydrologie des Untersuchungsgebietes wird maßgeblich durch die Elbe bestimmt. Die Abbildung 2.3 zeigt den Jahresgang des Elbabflusses.

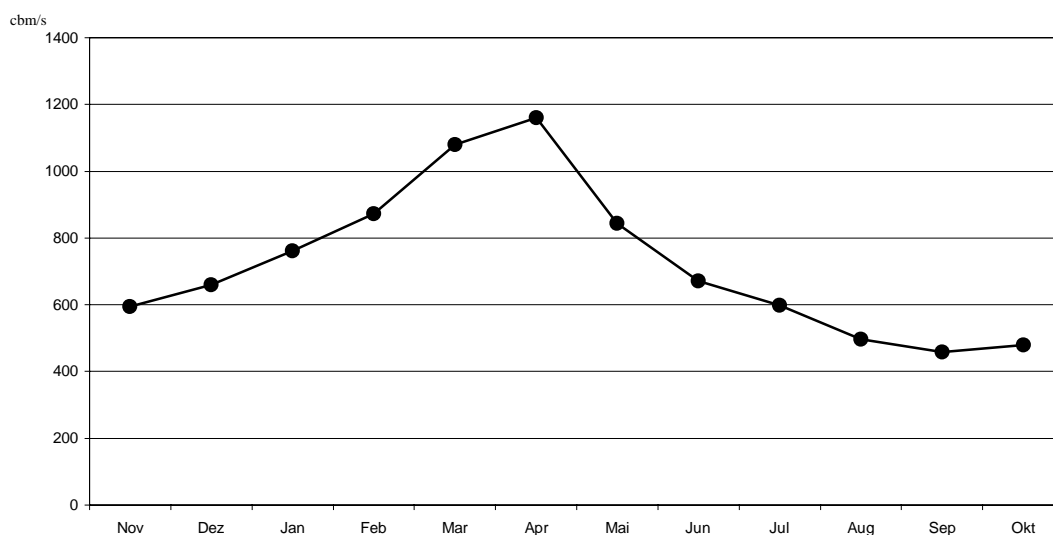


Abbildung 2.3: Abfluss der Elbe - monatliche Mittelwerte (verändert nach DIERKING 1992: 13)

Die Elbe ist ein Fluss vom Schnee-Regen-Typ. Die höchsten Abflüsse treten im Frühjahr mit der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen auf. Aber auch im Sommer kann es nach Starkregenereignissen zu Hochständen kommen. Zwischen 1990 und 1999 waren insgesamt drei Sommerhochwässer zu verzeichnen (1995, 1996, 1997) (SCHWARTZ et al. 1999: 66).

Einen Überblick über den Abfluss im Untersuchungszeitraum gibt die Ganglinie des Pegels Neu Darchau, die der Abbildungen 5.1 entnommen werden kann.

Neben der direkten Wirkung über die Hochwässer beeinflusst die Elbe die Hydrologie des Gebietes auch indirekt über das Grundwasser. Nach MONTENEGRO et al. (1999) korrespondieren die Grundwasserstände im Elbtal sehr eng mit dem Elbpegel.

2.4 Naturräumliche Gliederung

Mit 1.101 Kilometern Länge ist die Elbe der drittgrößte Fluss Westeuropas. Sie wird in drei Abschnitte geteilt. Als Labe entspringt sie im Riesengebirge. Die Obere Elbe reicht von der Quelle bis zum Übergang ins Flachland. Auf diesem Weg durchquert sie unter anderem das Böhmisches Mittelgebirge, das Elbsandsteingebirge und die Lausitz. In ihrem mittleren Abschnitt durchfließt die Elbe in vielen Windungen das Tiefland. Die Mittelelbe endet, seit dem Bau des Sperrwerkes, in Geesthacht bei Hamburg. Die letzten 100 km bis zur Nordsee sind von der Tide beeinflusst, sie werden als Unterelbe bezeichnet (HUTTER et al. 1996: 73f).

Nach MEIBEYER (1980) ist das Untersuchungsgebiet naturräumlich weitgehend der „Unteren Mittelelbe-Niederung“ zuzurechnen. Diese reicht vom Havelzufluss bei Havelberg bis zum Beginn des Tideeinflusses.

Die hier vorgestellte naturräumliche Gliederung des Untersuchungsgebietes hält sich eng an die von ARUM (2000) vorgeschlagene Typisierung. Die Tabelle 2.1 gibt einen Überblick über die Flächengrößen der einzelnen Landschaftstypen und über ihre derzeitige Nutzung.

Tabelle 2.1: Flächengröße und überwiegende Nutzung der Landschaftstypen

Landschaftstyp	Größe	überwiegende Nutzung
Außendeich-Stromland	8350 ha	Grünland 42 % Gewässer 38 % Ungenutzt 18 %
Nebenflüsse - außendeichs	1840 ha	Grünland 66 % Wald 13 % Gewässer 12 %
Binnendeich-Stromland	31889 ha	Acker 44 % Grünland 38 %
Talsandflächen	5285 ha	Wald 58 % Acker 21 % Ortschaften 10 %
Dünenfelder	3858 ha	Wald 90 %
Geestränder und -inseln	3815 ha	Wald 62 % Acker 23 %
Moore	2343 ha	Wald 43 % Grünland 35 % Acker 17 %

Die markanteste Trennung im Raum ist jene zwischen Außendeich- und Binnendeich-Stromland. Das zwischen 1,5 - 2 km breite Außendeich-Stromland umfasst die rezente Aue, also die Überschwemmungsflächen zwischen den Deichen.

Neben der Elbe wird das Untersuchungsgebiet noch von mehreren Nebenflüssen und Bächen durchflossen. Rechtselbisch sind dieses der Aland, die Seege, die Jeetzel und die Neetze mit der Bruchwetter. Rechtselbisch mündet die Sude mit ihren Zuflüssen Krainke und Rögnitz in die Elbe. Typisch für die Elbn Nebenflüsse ist der zum Teil über weite Strecken flussparallele Lauf, der notwendig ist, um Uferrhene und Schwemmfächer zu durchstoßen. Wie an der Elbe ist das Vorland der Nebenflüsse durch stete Überflutungen

geprägt. Indirekt spielt auch hier das Abflussvolumen der Elbe die entscheidende Rolle, da bei Hochwasser ein Rückstau entsteht, der die Nebenflüsse über die Ufer treten lässt. Naturräumlich werden die regelmäßig überfluteten Außendeichsflächen der Elbnebenflüsse zu einer Einheit zusammengefasst. Sowohl im Außendeich-Stromland als auch in den Vorländern der Nebenflüsse überwiegen Gleyböden und in höheren Lagen Vegen. Die Bodenart variiert stark. In tieferen Lagen kommen vor allem tonige und lehmige Böden vor, während auf Kuppen sandige Böden vorherrschen.

Der Teil der morphologischen Aue, der durch die Eindeichung vom rezenten Überflutungsgeschehen abgeschnitten wurde, wird als Binnendeich-Stromland bezeichnet. Es ist ähnlich wie das Außendeich-Stromland durch einen kleinräumigen Wechsel von Tonen, Schluffen und Sanden geprägt. Auch wenn die Flächen dem direkten Zugriff der Elbe entzogen sind, so beeinflusst diese doch maßgeblich die Wasserverhältnisse. Die Grundwasserschwankungen sind eng mit den Wasserspiegellagen der Elbe verknüpft. Bei Hochwasser tritt in tief gelegenen Bereichen Qualmwasser auf. Die Bodengeneese entspricht weitgehend derjenigen der rezenten Aue. Neben Gley und Vega treten hier jedoch auch Pseudo-Gleye auf.

Innerhalb des Stromlandes sind vor allem auf dem östlichen Elbufer Dünen und Dünenfelder zu finden. Ihren Ursprung haben sie im Ausgang der letzten Eiszeit. Ihr heutiges Erscheinungsbild ist jedoch vor allem im 18. Jahrhundert durch die nahezu lückenlose Aufforstung geprägt worden. Das Spektrum der Böden reicht in den Dünengebieten von Sandrankern bis zu Podsolen.

Als Niederterrassen haben sich in Teilen des Untersuchungsgebietes Talsandflächen gebildet. Sandige, podsolige Böden mit tiefem Grundwasserstand herrschen vor. Talsandflächen sind vor allem rund um das Dünengebiet des Carrenziener Forstes, entlang der Seege und in den Lüchower und Scharnebecker Talsandgebieten zu finden.

An drei Stellen treten im Untersuchungsgebiet Geestinseln und -ränder auf. Zwischen Bleckede und Hitzacker springt die Elbe bis an die Ausläufer der Danneberger Geest, einem bewaldeten Endmoränengebiet, heran. Die beiden Geestinseln, der Hühbeck und die Langendorfer Geestplatte, sind hingegen schwächer reliefierte Grundmoränenplatten. In den Geestgebieten herrschen kiesige bis sandige Ablagerungen der Saale-Kaltzeit, Geschiebelehne und stellenweise Decksande vor. Aus diesem Ausgangsmaterial entstanden Podsol-Braunerden, Braunerden und Pseudogley-Braunerden.

Moorböden sind im Untersuchungsgebiet vor allem in den Randsenken des Stromlandes zu finden. Kleinflächige lassen sich Hochmoorböden ansprechen. Gut ausgeprägte Hochmoore gibt es jedoch kaum. Hier sind lediglich das Laaver Moor und die Metschower Moorkuhle zu nennen. Auch intakte Niedermoorstandorte nehmen nur kleine Flächenanteile ein. Für die Mehrzahl der Flächen muss von einer irreversiblen Zerstörung des Moorkörpers ausgegangen werden. Für die naturräumliche Gliederung wurden Hochmoore und Niedermoore zusammengefasst.

2.5 Vegetation

Die Vegetation des Untersuchungsgebietes kann nach DIERKING (1992: 29) grob den nachfolgenden Typen zugeordnet werden:

- Zweizahngesellschaften
- Ackerwildkraut- und kurzlebige Pioniervegetation
- Nitrophile Strauchvegetation
- Kriechpflanzen- und Trittrasen
- Halbruderale Queckenrasen
- Oligotrophe Moore und Moorwälder
- Vegetation oligotropher Gewässer
- Schlammbodenvegetation
- Vegetation eutropher Gewässer
- Vegetation der Quellen und Quellläufe
- Feuchtwiesen
- Frischweiden und -wiese
- Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen
- Trocken- und Halbtrockenrasen
- Feucht- und Nasswälder
- Mesophile Falllaubwälder
- Azidophile Laub- und Nadelwälder

Eine Besonderheit des Untersuchungsgebietes bilden die Stromtalpflanzen. Bei dieser Gruppe handelt es sich um Pflanzen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Tälern der großen Ströme und Flüsse haben (VENT & BENKERT 1984; ZACHARIAS & GARVE 1996). Viele dieser Arten sind hydrochor. Sie nutzen den Fluss für ihre Ausbreitung. Manche benötigt zum Keimen Vegetationslücken, die durch Eisgang oder Getreibsel während der Winterhochwässer oder durch Überschlickung entstehen (z. B. *Cerastium dubium* (Klebriges Hornkraut), *Cardamine parviflora* (Kleinblütiges Schaumkraut)). In günstigen Jahren können diese Arten in Massenbeständen auftreten, aber auch an einzelnen Fundpunkten bis zu 30 Jahre ausbleiben (für *Cerastium dubium*: GARVE & ZACHARIAS 1996: 583; HEGI zit. in WALTHER 1983: 199). Besonders typisch zeigte sich diese Situation in den beiden Vegetationsperioden 1998 und 1999. Während *Cerastium dubium* 1998 fast auf jedem Deichvorland in größeren Populationen zu finden war, wurde es 1999 vom Autor der vorliegenden Arbeit nicht ein einziges Mal beobachtet.

Als wichtige Ursache für das Auftreten der Stromtalarten ist die Wechsellänge der Standorte in den Talauen zu nennen (JENTSCH & SEITZ 1996: 26). Viele Arten sind an diese Extremsituation mit wechselnden Phasen der Wasserüber- und -unterversorgung angepasst. Eine weitere Ursache für die Bindung mancher Stromtalarten an die Flüsse und Ströme ist in der letzten Kaltzeit zu suchen. Viele Arten nutzten die Elbe als

Wiedereinwanderungsweg. Der Sprung aus den Tälern heraus ist einigen dabei offensichtlich nicht gelungen (VENT & BENKERT 1984: 215f).

Wie eng einige Stromtalarten an die Täler gebunden sind, zeigen eindrücklich ihre Verbreitungskarten. Als Beispiel sei *Cerastium dubium* genannt. In Deutschland kommt die Art außer an einigen wenigen Orten an Rhein und Oder ausschließlich an der Elbe vor (BENKERT et al. 1996: Karte 444; HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989: 280). Oft besteht die Bindung an die Täler nur in einem Teilbereich des Gesamtareals der Arten. Im Besonderen gilt dies für Pflanzen mit kontinentalem Verbreitungsschwerpunkt, wie zum Beispiel *Galium boreale* (Nordisches Labkraut), *Sanguisorba officinale* (Großer Wiesenknopf) und *Serratula tinctoria* (Färberscharte). Betrachtet man die Verbreitungskarten dieser Arten (BENKERT et al. 1996; HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989), so ziehen sich ihre Fundpunkte von ihrem Hauptareal in einem schmalen Band entlang der Elbe nach Nordwesten.

Die potentielle natürliche Vegetation der Talauen ist in erster Linie von der mittleren jährlichen Überflutungsdauer der Standorte abhängig (ARUM 1997: 14). Die Tabelle 2.2 gibt einen Überblick über die resultierende Vegetationszonierung.

Tabelle 2.2: Vegetationszonierung in den Talauen in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer (ARUM 1997: 14)

Vegetationszonen	Überflutungsdauer (Tage/Jahr)
Zone der permanenten Gewässer und deren Ufer	174 - 365
Röhrichtzone	122 - 174
Weichholzaue	76 - 122
Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald)	43 - 76
Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald mit Esche)	27 - 43
Hartholzaue (Stieleichen-Ulmen-Auwald mit Esche und Linde)	12 - 27
Hartholzaue im Übergang zum Hainbuchenwald mit Linde	< 12

2.6 Vegetationskundliche Untersuchungsflächen

Die Mehrzahl der vegetationskundlichen Untersuchungen wurde auf den Betriebsflächen von sieben kooperationsbereiten LandwirtInnen durchgeführt. Um einen repräsentativen Querschnitt durch die verschiedenen Standortverhältnisse zu erhalten wurde bei der Auswahl der LandwirtInnen darauf geachtet, dass ihre Flächen sich gleichmäßig im Raum verteilten. Die sieben Betriebe reihen sich deshalb perlschnurartig an der Elbe entlang. Fünf liegen linkselbisch und zwei im rechtselbischen Amt Neuhaus.

Neben den Betriebsflächen wurden die Vorländer oberhalb und unterhalb der Ortschaft Radegast (linkselbische Stromkilometer 553 bis 559), das Brackeder Deichvorland und der Radegaster Haken (zur Lage siehe Abb. 2.4) eingehender betrachtet. Für dieses Teilgebiet lagen zwei vegetationskundliche Arbeiten vor (WALTHER 1976; HAASE 1984), die eine Betrachtung der Vegetationsentwicklung ermöglichten. Von besonderem Interesse ist hierbei, dass die Arbeit von WALTHER aus der Zeit vor der Ausweisung der heute bestehenden Naturschutzgebiete stammt.

2.7 Standortökologische Untersuchungsflächen

Für die hydrologischen Untersuchungen wurden drei Untersuchungsgebiete ausgewählt (siehe Abb. 2.4).

Das Untersuchungsgebiet Radegaster Haken liegt im Außendeich-Stromland. Die beiden hier untersuchten Grünlandschläge wurden als zweischürige Schnittwiesen genutzt. Hier hat sich ein vielfältiges Mosaik unterschiedlicher Vegetationstypen herausgebildet. Als Probeflächen wurden ein *Lathyrus palustris*-Bestand (Fläche 1; Aufn. Nr. 188; Tab. 4.6; 7,73 m ü. NN), ein *Cnidio-Deschampsietum* (Fläche 2; Aufn. Nr. 14; Tab. 4.7; 8,32 m ü. NN) und ein *Chrysanthemo-Rumicetum* (Fläche 3; Aufn. Nr. 65; Tab. 4.11; 8,84 m ü. NN) ausgewählt.

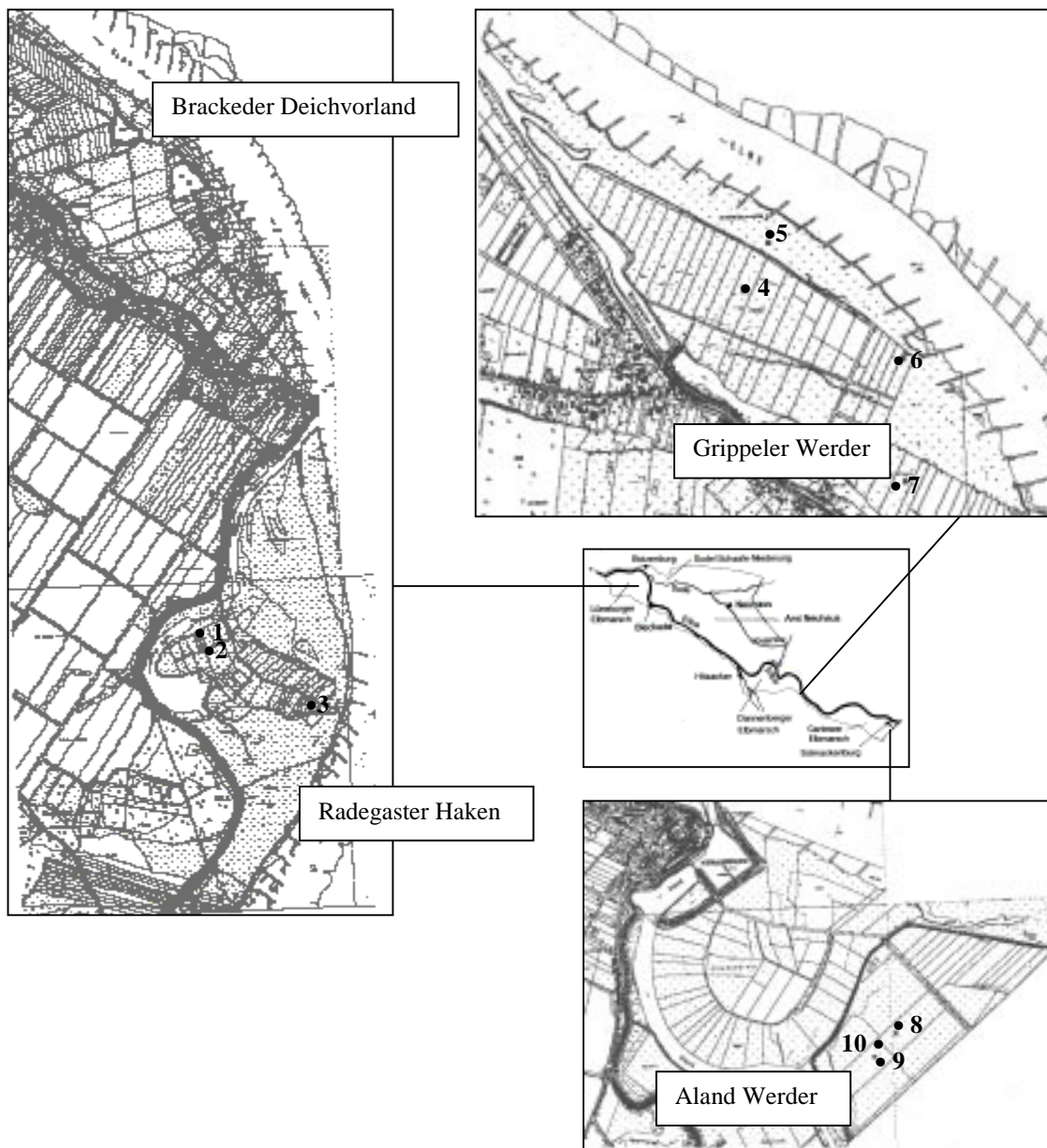


Abbildung 2.4: Lage der standortökologischen Untersuchungsflächen des Untersuchungsgebietes Radegast

Das Untersuchungsgebiet Grippeler Werder erstreckt sich über einen stark reliefierten Werder im Außendeich-Stromland. In Abhängigkeit von der topografischen Höhe sind in den zweischurig gemähten und nachbeweideten Probeflächen Brenndolden- (Fläche 7; Aufn. Nr. 96; Tab. 4.7; 14,88 m ü. NN), Silgen- (Fläche 4; Aufn. Nr. 81; Tab. 4.9; 14,99 m ü. NN) und Strauß-Ampfer-Mageriten-Wiesen (Fläche 6; Aufn. Nr. 95, Tab. 4.11; 15,96 m ü. NN) anzutreffen. Ein Teilbereich des Werders wird extensiv beweidet. Hier wurde eine artenarme Queckenflur untersucht (Fläche 5; Aufn. Nr. 82; Tab. 4.5; 14,18 m ü. NN).

Das dritte Untersuchungsgebiet liegt auf dem Aland Werder bei Schnackenburg. Dieser Bereich, der ursprünglich am Mündungstrichter des Alands in die Elbe lag, ist heute durch einen Sommerdeich gegen die Elbe und mit einem Hauptdeich gegen den Aland abgeschirmt. Erst bei einem Hochwasser, das über den Sommerdeich hinausgeht, werden die Flächen direkt von der Elbe überflutet, vorher tritt Qualmwasser auf. Stärkere Fließgeschwindigkeiten werden durch einen quer zur Fließrichtung verlaufenden Hauptdeich verhindert. Dieser Deich wurde 1978 mit dem Zweck der Grenzsicherung der ehemaligen DDR errichtet (WILKENS 1999). Er stellt heute die Grenze zu Sachsen-Anhalt dar.

Der auf dem Aland Werder untersuchte Schlag wurde als extensive zweischürige Wiese genutzt. Das Relief fällt leicht zum Aland hin ab. In Teilbereichen befinden sich Beet-Gruppenstrukturen, die auf eine frühere Ackernutzung hindeuten. Abhängigkeit vom Relief sind Silgen- (Fläche 8; Aufn. Nr. 165; Tab 4.9; 18,34 m ü. NN), Brenndolden- (Fläche 9; Aufn. Nr. 163; Tab. 4.7; 17,92 m ü. NN) und Sumpf-Platterbsen-Wiesen (Fläche 10; Aufn. Nr. 164; Tab 4.6; 17,80 m ü. NN) ausgebildet. Die Sumpf-Platterbse tritt auf den untersuchten Flächen im Vergleich zum restlichen Aland Werder und den Pevestorfer Wiesen mit der höchsten Individuendichte auf (EMPEN 1992: 91).

3 Methoden

3.1 Vegetationskundliche Untersuchungen

Zur pflanzensoziologischen Typisierung des Grünlandes im Untersuchungsgebiet wurden in den Vegetationsperioden 1998 und 1999 insgesamt 246 Vegetationsaufnahmen erstellt. Als Größe für die Aufnahmeflächen wurden 16 m² gewählt (in der Regel 4 x 4 m). Für die *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft wurden die Aufnahmeflächen auf 9 m² verkleinert, da dieser Vegetationstyp meist in sehr kleinflächigen Beständen auftrat.

Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach den Listen von GARVE & LETSCHERT (1990; Farn- und Blütenpflanzen), KOPERSKI (1999; Moose) und WIRTH (1995; Flechten).

Zur Determination der Arten wurden Schlüssel von FRAHM & FREY (1987), LANDWEHR (1984), LOOS (1994), KIFFE (1997), KIFFMAN (1991), KLAPP & VON BOBERFELD (1990; 1995), ROTHMALER (1994) UND WIRTH (1995) herangezogen.

Die folgenden Arten wurden hierbei in den üblichen Aggregaten belassen:

Festuca ovina agg., *Phleum pratense* agg., *Plagiomnium affine* agg., *Polygonum aviculare* agg., *Ranunculus aqautilis* agg., *Ranunculus auricomus* agg. und *Taraxacum officinale* agg.

Nach OBERDORFER (1994) ist die Trennung von *Agrostis stolonifera* s. str. und *A. gigantea* vor dem Hochsommer kaum möglich. Sichere Unterscheidungsmerkmale bilden erst die spät ausgebildeten Stolonen von *A. stolonifera* s. str. und die charakteristische Rispe von *A. gigantea* nach der Blüte. Zusätzlich tritt im Gebiet noch der Bastard der beiden Arten *A. intermedia* auf (KALLEN, mündl. Mitt.). In den Tabellen findet sich *A. gigantea* deshalb nur in solchen Fällen, in denen eine eindeutige Determination möglich war. Zweifelsfälle wurden der Sammelart zugeschlagen.

Eine Differenzierung auf dem Niveau der Unterarten wurde lediglich für *Tragopogon pratensis* ssp. *orientalis* vorgenommen, da es sich hierbei im Gegensatz zu *T. pratensis* ssp. *pratensis* um eine in Niedersachsen gefährdete Sippe handelt (GARVE 1993).

Die Deckung der einzelnen Arten wurde anhand der von DIERSSEN (1990: 28) vorgeschlagenen Artmächtigkeitsskala (siehe Tab. 3.1) abgeschätzt.

Tabelle 3.1: Skala zur Abschätzung der Artmächtigkeit
(nach DIERSSEN 1990: 28)

Kategorie	Individuenzahl	Deckung
r	1	< 5%
+	2-5	< 5%
1	6-50	< 5%
2m	> 50	< 5%
2a	beliebig	5-12,5%
2b	beliebig	12,6-25%
3	beliebig	26-50%
4	beliebig	51-75%
5	beliebig	76-100%

Die Lage der Aufnahme­flächen und die Aufnahme­daten befinden sich in Tabelle A1 im Anhang. In den Kopfzeilen der Vegetationstabellen werden Angaben zur Nutzung der Bestände gegeben. Die Abkürzungen der Nutzungstypen sind dem Abkürzungsverzeichnis zu Beginn der Arbeit zu entnehmen.

Die Stetigkeit der Arten in den einzelnen Vegetationstypen wurde ebenfalls anhand der Vorgaben von DIERSSEN (1990: 40) berechnet (siehe Tab. 3.2).

Tabelle 3.2: Klassifizierung der Stetigkeitsklassen
(nach DIERSSEN 1990: 40)

Kategorie	Stetigkeit
r	> 0-5%
+	> 5-10%
I	> 10-20%
II	> 20-40%
III	> 40-60%
IV	> 60-80%
V	> 80-100%

Anhand der unten beschriebenen Vegetationstypen (siehe Kap. 4.1) wurden in der Vegetationsperiode 1998 die Grünlandflächen der Auswahlbetriebe im Maßstab 1:5.000 kartiert. In Einzelfällen erfolgte eine Nachkartierung in der Vegetationsperiode 1999. Eine entsprechende Kartierung wurde in der Vegetationsperiode 1999 für das Grünland des Untersuchungsgebietes Radegast vorgenommen.

Um die derzeitige Bestandessituation der Stromtal-Wiesen abzuschätzen, wurden verschiedene, über das Gebiet vorliegende Gutachten ausgewertet (AGU 1997 a, b, c; BERNDT et al. 1997; BÖTTCHER et al. 1994; BGF 1996, 1997 a, b; DIERKING 1992; EMPEN 1992; EGL 1996 a, b; GARVE & ZACHARIAS 1996; JAHNKE 1998; KARBINIER et al. 1994; NIEDERSÄCHSISCHE LANDESGESELLSCHAFT MBH 1997 a, b; NLÖ 1977, 1992, 1993). Sehr hilfreich waren zudem die Fundpunkte wichtiger Pflanzenarten im Gebiet, die dankenswerterweise von Herrn H.-W. KALLEN (schriftl. Mitt.) überlassen wurden. Aus diesen Informationen entstanden Suchräume, die in der Vegetationsperiode 1999 in Geländebegehungen überprüft wurden. Daraus resultiert eine Karte der aktuellen Stromtal-Wiesen-Vorkommen im Maßstab 1:50.000.

Die Kartierungen wurden im Rahmen des Verbundforschungsprojektes von einer Mitarbeiterin der Universität Bremen digitalisiert. Statistische Berechnungen und Verschneidungen mit anderen Karten im Geo-Informationen-System wurden ebenfalls von der Universität Bremen und vom Planungsbüro ARUM Hannover vorgenommen.

Für die Vegetationstypen des Grünlandes wurde die Feuchte-, die Reaktions- und die Nährstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992) ermittelt. Die Werte der einzelnen Arten wurden dabei nach ihrer Stetigkeit gewichtet. Zusätzlich wurde analysiert, wieviel Überflutungszeiger, Wechsellüssezeiger und trittempfindliche Arten mit einer Stetigkeit von mindestens 10% (I) in den Gesellschaften anzutreffen sind und welchen Anteil sie am Gesamtartenbestand der betreffenden Phytozönose haben.

Für die Berechnung der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. 1992 und die Angaben zur Phänologie der Arten wurde die Datenbank Flora, die dankenswerterweise von der Universität Bremen zur Verfügung gestellt wurde, verwendet.

3.2 Hydrologische Untersuchungen

Rahmen der vegetationskundlichen Kartierungen wurden insgesamt 445 ha Außendeich-Stromland (280 ha im Untersuchungsgebiet Radegast zuzüglich weiterer 165 ha bei den Auswahlbetrieben) im Maßstab 1:5.000 erfaßt. Von der Bundesanstalt für Wasserbau und Schifffahrt (BAW 1999) liegen für den untersuchten Elbabschnitt Berechnungen zu den Wasserspiegellagen ausgewählter Durchflüsse vor (siehe Tab. 3.3). Aus diesen Durchflüssen lassen sich Überflutungsdauern im langjährigen Mittel ableiten. Die Auswahl der Durchflüsse orientieren sich an der Waldzonierung in der Talau (siehe Tab. 2.2).

Tabelle 3.3: Durchflüsse und Überflutungsdauer am Pegel Neu Darchau im langjährigen Mittel (BAW 1999)

Überflutungsdauer (Tage/Jahr)	Durchfluß (m ³ /s)
200	550
174	611
122	782
100	871
76	1003
43	1274
27	1515
12	1890

In insgesamt acht Probeflächen wurden im Herbst 1998 Grundwasserpegel gesetzt. Zwei weitere Pegel (Nr.3+5) wurden im Mai 1999 ergänzt. Die Pegel bestanden aus 3 m langen PVC-Rohren mit einem Durchmesser von 3 cm. Im Abstand von etwa 5 cm waren die Rohre mit 2 mm großen Bohrungen versehen. Nach unten waren die Pegel mit einem Korken abgeschlossen, so dass die effektive Messtiefe um 5 - 10 cm verringert war.

Von November 1998 bis Ende Oktober 2000, also für die beiden hydrologischen Jahre 1998/99 und 1999/2000, wurden in den Brunnen mit einem Abstand von etwa zwei Wochen die Grundwasserstände abgelesen. Während der Hochwasserphasen wurde die Überflutungshöhe vereinzelt mittels einer neben den Brunnen angebrachten Messlatte ermittelt. Für die Berechnung der Überflutungshöhen in den Hochwasserphasen wurden die Ganglinie des Pegels Neu Darchau zu Grunde gelegt.

Durch die Überflutung in den beiden Wintern trat mehrfach das Problem des Verschlämmens der Brunnen auf. Um weitere Messungen zu ermöglichen, mussten die Brunnen gezogen, von Sedimenten befreit und erneut eingesetzt werden. Hierfür wurde in der Regel das ursprünglich Bohrloch verwendet. In Einzelfällen war auch eine erneute Bohrung unmittelbar neben dem alten Brunnen erforderlich.

In den Sommermonaten fielen die Grundwasserspiegel in mehreren Brunnen des Untersuchungsgebietes Grippeler Werder unter den Messbereich von 3 m unter Flur ab.

Daher konnten hier zum Teil keine Pegelstände ermittelt werden. Grundwasserstände unterhalb von 3 m unter Flur wurden anhand der Werte des Brunnens in *der Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Bestandes abgeschätzt. Im Frühjahr 2000 wurde die landwirtschaftliche Nutzung in diesem Bereich eingestellt, so dass die Fläche verbrachte und ein Wiederauffinden des Brunnens nicht möglich war. Die Grundwasserstände der trocken gefallen Brunnen mussten nun anhand des Elbepegels abgeschätzt werden.

Die Grundwasserganglinien unterhalb eines Flurniveaus von 3 m sind also hypothetischer Natur. Aufgrund des mehr oder weniger parallelen Verlaufes aller Ganglinien kann allerdings davon ausgegangen werden, dass auch die Grundwasserstände unterhalb des messbaren Bereiches ähnlich verlaufen. Grundsätzlich sind jedoch auch geringfügige Abweichungen vom errechneten Wert denkbar.

Zur Beurteilung der Hydrologie der Standorte wurden als Ergänzungen zu den Grundwasserstandsmessungen Messungen der Wasserspannung vorgenommen. Sie geben eine Aussage darüber, welchen Unterdruck, welche Saugspannung die Vegetation aufbringen muss, um sich mit Wasser zu versorgen. Höhere pF-Werte entsprechen dabei höheren Unterdrücken und damit trockeneren Verhältnissen.

Von Anfang Mai bis Ende September 2000 wurden auf vier Flächen zusätzlich Messungen zur Wasserspannung vorgenommen. Die Messstationen bestanden jeweils aus sechs Tensiometern mit einem Durchmesser von 2 cm und einer Keramikspitze von 10 cm Länge. Die Tensiometer wurden in einer Tiefe von 30, 60 und 100 cm eingebracht. Die Messung der Wasserspannung erfolgte täglich zwischen zwölf und dreizehn Uhr. Die Messwerte wurden mittels eines Dataloggers gespeichert.

Aufgrund der zu erwartenden Störanfälligkeit der Messeinrichtungen wurden die Tensiometer jeweils als Paar eingesetzt. Lagen für beide Tensiometer eines Paares Messwerte vor, so wurde der Mittelwert gebildet. Für die vegetationsökologische Interpretation wurden die gemessenen Drücke in pF-Werte umgewandelt. Die Tageswerte sind in den Tabellen A2-A4 im Anhang zu finden.

Die Messeinrichtungen wurden in unmittelbarer Nähe der Grundwasserpegel aufgebaut. Der Tabelle 3.4 gibt an, welche Untersuchungen auf den einzelnen Probeflächen durchgeführt wurden.

Tabelle 3.4: Untersuchungsumfang auf den Probeflächen

Nr.	Vegetationstyp	Untersuchungsgebiet	Grundwasserpegel	Wasserspannung
1	<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	Radegast	X	X
2	Cnidio-Deschampsietum	Radegast	X	X
3	Chrysanthemo-Rumicetum	Radegast	X	X
4	<i>Silaum silaus</i> -Ges.	Grippel	X	X
5	<i>Elymus rep.</i> - <i>Alop. prat.</i> -Ges.	Grippel	X	
6	Chrysanthemo-Rumicetum	Grippel	X	
7	Cnidio-Deschampsietum	Grippel	X	
8	<i>Silaum silaus</i> -Ges.	Aland	X	
9	Cnidio-Deschampsietum	Aland	X	
10	<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	Aland	X	

3.3 Bodenkundliche Untersuchungen

Das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFB 1999) stellt in seinem Bodeninformationssystem für Niedersachsen (NiBis) unterschiedliche Daten zur Verfügung. Eine Auswertung ist das Biotopentwicklungspotenzial. Es liegt als Auswertung in den Maßstäben 1:5.000 (Deutsche Grundkarte DGK 5B) und 1:50.000 (Bodenübersichtskarte BÜK 50) vor. Hierfür werden die unterschiedlichen Standorte anhand dreier Parameter typisiert. Einer dieser Parameter, der pH-Wert, ist laut NiBis im Untersuchungsgebiet nicht relevant, da nur pH-Werte unter 4,3 auftreten sollen, eine Einschätzung, die sich anhand der eigenen Untersuchungen nicht nachvollziehen lässt (siehe 5.2.2). Die beiden verbleibenden Standortfaktoren sind die bodenkundliche Feuchtestufe (zehn Stufen von dürr bis nass) und die natürliche Nährstoffversorgung (drei Stufen von nährstoffarm (KAKeff < 300 kmol/ha/dm) bis nährstoffreich (KAKeff > 600 kmol/ha/dm)). Diese drei Parameter werden zu 99 Standorttypen verschnitten. Als Sondertypen werden Moorböden angeführt.

Für die Auswertung des NiBis auf Basis der DGK 5B lagen Daten für 239,2 Hektar Grünland der linkselbischen Auswahlbetriebe vor. Für die Auswertung des NiBis auf Basis der BÜK 50 standen zusätzlich auch Daten der rechtselbischen Betriebe zur Verfügung. Daher konnten hier 1001,3 ha ausgewertet werden. Die GIS-Bearbeitung wurde von MitarbeiterInnen des Planungsbüros ARUM übernommen.

Im Oktober 1998 wurden in 35 der innerhalb der Vegetationsperiode erfassten Grünlandbestände Bodenproben entnommen. Diese Proben wurden durch weitere 72 ergänzt, die aus Untersuchungsflächen von FRANKE (2000) stammten. Die pflanzensoziologische Einstufung dieser zusätzlichen Probeflächen wurde anhand der in der vorliegenden Arbeit vorgeschlagenen Typisierung vorgenommen (siehe Kap. 4.1).

Die Probenahme erfolgte mittels eines Stechzylinders mit einem Volumen von 100 ml. Pro Vegetationsbestand wurden drei Proben aus den obersten 10 cm entnommen, von denen für die Analysen eine Mischprobe erstellt wurde. Das Bodenmaterial wurde unmittelbar nach der Probennahme bei 105 °C getrocknet und anschließend die Rohdichte ermittelt.

Die Ansprache des Bodentypes erfolgte im Gelände anhand von Pürckhauerbohrungen in Anlehnung an die Bodensystematik von GRONGRÖFT & SCHWARTZ (1999: 169) (siehe Tab. 3.5).

Tabelle 3.5: Bodensystematik der Auenböden nach GRONGRÖFT & SCHWARTZ (1999: 169)

		Mächtigkeit der anhydromorphen Horizonte (incl. der Übergangshorizonte)						
		> 8 dm	4 - 8 dm	< 4 dm				
				Oberkante der Reduktionshorizonte				
		> 8 dm	4-8 dm	< 4 dm				
				Erster Horizont				
aAh	aAa	nH						
Gesamtmächtigkeit anhydromorpher und hydromorpher Übergangshorizonte aus Auenlehm i. w. S.	< 1	Norm-Paternia	Gley-Paternia	Wechsel - gley	Auengley	Auen-naßgley	Auen-anmoorgley	Auen-moorgley
	1-4	Halbvega	Gley-Halbvega					

> 4	Norm-Vega	Gley-Vega	Vega-Gley				
-----	-----------	-----------	-----------	--	--	--	--

Die Analyse der Bodenproben wurde von MitarbeiterInnen der Fachhochschule Nordostniedersachsen, Fachbereich Wasserbau und Umwelttechnik, in Suderburg durchgeführt. Die Tabelle 3.6 gibt einen Überblick über die verwendeten Analysemethoden.

Tabelle 3.6: Analysemethoden der bodenkundlichen Untersuchungen

Parameter	Methode
pH-Wert	in H ₂ O nach VDLUFA (1991)
N	Kjeldahl - Stickstoff EAWAG K-3005
P und K	Calcium-Acetat-Lactatauszug nach VDLUFA (1991)
Mg	CaCl ₂ -Auszug nach VDLUFA (1991)
KAK _{eff}	Austausch mit NH ₄ Cl im Perkolationsverfahren nach MEIWES et al. (1984) H - Bestimmung potentiometrisch, alle anderen Elemente Bestimmung mittels ICP
C _{org}	Nasse Veraschung, Lichterfelder Methode
C _{Humus}	DIN 19684, Teil 2-3; Tab. 10
Korngrößenbestimmung	Bestimmung durch Sedimentation nach DIN 18 123 und Siebung nach DIN 19683 Blatt 1

Mittels der Daten zur Rohdichte wurden alle Nährstoffanalysen anschließend volumenbezogen ausgewertet. Da sich die Mehrzahl der Vergleichswerte zur Kalium- und Phosphat-Versorgung im Grünland - vor allem aus der landwirtschaftlichen Literatur - auf die Oxidationsformen Phosphat und Kali beziehen, wurden deren Gehalte mittels eines Umrechnungsfaktors (P: * 2,29; K: * 1,20) berechnet (RUHR-STICKSTOFF AG 1988: 225).

C/N-, C/P-, N/P-Verhältnis, Basensättigung und S-Wert wurden aus den Ergebnissen der Analysen abgeleitet.

Die Bewertung des pH-Wertes, des Humusgehaltes, der Humusqualität und des Basensättigungsgrades erfolgte anhand der Einstufungen der AG BODENKUNDE (1994) (siehe Tab. 3.7-3.10).

Tabelle 3.7: Einstufung der pH-Werte im Boden (nach AG BODENKUNDE 1994: 331)

Bezeichnung	pH-Bereich
äußerst alkalisch	>11
sehr stark alkalisch	10 - 11
stark alkalisch	9 - 10
mittel alkalisch	8 - 9
schwach alkalisch	7,5 - 8
sehr schwach alkalisch	7 - 7,5
neutral	7
sehr schwach sauer	6,5 - 6
schwach sauer	6 - 5
stark sauer	5 - 4
sehr stark sauer	4 - 3
äußerst sauer	< 3

Tabelle 3.8: Einstufung der Humusgehalte im Boden (nach AG BODENKUNDE 1994: 108)

Bezeichnung	Masse-%
humusfrei	0
sehr schwach humos	< 1
schwach humos	1 - 2
mittel humos	2 - 4
stark humos	4 - 8
sehr stark humos	8 - 15
äußerst humos	15 - 30
organisch	>30

Tabelle 3.9: Beurteilung der Humusqualität aufgrund der Kationenaustauschkapazität des C/N-Verhältnisses und der organischen Substanz (nach AG BODENKUNDE 1994: 340)

Bezeichnung	KAK (cmolc/kg)	C/N-Verhältnis
sehr gering	< 150	> 25
gering	150 - 180	25 - 20
mittel	180 - 210	20 - 15
hoch	210 - 250	15 - 10
sehr hoch	> 250	< 10

Tabelle 3.10: Beurteilung des Basensättigungsgrades (nach AG BODENKUNDE 1994: 339)

Bezeichnung	BS (%)
sehr basenarm	< 5
basenarm	5 - 20
mittelbasisch	20 - 50
basenreich	50 - 80
sehr basenreich bis basengesättigt	80 - 100

Die Bewertung der Phosphat- und Kali-Gehalte wurde in Anlehnung an die Angaben in RUHR-STICKSTOFF AG (1988: 248) vorgenommen (siehe Tab 3.11).

Tabelle 3.11: Einstufung der Phosphat- und Kali-Gehalte im Boden (in Anlehnung an RUHR-STICKSTOFF AG 1988: 248)

Gehaltsklasse	P ₂ O ₅ (mg/100ml)	K ₂ O (mg/100ml)
A niedrig	0-6	0-6
B mittel	7-14	7-14
C hoch	15-25	15-25
D sehr hoch	26-39	26-39
E extrem hoch	>40	>40

Zur Interpretation der Ergebnisse aus den bodenökologischen Untersuchungen wurden die gewonnenen Daten einer statistischen Auswertung mittels eines multivariaten Verfahrens unterzogen. Hierzu wurden die einzelnen Parameter mit einer z-Transformation angeglichen. Mit diesem Datensatz mit 22 Parametern an 107 Orten wurde anschließend eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt. Der hierfür notwendige Rechenschritt wurde dankenswerterweise von Herrn CH. FRANKE vorgenommen.

4 Vegetationskundliche Untersuchungen

4.1 Pflanzengesellschaften des Grünlandes

Der Untersuchungsraum ist vor allem durch die Landwirtschaft geprägt. Die als Vorinformation vorliegenden Daten zum Grünland waren in ihrer Differenzierung unbefriedigend. Die Aufteilung des Grünlandes in vier Biotoptypen, Feucht- und Nassgrünland, mesophiles Grünland, Intensivgrünland und Grünlandbrachen in der von DIERKING (1992) angefertigten Biotoptypenkartierung wird der Vielgestaltigkeit des Elbegrünlandes in keiner Weise gerecht. Zentrale Grundlage der naturschutzfachlichen Bewertung und Beurteilung ist nach PLACHTER (1994: 90) jedoch eine durchgängige Typisierung der betrachteten Biotoptypen, Landschaftsausschnitte und Arten. Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit eine eigene Typisierung auf pflanzensoziologischem Niveau vorgenommen.

4.1.1 Begriffsdefinition und Abgrenzung

Der Begriff Grünland wird von unterschiedlichen Fachdisziplinen abweichend definiert und abgegrenzt. Amtliche Definitionen wurden bisher nicht festgelegt (GUIARD 1994: 15).

In der Pflanzensoziologie deckt die Klasse Molinio-Arrhenatheretea den Großteil der als Wiesen und Weiden genutzten Pflanzengesellschaften ab. In diese Klasse fallen jedoch auch Grünlandbrachen. Dafür werden Flutrasen des Verbandes Potentillion anserinae zu den Kriechstraußgras-Rasen (Agrostietea stoloniferae) gerechnet. Ebenso werden genutzte Röhrichte und Trockenrasen nicht zur Klasse der Molinio-Arrhenatheretea gezählt.

DRACHENFELS (1994: 148) definiert seine Erfassungseinheit "Grünland" als: *"Durch Mahd und/oder Beweidung genutztes Grünland nasser bis mäßig trockener, überwiegend gedüngter bzw. von Natur aus nährstoffreicher Standorte, einschließlich Brachestadien mit wenig veränderter Artenzusammensetzung."*

Er bewegt sich damit im Kern des Molinio-Arrhenatheretea. Flutrasen zählen bei ihm ebenfalls zum Grünland. Hingegen werden Brachegesellschaften des Calthion und des Filipendulion den "Gehölzfreien Biotopen der Sümpfe, Niedermoore und Ufer" zugeordnet (DRACHENFELS 1994: 112ff).

Für GUIARD (1994: 15) umfasst Grünland einen *"Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (...), der mit Grünlandpflanzen bedeckt ist und als Wiese (nur Mähnutzung), Weide (nur Weidenutzung) oder in Mähweidekombination bewirtschaftet wird."*

Dieser Definition wird in der vorliegenden Arbeit gefolgt. Neben den Molinio-Arrhenatheretea-Gesellschaften werden damit auch Röhrichte, Flutrasen und Trockenrasen einbezogen.

Innerhalb dieser Definition werden im Gebiet 16 Vegetationstypen unterschieden. Einen Überblick über die Vegetationstypen bietet die Stetigkeitstabelle B1 im Anhang.

Synsystematische und nomenklatorische Fragen spielen in der vorliegenden Arbeit eine untergeordnete Rolle. Von einer Diskussion der unterschiedlichen Standpunkte zur Einordnung und Gliederung der Grünland-Gesellschaften (siehe DIERSCHKE 1997; OBERDORFER 1993; POTT 1995; SCHRAUTZER & WIEBE 1993; SCHUBERT et al. 1995; u.a.) wird deshalb weitgehend abgesehen. Die Einordnung der Gesellschaften in das synsystematische System ist der Tabelle 4.1 zu entnehmen. Als Gliederungsgrundlage diente dabei die derzeit diskutierte Standardliste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (BFN 2000).

Tabelle 4.1: Übersicht über die behandelten Syntaxa

Agrostietea stoloniferae Müller et Görs in Görs 1968	
Agrostietalia stoloniferae Oberd. 1967	
Potentillion anserinae Tx. 1947	
Ranunculo-Alopecuretum geniculati Tx 1937	
Elymus repens-Alopecurus pratensis-Gesellschaft	
Phragmitio-Magnocaricetea Klika in Klika et Navak 1941	
Phragmitetalia Koch 1926	
Phragmition Koch 1926	
Glycerietum maximae Hueck 1931	
Caricion elatae Koch 1926	
Caricetum vulpinae Soo 1927	
Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931	
Molinio-Arrhenatheretea Tx. 1937	
Lolium multiflorum-Gesellschaft	
Molinietalia caerulea Koch 1926	
Lathyrus palustris-Gesellschaft	
Silaum silaus-Gesellschaft	
Molinietalia-Basalgesellschaft	
Cnidion dubii Bal.-Tul. 1966	
Cnidio-Deschampsietum cespitosae Hundt ex Pass. 1960	
Arrhenatheretalia Pawl. 1928	
Ranunculus repens-Alopecurus pratensis-Gesellschaft	
Arrhenatherion elatioris W. Koch 1926	
Arrhenatheretum elatioris Br.-Bl. 1915	
Chrysanthemo-Rumicetum Walther ap. Tx. 1955 ex Walther 1977	
Cynosurion cristati Tx. 1947	
Cynosuro-Lolietum perenne Br.-Bl. & De Leeuw 1936	
Plantago major-Trifolium repens-Ges.	
Koelerio-Coryneporetea Klika in Klika et Nowak 1941	
Trifolio arvensis-Festucetalia ovinae Moravec 1967	
Plantagini-Festucion brevipilae Pass. 1964	
Diantho deltoides-Armerietum elongatae Pötsch 1962	

Im folgenden werden die Phytozönosen kurz vorgestellt. Die Reihenfolge orientiert sich dabei grob an der Abfolge der Gesellschaften entlang des Feuchtegradienten.

4.1.2 Phalaridetum arundinaceae

Die unterste Stufe des bewirtschafteten Grünlandes bilden Rohr-Glanzgras-Bestände. Sie kommen sowohl auf ungenutzten als auch auf gemähten Flächen vor. Beweidete Bestände sind selten. Die namensgebende Art *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) bildet Dominanzbestände aus (Deckungen > 50%), die in der Regel sehr artenarm sind. Häufig ist das Phalaridetum in Flutmulden und am Rande der Schläge zu finden.

Tabelle 4.2: Vegetationstabelle *Phalaridetum* und *Glycerietum maximae*

Phalaridetum 1-11; *Glycerietum maximae* 12-17

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
Aufnahme Nr.	79	125	184	78	61	106	29	23	52	194	122	154	237	241	233	38	183	
Nutzung	m2	m2	m2	m2	m2	sw	mw	mw	mw	mw	mw	?	m2	m2	w	m3	mw	
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	75	95	100	90	100	95	
Artenzahl	22	18	16	16	15	15	12	12	11	9	6	17	16	14	8	8	8	
<i>Phalaris arundinacea</i>	4	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	1	2b	4	4	4	5	5	
Phragmitetea																		
<i>Polygonum amphibium</i>	2a	2a	.	.	.	2a	.	1	.	.	.	1	1	+	2a	2a	.	
<i>Galium palustre</i>	+	1	3	1	2b	2b	2a	.	2a	
<i>Rorippa sylvestris</i>	.	.	+	.	+	.	.	2a	.	+	.	.	2a	2a	.	.	.	
<i>Myosotis laxa</i>	.	+	1	.	.	.	+	2a	.	.	+	.	
<i>Poa palustris</i>	2b	.	.	2b	.	4	3	2a	
<i>Rorippa austriaca</i>	.	1	2a	2a	+	.	.	
<i>Carex acuta</i>	.	+	1	.	r	1	
<i>Rorippa amphibia</i>	2b	.	+	.	.	.	2b	1	
<i>Glyceria fluitans</i>	+	2b	2a	.	.	.	2a	
<i>Sium latifolium</i>	.	.	+	2a	2a	
<i>Iris pseudacorus</i>	+	.	r	
<i>Lythrum salicaria</i>	.	+	+	
<i>Symphytum officinale</i>	r	.	.	+	
<i>Berula erecta</i>	1	
<i>Carex acutiformis</i>	1	
<i>Carex riparia</i>	+	
<i>Lycopus europaeus</i>	2a	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	
<i>Veronica scutellata</i>	+	.	.	.	
<i>Eleocharis palustris</i>	.	+	
<i>Carex vulpina</i>	.	1	
Begleiter																		
<i>Ranunculus repens</i>	2a	2b	2a	2b	2b	2b	2a	2a	2a	2a	2a	+	+	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	2a	.	2b	1	.	2a	+	5	5	4	3	3	
<i>Poa trivialis</i>	2b	2a	.	.	2b	2a	3	3	1	.	2a	.	.	2a	.	2a	.	
<i>Rumex crispus</i>	.	.	+	+	+	.	+	2a	+	+	.	
<i>Ranunculus flammula</i>	.	.	2a	2a	2a	2a	2b	+	+	
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	2a	.	.	2b	+	.	2a	1	
<i>Elymus repens</i>	.	.	.	2a	3	2a	.	.	.	2b	
<i>Plantago major</i>	+	+	2a	r	
<i>Trifolium repens</i>	+	.	.	1	.	2a	+	.	.	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	.	.	2a	2b	2a	
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	.	2b	3	2b	
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	2a	2a	2a	.	.	.	
<i>Glechoma hederacea</i>	2a	+	2a	
<i>Leontodon autumnalis</i>	2a	.	r	2a	
<i>Rumex obtusifolius</i>	r	r	.	+	
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	+	.	.	+	
<i>Mentha arvensis</i>	.	2a	+	
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	+	2b	.	.	.	
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	2a	+	.	.	
<i>Bellis perennis</i>	1	.	.	+	
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	2b	2b	
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	1	+	.	.	.	
<i>Agrostis gigantea</i>	2a	2a	
<i>Cerastium holosteoides</i>	2a	.	.	1	
<i>Lotus corniculatus</i>	+	.	.	1	
<i>Potentilla reptans</i>	2a	.	.	.	2a	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	2b	
<i>Galium aparine</i>	+	.	r	
<i>Stellaria media</i>	+	.	.	2a	
<i>Urtica dioica</i>	1	.	.	.	2a	

Außerdem je einmal: in Spalte 1: *Deschampsia cespitosa* (r), *Daucus carota* (+), *Plantago lanceolata* (2a), *Chenopodium polyspermum* (+), *Rorippa x anceps* (1); in Spalte 2: *Drepanocladus aduncus* (2a), *Eleocharis palustris* (+), *Carex vulpina* (1), *Stachys palustris* (1); in Spalte 4: *Trifolium dubium* (+), *Rumex acetosa* (2a); in Spalte 5: *Lolium perenne* (2b), *Trifolium pratense* (2a), *Phleum pratense* agg. (2a), *Polygonum persicaria* (2a); in Spalte 6: *Dactylis glomerata* (+); in Spalte 9: *Cirsium arvense* (r); in Spalte 10: *Gnaphalium uliginosum* (+), *Inula britannica* (1), *Leonurus marrubiastrum* (+), *Xanthium albinum* (+); in Spalte 11: *Calamagrostis epigejos* (2a); in Spalte 12: *Galium uliginosum* (2a), *Atriplex prostrata* (+), *Rorippa spec.* (2a), *Lysimachia vulgaris* (+), *Epilobium palustre* (+), *Juncus effusus* (2b); in Spalte 13: *Veronica scutellata* (+).

Die durchschnittliche Artenzahl ist mit 14 eine der niedrigsten bei den unterschiedenen Phytozönosen.

Neben den Phragmitetea-Arten *Polygonum amphibium* (Wasser-Knöterich), *Myosotis laxa* (Rasen-Vergißmeinnicht), *Carex acuta* (Schlank-Segge), *Poa palustris* (Sumpf-Rispengras) und *Galium palustre* (Sumpf-Labkraut) sind *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), *Alopecurus geniculatus* (Knick-Fuchschwanz) und *Poa trivialis* (Gemeines Rispengras) zu nennen. Die aufgeführten Arten bleiben jedoch alle auf den Unterwuchs beschränkt und erreichen in der Regel nur geringe Deckungen (siehe Tab. 4.2).

4.1.3 Glycerietum maximae

Das *Glycerietum maximae* ähnelt von der Struktur her dem *Phalaridetum*. Auch das Wasserschwaden-Röhricht zeichnet sich durch Artenarmut und Dominanz der Charakterart *Glyceria maxima* (Wasser-Schwaden) aus, wobei die Deckungen oft etwas niedriger liegen. Bestände mit einer *Glyceria maxima*-Deckung von über 15 % werden zum Wasserschwaden-Röhricht gerechnet.

Wie auch das *Phalaridetum* hat das *Glycerietum maximae* seinen Schwerpunkt in ungenutzten Bereichen. Kleinflächig kommt es jedoch auch im Wirtschaftsgrünland vor. Jüngere Pflanzen werden vom Vieh verbissen, während ältere verschmäht werden (WALTHER 1977a: 66f).

Stete Begleiter des *Glycerietum maximae* sind die gleichen Arten wie beim *Phalaridetum*, wobei Flutrasen-Arten wie *Alopecurus geniculatus* und *Ranunculus flammula* (Flammender Hahnenfuß) mit etwas höherer Stetigkeit auftreten und im Unterwuchs wesentlich höhere Deckungen erreichen können (siehe Tab. 4.2).

4.1.4 Caricetum vulpinae

Das *Caricetum vulpinae* ersetzt laut WALTHER (1977a: 74) das *Phalaridetum* auf extensiv beweideten Flächen. Nach eigenen Beobachtungen gilt dieses jedoch nur bedingt. Allerdings konnte eine deutliche Verschiebung der Dominanzen zugunsten von *Carex vulpina* (Fuchs-Segge) nach den langanhaltenden Überschwemmungen des Winterhochwassers 1998/1999 beobachtet werden.

Bei unterschiedlichen Überflutungsverhältnissen von Jahr zu Jahr beschreiben BÖGER (1991: 120) und BALATOVA-TULACKOVA (1967) ähnlich starke Veränderungen der Artendominanzen im Auengrünland. Im Falle der Fuchs-Segge liegt der Schluss nahe, dass sie besser als das Rohr-Glanzgras an langanhaltende anaerobe Bedingungen angepasst ist. Eine ähnliche Begründung gibt WALTHER (1977) für den von ihm beobachteten Schwerpunkt der Gesellschaften unter der bodenverdichtenden Wirkung der Beweidung.

Tabelle 4.3: Vegetationstabelle *Caricetum vulpinae*

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahme Nr.	232	226	231	19	182	168	126	181	228	159	140
Nutzung	m2	m2	MW	m2	m2	m2	m2	w	m2	m2	w
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	95	100	100	100	100	100	100	90	95	100	100
Artenzahl	28	28	27	26	24	23	22	21	20	20	17
<i>Carex vulpina</i>	2a	4	3	3	2b	2a	2b	2a	2b	3	3
<u>Phragmitetea</u>											
<i>Phalaris arundinacea</i>	2a	+	2b	2a	+	1	2a	1	1	.	2a
<i>Galium palustre</i>	.	1	2b	2b	2a	3	2a	2a	.	.	1
<i>Polygonum amphibium</i>	1	.	+	1	.	.	2b	.	1	2a	.
<i>Carex acuta</i>	.	+	2a	.	.	1	.	.	2a	1	.
<i>Veronica scutellata</i>	.	+	.	.	1	2a	2a	.	.	+	.
<i>Berula erecta</i>	.	.	2a	.	1	.	+	.	2a	.	.
<i>Iris pseudacorus</i>	.	+	r	.	1	+	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	.	1	.	1	1	.	.	.	2a	.
<i>Poa palustris</i>	.	2a	2b	3	.	.	2a
<i>Sium latifolium</i>	.	.	1	.	+	.	+	.	.	2a	.
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	+	2a	+	.
<i>Myosotis laxa</i>	.	+	.	.	+	.	+
<i>Carex vesicaria</i>	.	.	2a
<i>Eleocharis palustris</i>	2a
<i>Lythrum salicaria</i>	+	.
<i>Oenanthe fistulosa</i>	.	1
<u>Potentillion anserinae</u>											
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2a	2a	.	3	4	3	2b	.	3	2b	.
<i>Ranunculus flammula</i>	2a	+	2a	.	+	2b	.	.	2b	2b	.
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	2a	.	.	.	3	3	3	3	3	.
<i>Eleocharis uniglumis</i>	.	1	1	2m	.	+	.	.	2a	1	.
<i>Rorippa sylvestris</i>	2a	.	1	.	+	+
<u>Molinietalia</u>											
<i>Stellaria palustris</i>	.	1	2a	2b	1	1	.	1	2a	2b	+
<i>Agrostis canina</i>	.	2a	.	2a	2a	.	.	2a	.	2a	.
<i>Mentha arvensis</i>	.	2a	.	.	1	1	2a	+	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	.	.	2b	.	1	.	.	.	2b	3	.
<i>Lychmis flos-cuculi</i>	.	.	1	r	1	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	1	+	+
<i>Achillea ptarmica</i>	.	+	.	2a
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>											
<i>Ranunculus repens</i>	2b	2b	2a	3	2b	2b	2a	2a	2a	3	2a
<i>Potentilla anserina</i>	2b	2b	2a	2b	2b	2a	.	3	2a	.	2b
<i>Cardamine pratensis</i>	2a	+	2a	2b	+	1	.	+	2a	.	.
<i>Trifolium repens</i>	3	1	.	2a	.	+	+	3	2a	.	.
<i>Plantago major</i>	2a	1	.	2b	+	.	+	+	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	2b	.	.	+	3	+	2b	.	2a
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	.	3	.	.	.	+	3	.	.	2b
<i>Leontodon autumnalis</i>	2a	2a	.	2b	+	.	.	1	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	.	2a	.	.	2a	1	.	2a	.	.	2a
<i>Potentilla reptans</i>	2b	.	2a	3	.	.	.	2a	.	.	2a
<i>Agrostis gigantea</i>	.	2a	.	3	2b
<i>Lathyrus pratensis</i>	2a	.	.	2a	3
<i>Poa pratensis</i>	4	.	.	2a	.	.	.	2a	.	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	.	.	2a	.	.	.	2a	.	.	.
<i>Festuca pratense</i>	2a	2a
<i>Poa angustifolia</i>	.	.	.	2a	.	.	.	2a	.	.	.
<u>Begleiter</u>											
<i>Rumex crispus</i>	1	+	+	2b	+	+
<i>Drepanocladium aduncus</i>	.	2a	3	.	2a	1	.
<i>Carex hirta</i>	.	.	.	1	+

Außerdem je einmal: in Spalte 1: *Atriplex prostrata* (2a), *Ranunculus auricomus* agg. (2a), *Cnidium dubium* (1), *Rumex thyrsoiflorus* (1), *Veronica serpyllifolia* (+), *Vicia cracca* (+); in Spalte 2: *Mentha pulegium* (+); in Spalte 3: *Barbarea stricta* (+), *Thalictrum flavum* (2b), *Brachythecium rutabulum* (2a); in Spalte 4: *Calamagrostis epigejos* (1); in Spalte 5: *Senecio aquaticus* (+); in Spalte 6: *Carex disticha* (1); in Spalte 7: *Rorippa spec.* (+); in Spalte 8: *Rumex acetosa* (+); in Spalte 10: *Glyceria fluitans* (2a), *Juncus effusus* (2a); in Spalte 11: *Equisetum arvense* (+), *Elymus repens* (2b), *Deschampsia cespitosa* (2a).

Tabelle 4.4: Vegetationstabelle *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
Aufnahme Nr.	45	8	3	92	75	90	31	41	197	84	44	103	15	28	109	80	121	22	36	191	98	
Nutzung	uw	sw	m2	uw	m2	uw	m2	uw	mw	sw	uw	m3	m2	mw	m2	m2	mw	mw	mw	mw	mw	mw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	95	95	80	100	95	85	95	95	95	100	98	100	95	95	100	100	100	100	95	100	100	100
Artenzahl	23	20	19	18	17	16	15	15	14	14	13	13	12	12	11	11	11	9	8	7	7	7
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	2b	4	2a	3	4	4	2b	3	4	4	4	3	2b	4	4	5	5	5	2a	5	
Potentillion anserinae																						
<i>Glyceria fluitans</i>	4	.	+	2b	.	2b	2a	5	4	.	.	2a	.	.	2a	.	2a	.	2a	2a	.	.
<i>Plantago major</i>	+	2a	.	.	2b	.	.	+	.	2b	.	.	3	1	2b	2a	1	1
<i>Potentilla anserina</i>	2a	+	2a	.	+	.	2b	3	.	2b	3	+	+	2b	.
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	.	.	3	3	2a	.	.	.	2a	.	3	.	4	3	2a	2b	.	.	4	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	3	.	.	2a	3	2b	2a	.	+	.	.	.	1	.	2b	.
<i>Polygonum persicaria</i>	1	.	1	.	+	1	.	.	2a	+	+	.	.
<i>Ranunculus flammula</i>	2a	2a	1	.	.	r	+
<i>Rorippa sylvestris</i>	2a	2b	1	.	2a	.	.	.
<i>Cerastium dubium</i>	.	2b	3	2a
Molinio-Arrhenathretea																						
<i>Ranunculus repens</i>	2b	.	3	2a	2b	2a	2b	2a	2b	.	2a	2b	+	2a	.	2a	+	.	2a	.	2a	.
<i>Poa trivialis</i>	3	2b	.	.	3	2a	.	2a	.	.	3	2b	2a	2a	.	2a	.	3	1	.	2b	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	2b	3	2a	3	.	.	2a	.	.	.	2b	2a	1	+
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	2a	2a	2a	.	+	.	.	+	.	+	+	+	.	+
<i>Trifolium repens</i>	1	.	.	3	2a	+	.	.	2a	2a	.	.	2a	+	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2a	.	2a	2b	.	2a	r	+	.	.	2a
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	2b	1	2a	2a	2a	.	.	.	+
<i>Holcus lanatus</i>	1	.	3	2a	.	.	2b	.	2a
<i>Juncus effusus</i>	2a	2a	+	2b	.	.	1
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	3	.	.	.	1	.	.	.	1	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	2a	2a	+	.	2a
<i>Rumex crispus</i>	1	r	2a	+	.	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	1	.	2a	.	.	.	r	.	+
<i>Poa pratensis</i>	.	2a	.	2b	.	.	2a
Phragmitetea																						
<i>Phalaris arundinacea</i>	2a	.	2a	+	2b	.	2b	2a	.	3	2a	1
<i>Polygonum amphibium</i>	1	+	2a	1	.	+	1	+	1	.	+	.	.
<i>Galium palustre</i>	2a	.	.	.	+	+	.	.	2a
<i>Oenanthe aquatica</i>	+	2a	1	.	2b
<i>Carex acuta</i>	.	.	2b	1	.	.	2b
<i>Poa palustris</i>	2a	2a	.	.	.	2a
Begleiter																						
<i>Cirsium arvense</i>	2a	.	.	.	+	.	+	+
<i>Polygonum hydropiper</i>	+	+	.	+
<i>Tripleurospermum</i>	.	2a	.	.	r	+
<i>Festuca pratense</i>	1	.	.	2a
<i>Festuca rubra</i>	.	3	2b
<i>Lolium perenne</i>	.	.	.	2b	1
<i>Poa angustifolia</i>	.	.	1	2b
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	3	+
<i>Lycopus europaeus</i>	r	+
<i>Erophila verna</i>	.	2b	1
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	3	2a
<i>Stellaria media</i>	.	.	.	+	.	+
<i>Urtica dioica</i>	.	r	+

Außerdem je einmal: in Spalte 1: *Berula erecta* (r), *Myosotis laxa* (2a), *Sium latifolium* (2b), *Carex hirta* (+); in Spalte 2: *Achillea millefolium* (2a), *Potentilla reptans* (2b), *Barbarea stricta* (r), *Capsella bursa-pastoris* (2a), *Sisymbrium orientale* (r), *Tanacetum vulgare* (+), *Anthoxanthum odoratum* (3); in Spalte 3: *Cerastium holosteoides* (2a), *Brachythecium albicans* (3); in Spalte 4: *Brachythecium rutabulum* (3), *Calamagrostis epigejos* (2a); in Spalte 5: *Veronica serpyllifolia* (+), *Inula britannica* (2a); in Spalte 6: *Eleocharis palustris* (3); in Spalte 7: *Agrostis canina* (2a); in Spalte 8: *Veronica scutellata* (2a); in Spalte 9: *Myosotis scorpioides* (+); in Spalte 10: *Cirsium vulgare* (+), *Xanthium albinum* (2b), *Pulicaria vulgaris* (1); in Spalte 11: *Phleum pratense* agg. (1); in Spalte 13: *Poa annua* (2b); in Spalte 14: *Rorippa amphibia* (2b), *Ranunculus aquatilis* agg. (r); in Spalte 15: *Rorippa austriaca* (+), *Chenopodium polyspermum* (1); in Spalte 17: *Mentha arvensis* (+), *Alopecurus aequalis* (2a); in Spalte 18: *Galium aparine* (r); in Spalte 20: *Eleocharis uniglumis* (3).

Anders als andere Großseggen bildet die Fuchs-Segge keine Dominanzbestände aus. Sie erreicht weit geringere Deckungen. *Carex vulpina* kommt auch außerhalb der Gesellschaft vor, insbesondere in Brenndolden-Wiesen. Zum *Caricetum vulpinae* wurden Bestände gerechnet in denen *Carex vulpina* eine Deckung von mehr als 5 % erreicht (siehe Tab. 4.3).

Fuchsseggenrieder sind mit einer durchschnittlich 23 Arten artenreicher als die beiden vorgenannten Gesellschaften. Das stete Auftreten von Phragmitetea-Arten wie *Phalaris arundinacea* und *Galium palustre*, Potentillion-Arten wie *Alopecurus geniculatus*, *Ranunculus flammula*, *Agrostis stolonifera* agg. (Kriech-Straußgras) und *Eleocharis uniglumis* (Einspelziges Sumpfei) und Molinietalia-Arten wie *Stellaria palustre*, *Agrostis canina* (Hunds-Straußgras), *Mentha arvensis* (Acker-Minze) und *Stellaria palustris* (Sumpf-Sternmiere) machen den Übergangscharakter des *Caricetum vulpinae* zwischen Röhricht, Flutrasen und Feuchtgrünland deutlich.

Ähnliche Bestände werden von BURKART (1998: 100ff) zu einer ranglosen *Lysimachia vulgaris-Stellaria palustris*-Gesellschaft gestellt, in der sich auch die unten beschriebene *Lathyrus palustris*-Gesellschaft wiederfindet.

4.1.5 Ranunculo-Alopecuretum geniculati

Laut MEISEL (1977: 42) ist beim *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* die Gesamtartenzahl höher als in allen anderen Grünlandgesellschaften. Diese Einschätzung lässt sich in der vorliegenden Arbeit nicht bestätigen. Dennoch sind die Bestände des *Ranunculo-Alopecuretum* extrem heterogen (vgl. WALTHER 1977a: 52). Die meisten Arten weisen nur geringe Stetigkeiten auf. Im Elbtal erreichen neben den namensgebenden Arten *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera* agg., *Glyceria fluitans* (Flutender Schwaden), *Ranunculus repens*, *Poa trivialis*, *Polygonum amphibium* und *Potentilla anserina* (Gänse-Fingerkraut) höhere Stetigkeit und Deckung (siehe Tab. 4.4).

Das *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* ist an stickstoffreichen, eutrophen Standorten zu finden (POTT 1995: 300). Regelmäßige Überschlickung und Übersandung der Bestände sind ein Standortcharakteristikum des *Ranunculo-Alopecuretum* (WALTHER 1977a: 46).

Außendeichs werden durch Hochwässer an vielen Stellen immer wieder Gebüschsprösslinge entfernt. Hier stellt das *Ranunculo-Alopecuretum* die natürliche Vegetation dar. Aber erst die wirtschaftliche Nutzung der Talaue durch den Menschen hat zur Ausdehnung der Wuchsfläche auf das heutige Maß geführt (WALTHER 1977a: 52).

Durch Güllung und die bodenverdichtende Wirkung von Beweidung und Bodenbearbeitung greift die Assoziation auch auf ehemalige Feuchtwiesenstandorte über (POTT 1995: 301; SCHRAUTZER & WIEBE 1993: 117). Im Untersuchungsgebiet kommt die Gesellschaft sowohl direkt am Elbufer, als auch großflächig in extensiv genutzten Beständen und in kleinen Senken im Intensivgrünland vor.

4.1.6 Elymus repens-Alopecurus pratensis-Gesellschaft

Die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ist in erster Linie im Deichvorland zu finden (siehe Tab. 4.5). Sie zeichnet sich durch extrem geringe Artenzahlen aus (durchschnittliche Artenzahl 10).

Tabelle 4.5: Vegetationstabelle *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aufnahme Nr.	94	83	108	25	21	139	70	51	82	214	120	26	107	50
Nutzung	sw	sw	sw	mw	mw	w	m3	sw	sw	mw	mw	mw	sw	sw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	90	100	100	95	95	80
Artenzahl	17	15	15	14	12	10	10	9	8	8	8	7	6	5
<i>Elymus repens</i>	4	4	4	4	3	4	5	4	5	5	5	5	4	4
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	2a	2b	2b	4	2a	.	1	2a	2a	2a	.	2b	.
<u>Potentillion anserinae</u>														
<i>Polygonum amphibium</i>	.	.	.	1	+	1	1	.	.
<i>Potentilla reptans</i>	.	.	2b	.	.	2a	.	2a	2a
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	2b	2a	2a
<i>Carex hirta</i>	+
<i>Festuca arundinacea</i>	2a
<u>Phragmitetea</u>														
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	1	2a	2b	.	.	+	1	2a	.	.	2a	+
<i>Poa palustris</i>	.	.	.	2a	4	3
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>														
<i>Poa trivialis</i>	2a	.	2a	3	3	.	2b	1	2b	.	.	2a	3	.
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	2a	2a	2a	2a	+	.	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	2b	2a	2b	3	.	.	2b	.	.	.
<i>Lolium perenne</i>	2a	2a	.	3	.	.	3
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	+	2a	1	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	.	2b	.	.	2a	.	2b	.	+
<i>Trifolium repens</i>	+	2a	2a	.	.	.	3
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	+	.	2a	1	.
<i>Vicia cracca</i>	.	.	.	2a	.	2a	.	.	.	2a
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	.	.	+	r
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	+	1	2b
<i>Festuca pratense</i>	2a	2a	.
<i>Achillea millefolium</i> agg.	.	+	2a
<i>Agrostis gigantea</i>	.	2a	2a	.	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	+	1
<u>Begleiter</u>														
<i>Cirsium arvense</i>	.	1	2a	.	.	3	.	.	+
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	.	.	2a	1	.	2a	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	+	+	.	.	.
<i>Carex praecox</i>	1	2b
<i>Erophila verna</i>	1	r	.	.
<i>Galium aparine</i>	r	r

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Trifolium dubium* (2a), *Bellis perennis* (+), *Festuca rubra* (2a), *Hypochoeris radicata* (2a), *Rumex acetosella* (+), *Trifolium arvense* (+); in Spalte 2: *Agrostis capillaris* (2b), *Galium verum* (+); in Spalte 3: *Brachythecium rutabulum* (1); in Spalte 4: *Trifolium pratense* (1); in Spalte 5: *Veronica serpyllifolia* (r); in Spalte 6: *Filipendula ulmaria* (2a), *Lathyrus pratensis* (1), *Galium palustre* (+), *Iris pseudacorus* (2a); in Spalte 7: *Anthriscus sylvestris* (+), *Poa pratensis* (2a), *Rumex crispus* (r), *Stellaria media* (+); in Spalte 9: *Rorippa sylvestris* (2a), *Urtica dioica* (2a); in Spalte 11: *Phleum pratense* agg. (1); in Spalte 12: *Covulvulus arvensis* (+), *Matricaria recutita* (+).

Bestände mit einer *Elymus repens*-Deckung von mehr als 50% wurden zu diesem Vegetationstyp gestellt. Die Quecke kann jedoch dabei auch Deckungen bis zu 100 % erreichen. Der Anteil von Streu- und Nekromasse ist besonders hoch. In früh gemähten Beständen verschieben sich die Dominanzverhältnisse zugunsten von *Alopecurus pratensis*. TÜXEN (1977) beschrieb erstmals eine Flutrasen-Gesellschaft mit *Elymus repens*. Zehn Jahre später weist WALTHER (1987: 306) darauf hin, dass sich bei starker Güllung *Elymus* Dominanzbestände ausbildet. In früheren Arbeiten des Autors (WALTHER 1976, 1977 a+b, 1983) finden sich keine Hinweise auf derartige Vegetationsbestände. HUNDT (1996: 141) berichtet, dass *Elymus repens* bei seinen Untersuchungen in der Elbtalau in den Jahren 1952/54 nur mit geringen Deckungen auftrat. In der Originalarbeit (HUNDT 1958) werden allerdings sehr wohl *Elymus*-Deckungen von bis zu 50 % beschrieben. Queckenfluren dürften wohl schon damals zu den typischen Vegetationstypen des Auengrünlandes gezählt haben, jedoch sicherlich nur mit einem verhältnismäßig geringen Flächenanteil. Heute

nimmt die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft hingegen große Teile des Vorlandes ein. Dabei ist sie oft nicht nur auf die eigentlichen Flutrasen beschränkt, sondern reicht bis an die Grenze zum Trockenrasen hinauf. Auch am Rhein nehmen *Elymus* dominierte Flutrasen große Flächen ein (BÖGER 1991: 74).

4.1.7 *Lathyrus palustris*-Gesellschaft

Auf extensiven Schnittwiesen findet sich kleinflächig ein Wiesentyp, der durch das Auftreten der Sumpf-Platterbse (*Lathyrus palustris*) charakterisiert ist. Innerhalb ihres Verbandes *Cnidion venosi* beschreibt BALATOVA-TULACKOVA (1968) für Tschechien ein *Lathyro-Gratioletum*, das durch *Lathyrus palustris* und *Gratiola officinale* (Gnadenkraut) abgegrenzt wird. Ob die *Lathyrus palustris*-Bestände des Untersuchungsgebietes zu dieser Gesellschaft zu stellen sind, ist fraglich, da *Gratiola* nur mit sehr geringer Stetigkeit auftritt. Allerdings ist das Gnadenkraut in Niedersachsen generell selten, so dass sich nicht eindeutig klären lässt, ob es sich bei den Sumpf-Platterbsen-Wiesen des Elbtals um Bestände handelt, in denen *Gratiola* schon immer fehlte oder ob die Art aufgrund anthropogener Standortveränderungen verschwunden ist. Andererseits beschreibt schon WALTHER (1977a: 83) an der Elbe einen Sumpf-Platterbsen-Wiesentyp, in dem *Gratiola* nur auf eine Stetigkeit von 15 % (zwei von dreizehn Aufnahmen) kommt. Er bezeichnet diesen Vegetationstyp als *Poa e-Lathyretum palustris*, welches einzig über *Lathyrus palustris* definiert ist.

In der Regel handelt es sich bei den heutigen Vorkommen um einige wenige Individuen der Sumpf-Platterbse, die Flutrasen überwuchern oder an Röhrichtarten wie *Phalaris arundinacea* oder *Glyceria maxima* aufranken. Physiognomisch und auch in der Artenzusammensetzung unterscheiden sich die Bestände stark. Bei WALTHER (1977a) lassen sich sowohl Vegetationsaufnahmen mit Röhrichtarten als auch Aufnahmen, die eher zu Flutrasen oder Feuchtgrünland tendieren, finden. Er unterscheidet deshalb eine typische von einer Subassoziation mit *Glyceria maxima*.

Nach Auffassung des Autors ist diese Abgrenzung, zumindest aus Sicht der heutigen Bestände nicht nachvollziehbar, da die Sumpf-Platterbse das einzige verbindende Element des sonst sehr heterogenen Wiesentyps ist. *Poa palustris* (Sumpf-Rispengras), die zweite namengebende Art, ist zwar auch in den heutigen Beständen höchstet, tritt aber auch in anderen Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes regelmäßig auf (siehe Tab. 4.6 und Stetigkeitstabelle B1 im Anhang).

Da jedoch *Lathyrus palustris*-Bestände zu den nach § 28 NNatschG geschützten Stromtal-Wiesen vermitteln, erscheint ein Aufrechterhalten einer eigenständigen *Lathyrus palustris*-Gesellschaft aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll, zumal es sich bei ihr mit einer durchschnittlichen Artenzahl von 28 um die zweit-artenreichste der bearbeiteten Pflanzengesellschaften handelt.

Tabelle 4.6: Vegetationstabelle *Lathyrus palustris*-Gesellschaft

Variante mit *Cnidium dubium* 1-6; Variante ohne *Cnidium dubium* 7-11

Spalte-Nr. Aufnahme Nr.	1 124	2 157	3 152	4 223	5 192	6 170	7 244	8 64	9 164	10 188	11 162
Nutzung	mw	m2	m2	m	m	m2	w	m2	m2	m2	m2
Größe der Aufnahme	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung	100	100	100	100	100	100	98	100	100	100	100
Artenzahl	36	34	29	26	25	24	30	27	26	24	24
<i>Lathyrus palustris</i>	2b	2a	2b	2a	2b	2a	2a	3	2b	2a	2a
<i>Cnidium dubium</i>	+	2a	1	2b	2a
<u>Phragmitetea</u>											
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	2a	+	1	2b	2b	1	2a	1	3	.
<i>Poa palustris</i>	2a	3	3	3	3	2a	2b	3	3	3	.
<i>Galium palustre</i>	+	+	1	+	.	2b	.	2a	2a	1	.
<i>Carex acuta</i>	+	.	+	.	.	+	1	+	+	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2a	.	+	+	1	1	1
<i>Sium latifolium</i>	+	+	.	1	1
<i>Carex vulpina</i>	+	+	.	.	.	2a	.
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	.	+	.	.	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+
<i>Myosotis laxa</i>	+	.	+	.	.	.
<u>Potentillion anserinae</u>											
<i>Ranunculus flammula</i>	2a	2a	2a	2a	1	2a	+	2a	.	.	.
<i>Alopecurus geniculatus</i>	3	.	3	2b	2a	3	3	.	.	2a	.
<i>Elymus repens</i>	+	.	2b	2b	2b	2a
<i>Polygonum amphibium</i>	1	1	1	1	.	.	1
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	2a	.	.	.	2b	3	2b
<i>Glyceria fluitans</i>	.	+	+	2a	.	.	2a
<i>Eleocharis uniglumis</i>	.	.	.	1	.	+	.	2a	.	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	2a	.	.	1	.	1
<i>Potentilla reptans</i>	2a	.	.	2a	2a
<i>Rorippa sylvestris</i>	+	.	.	.	1	.
<u>Molinietalia</u>											
<i>Lychis flos-cuculi</i>	1	+	+	.	+	.	+	2a	+	.	+
<i>Stellaria palustris</i>	.	2a	1	1	+	1	2a	.	+	.	.
<i>Carex disticha</i>	+	2a	1	2a	3	.	2a
<i>Mentha arvensis</i>	1	2b	1	.	+	1	1
<i>Agrostis canina</i>	.	2b	2b	3	.	.	.	2a	.	.	2a
<i>Agrostis gigantea</i>	.	.	2b	3	2a	2a	3
<i>Achillea ptarmica</i>	2a	+	1
<i>Caltha palustris</i>	.	+	.	2a	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2a	2a	2a
<i>Equisetum palustre</i>	.	1	.	1	1
<i>Juncus articulatus</i>	.	+	1	.	.	.	2m
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	+	+	+	.	.	.
<i>Juncus effusus</i>	.	2a	+
<i>Lotus uliginosus</i>	1	2a
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	+	.	.	+
<i>Senecio aquaticus</i>	2b	r	.	.
<i>Veronica longifolia</i>	+	.	1
<i>Gratiola officinalis</i>	1	.
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>											
<i>Ranunculus repens</i>	2a	2b	3	2b	2b	2b	2a	2a	2b	3	2b
<i>Trifolium repens</i>	2a	2b	1	2a	2b	+	2a	3	2a	2a	2b
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	2b	2b	.	2a	.	2a	1	3	2b	3
<i>Cardamine pratensis</i>	1	+	.	1	+	1	1	1	1	.	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	2b	2a	2a	+	2a	1	2a	.	.	+	1
<i>Holcus lanatus</i>	2b	2a	+	1	2b	.	2a
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	.	1	2a	+	.	2b	2a	.	2a
<i>Rumex acetosa</i>	1	1	.	.	1	.	.	+	2a	.	2a
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	2a	.	.	2a	.	2m	.	.	2a	2a
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	2a	.	.	2a	.	.	2a	2a	.	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	+	.	+	.	1
<i>Poa angustifolia</i>	2b	2a	2a	.	3
<i>Vicia cracca</i>	2a	.	.	3	2a	.	2b
<i>Ranunculus acris</i>	+	2a	2a
<i>Glechoma hederacea</i>	1	2a
<i>Lathyrus pratensis</i>	2b
<i>Poa trivialis</i>	2b	2a	.	.	.
<i>Trifolium dubium</i>	1	2b	.	.
<u>Begleiter</u>											
<i>Trifolium hybridum</i>	.	.	1	.	.	.	2b	.	2b	2a	.
<i>Cirsium arvense</i>	+	.	+
<i>Plantago major</i>	+	+	.
<i>Rumex crispus</i>	+	.	.	.	1	.

Außerdem in Spalte 1: *Phragmites australis* (+); Spalte 2: *Veronica serpyllifolia* (+); in Spalte 4: *Poa pratensis* (+), *Inula britannica* (1); in Spalte 5: *Veronica scutellata* (1); in Spalte 6: *Achillea millefolium* (1), *Bromus hordeaceus* (+), *Lycopus europaeus* (+); in Spalte 7: *Phleum pratense* agg. (1), *Carex hirta* (+); in Spalte 9: *Anthoxanthum odoratum* (2a), *Brachythecium albicans* (2a); in Spalte 10: *Festuca pratense* (2a), *Drepanocladus aduncus* (2a); in Spalte 11: *Leucanthemum vulgare* (+), *Filipendula ulmaria* (+).

Aufnahmen der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft mit *Cnidium dubium* (Brenndolde) können sowohl, wie in dieser Arbeit geschehen, als Kontaktgesellschaft zum Röhricht und zum Flutrasen, als auch als feuchteste Ausprägung der wechsellassen Variante des Cnidio-Deschampsietum verstanden werden.

4.1.8 Cnidio-Deschampsietum

Die Brenndolden-Wiesen werden synsystematisch von den AutorInnen, die sich mit der Gliederung der Molinio-Arrhenatheretea auseinander gesetzt haben, unterschiedlich eingeschätzt. Zum Teil werden sie in einen eigenen Verband Cnidion venosi BALATOVA-TULACKOVA gestellt (BALATOVA-TULACKOVA 1965, 1969; BÖGER 1991; BURKART 1998; MEISEL 1977; MUCINA et al. 1993; OBERDORFER 1993; POTT 1995; ZALUSKI 1995). Für andere AutorInnen gehören die Brenndolden-Wiesen zum Molinion, wobei zum Teil auch ein Unterverband Cnidienion genannt wird (GOELBEL 1995; NOWAK in DIERSCHKE 1995; PHILIPPI 1969). HILBIG (in SCHUBERT et al. 1995) vertritt hingegen die Ansicht, dass die Brenndolden-Wiesen zum Deschampsion caespitosae HOVARTIC zu rechnen sind. BURKART (1998: 87) weist darauf hin, dass sich die Bestände am Rhein deutlich von jenen an anderen Flüssen durch das stete Auftreten einer *Molinia caerulea*-Gruppe mit *Molinia caerulea*, *Potentilla erecta*, *Gentiana pneumonanthe*, *Selinum carvifolia*, *Succisa pratensis*, *Betonica officinalis* u. a. unterscheiden. Auch in den Aufnahmen der vorliegenden Arbeit taucht aus dieser Gruppe einzig *Potentilla erecta* (Blutwurz) auf.

Welcher der unterschiedlichen Sichtweisen zuzustimmen ist, kann anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht entschieden werden, da das Untersuchungsgebiet am äußersten Arealrand des (Unter-) Verbandes liegt. Im Sinne der Einheitlichkeit wird jedoch der Gliederung des BFN (2000) gefolgt. In diesem Zusammenhang muss vor allem darauf hingewiesen werden, dass das Untersuchungsgebiet außerhalb der Areale einiger der, vor allem von BALATOVA-TULACKOVA (1969) und MUCINA et al. (1993) als Kenn- und Trennarten der Brenndolden-Wiesen bezeichneten Arten liegt. Dieses gilt neben den Cnidion-Kenn- und Trennarten *Leucojum aestivum*, *Lythrum virgatum*, *Oenanthe silaifolia*, *Selinum dubium*, *Clematis integrifolia* und *Arabis planisiliqua* auch für die Assoziationskenn- und trennarten *Viola pumila*, *Viola elatior*, *Carex melanostachya*, *Plantago altissima*, *Ophioglossum vulgatum* und *Carex tomentosa*. Im Untersuchungsgebiet kommt dementsprechend nur das Cnidio-Deschampsietum caespitosae Hundt ex Pass. 1960 vor¹.

Das Cnidio-Deschampsietum des Untersuchungsgebietes wird durch *Cnidium dubium* (Brenndolde) charakterisiert. Von den Cnidion-Arten treten des weiteren *Viola persicifolia* (Gräben-Veilchen), *Gratiola officinalis* und *Scutellaria hastifolia* (Spießblättriges Helmkraut) in den Beständen auf. Sie sind allerdings äußerst selten und eignen sich deshalb nur bedingt als Kenn- oder Trennarten der Gesellschaft. Das gleiche

¹ Zu nomenklatorischen Fragen und Synonymen siehe BURKART 1998.

gilt für *Allium angulosum* (Kanten-Lauch) der zwar im Gebiet vorkommt, allerdings in keiner Aufnahme vertreten ist. *Carex praecox* (Frühe Segge), die ebenfalls als Cnidion-Kennart gilt, streut im Gebiet stark. PLENK & WEBER (1992:17) berichten von der March-Niederung in Österreich, dass hier *Carex praecox* häufig die letzte verbleibende Cnidion-Art in den Queckenfluren ist. Entsprechendes könnte auch für das Untersuchungsgebiet gelten. *Carex praecox* wäre demnach eher als ein Indikator für ehemalige Brenndolden-Wiesen anzusehen und nicht als eine echte Charakterart.

Neben den genannten auch im Untersuchungsgebiet charakteristischen Cnidion-Arten sind zwei weitere Molinietales-Arten bezeichnend für die vollständige, artenreiche Ausprägung des Cnidio-Deschampsietum im Untersuchungsgebiet: *Sanguisorba officinalis* (Großer Wiesenknopf) und *Serratula tinctoria* (Färberscharte).

Die Gesellschaft wurde dementsprechend neben dem Auftreten von *Cnidium dubium* über das Vorkommen einer weiteren Art aus der folgenden Gruppe abgegrenzt: *Serratula tinctoria*, *Viola persicifolia*, *Sanguisorba officinalis*, *Gratiola officinalis*, *Scutellaria hastifolia*. Zudem wurden Vegetationsbestände mit *Cnidium dubium* und mehr als 24 Arten in einer Aufnahmefläche von 16 m² zur artenreichen Ausprägung der Brenndolden-Wiese hinzugerechnet. Die durchschnittliche Artenzahl liegt mit 30 im Vergleich zu den anderen Grünlandtypen im Gebiet am höchsten.

BURKART (1998: 56) grenzt die Brenndolden-Wiesen mit einer ähnlichen Artengruppe ab, wobei er *Ranunculus auricomus* agg. (Gold-Hahnenfuß) hinzu rechnet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wäre eine derartige Einschätzung nicht nachzuvollziehen, da der Gold-Hahnenfuß stark streut.

Als stete Begleiter sind die Molinietales-Arten *Achillea ptarmica* (Sumpf-Garbe) und *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele) zu nennen. Dabei erreicht die Rasen-Schmiele jedoch nur selten die Dominanz. Aspektbildend sind hingegen verschiedene Straußgrasarten: *Agrostis gigantea* (Riesen-Straußgras), *A. canina* und seltener *A. capillaris* (Rotes Straußgras) (siehe Tab. 4.7). Ebenfalls regelmäßig vertreten ist *Poa angustifolia* (Schmalblättrige Rispe), die ZALUSKI (1995) als Trennart der Brenndolden-Wiesen erachtet. Da diese Art jedoch im Untersuchungsgebiet auch in mehreren anderen Gesellschaften auftritt, eignet sie sich hier nicht als Trennart.

Anhand einer Artengruppe mit *Lychnis flos-cuculi* (Kuckucks-Lichtnelke), *Agrostis canina*, *Phalaris arundinacea*, *Galium palustre*, *Mentha arvensis*, *Stellaria palustris* u.a. lässt sich eine wechselfeuchte Variante des Cnidio-Deschampsietum abgrenzen. Dem steht eine wechselfeuchte Variante mit mesophilen Arten wie *Achillea millefolium* agg. (Schaf-Garbe), *Agrostis capillaris*, *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Centaurea jacea* (Wiesen-Flockenblume) u.a. gegenüber.

Tabelle 4.7: Vegetationstabelle *Cnidio-Deschampsietum*

wechsellnasse Variante 1-19; wechselfeuchte Variante 20-29

Spalte-Nr.	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		
Aufnahme Nr.	174	171	234	240	245	142	11	169	156	230	14	177	175	222	16	178	163	198	176	130	53	219	199	221	179	137	17	128	96		
Nutzung	m2	m2	m2	m2	w	mw	m2	m2	m2	m2	w	m	m2	m2	m2	?	m2	mw	m2	m	m	mw	m2	b	m2	mw	m2				
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16		
Deckung (%)	100	100	100	100	98	100	95	100	100	95	100	95	100	100	100	100	100	100	100	100	100	95	100	100	98	95	100	100	100		
Artenzahl	34	34	33	33	33	32	31	30	30	30	29	29	29	28	27	27	26	26	25		34	33	32	31	31	31	28	28	22	21	
<i>Cnidium dubium</i>	2a	2b	3	3	1	3	3	2a	2b	3	2b	2a	2a	2a	4	2a	3	2b	1	2a	2a	3	3	2a	2b	2a	2a	2b	2a		
<i>Serratula tinctoria</i>	.	+	.	2b	r	2a	r	.		
<i>Viola persicifolia</i>	+	.	.	2m	.	.	+	1	1		
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.	.	2a	3	2a		
<i>Gratiola officinalis</i>	+		
<i>Scutellaria hastifolia</i>	2a		
d1																															
<i>Agrostis canina</i>	2b	2a	2a	3	2a	3	3	2a	2b	3	.	2a	2a	.	.	2a	2b	3	2a	
<i>Lychmis flos-cuculi</i>	+	+	1	.	+	1	1	1	.	.	2a	1	.	+	.	+	+	1	+	+	.	.	
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	+	1	.	+	1	2a	3	.	.	2a	2b	.	2a	2b	1	.	1	+	
<i>Galium palustre</i>	.	2a	2a	2a	.	1	2b	2b	.	.	.	3	.	2a	1	1	+	2a	
<i>Mentha arvensis</i>	.	+	2m	.	1	1	r	1	+	.	1	.	+	.	1	2a	
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	2a	1	.	.	.	2a	+	.	.	+	+	+	
<i>Carex vulpina</i>	+	.	1	+	1	.	1	1	.	1	
<i>Carex disticha</i>	.	.	1	.	+	+	.	+	1	1	.	.	.	1	
<i>Thalictrum flavum</i>	.	+	2b	.	.	+	+	2a	+	
<i>Carex acuta</i>	+	.	1	.	1	1	.	+	+	
<i>Ranunculus flammula</i>	2a	+	+	.	+	.	+	
<i>Equisetum palustre</i>	.	.	+	1	r	
<i>Drepanocladium aduncum</i>	.	.	2a	2b	2a	
<i>Senecio aquaticus</i>	+	2b	2a	
<i>Caltha palustris</i>	.	.	2b	.	.	+	2a	
<i>Eleocharis uniglumis</i>	.	.	1	.	.	.	2m	+	
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	+	2a	1	
<i>Veronica scutellata</i>	r	+	
<i>Cirsium palustre</i>	+	
<i>Lotus uliginosus</i>	3	.	.	.	2b	
d2																															
<i>Achillea millefolium agg.</i>	2a	.	1	+	1	.	.	.	2b	.	
<i>Agrostis capillaris</i>	3	2b
<i>Lolium perenne</i>	2a	3	2b	.	3	.	2b	3	.	.	3	.
<i>Centaurea jacea</i>	2a	.	+	2b	+	2b
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	2a	1	3	2a	
<i>Dactylis glomerata</i>	+	3	2a	2b	.	
<i>Bellis perennis</i>	+	1	.	+	
<i>Festuca rubra</i>	2b	.	2a	2b	2a	
<i>Euphorbia esula</i>	.	.	.	+	1	3	.	
<i>Hypochoeris radicata</i>	+	.	+	.	2a	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2a	.	+	
<i>Veronica arvensis</i>	1	2a	.	
<i>Vicia tetrasperma</i>	2a	.	.	
<i>Vicia hirsuta</i>	2a	.	.	
Molinietalia																															
<i>Achillea ptarmica</i>	2b	1	.	2b	2a	2a	.	2a	3	1	.	+	2a	+	.	2a	.	2b	.	1	2a	1	2a	.	2b	2a	.	2b	1		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2a	+	.	+	2b	2a	.	.	2b	3	.	.	2b	.	.	r	2a	.	.	3	3	2a	2a	.	+	.	.	2b	.		
<i>R. auricomus agg.</i>	.	+	.	1	.	+	2a	.	2a	.	3	+	.	.	2b	.	1	1	+	.	.	.	1	.	+	.	2a	.	.		
Molinio-Arrhenatheretea																															
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	3	2b	2a	+	2a	.	.	2a	2b	3	2a	3	3	3	4	3	2b	.	3	2a	3	2a	3	2a	.	4	3	3		
<i>Ranunculus repens</i>	2a	2b	2b	2a	2a	2a	3	2a	2b	+	2b	2b	2a	2b	2b	2a	2b	2a	2a	2b	2a	2a	+	1	2a	.	+	2a	2a		
<i>Taraxacum officinale agg.</i>	2a	2a	2a	2b	2a	2a	2a	+	2a	.	3	1	.	2a	.	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	.	2a	2a	.	1	2a	2a		
<i>Trifolium repens</i>	1	+	1	.	2a	2a	2a	.	2b	.	.	.	3	2a	3	1	2a	2a	3	2a	2b	3	.	2b	1	.	2b	1	4		
<i>Vicia cracca</i>	.	2a	2b	2a	.	2a	2b	1	2b	2a	.	2a	2b	+	.	2a	2b	2b	+	+	1	1	2a	.	2a	+	2a	1	+		
<i>Cardamine pratensis</i>	1	1	2m	1	1	1	2b	1	1	2a	2a	1	+	+	1	1	1	+	1	.	2a	+	2b	.	.		
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	2b	2a	2a	.	+	2a	.	2a	.	2b	1	2a	2a	1	+	2a	2a	2a	+	r	.	1	+	2a	.	+	2a	.		
<i>Rumex acetosa</i>	1	1	.	1	1	2b	2b	.	2a	1	2a	.	.	.	2b	2a	2a	1	1	1	.	2a	1	2a	.	+	2a	2a			
<i>Poa angustifolia</i>	2b	2a	.	.	2a	2a	.	.	3	.	.	.	2b	.	.	2a	2b	.	2b	3	2b	2a	2b	3	2a	3	2a	2b	2a		
<i>Festuca pratense</i>	2a	.	.	+	3	.	.																								

Fortsetzung Tabelle 4.7

Spalte-Nr.	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	
<i>Poa palustris</i>	1	2a	3	2b	2b	2a	3	3	3	.	3	1	2a	
<i>Plantago lanceolata</i>	+	.	.	.	2a	2a	2a	1	+	1	2a	1	2b	2b	.	+	
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	.	2a	2a	1	2a	.	.	2a	.	1	2a	1	.	2a	.	1	
<i>Glechoma hederacea</i>	1	2b	1	.	2b	2a	1	.	.	2a	+	2a	.	2b	.	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	3	1	2a	+	1	.	1	2a	1	.	.	
<i>Ranunculus acris</i>	2b	2b	1	2a	1	+	+	+	
<i>Phleum pratense</i> agg.	.	.	.	2a	1	1	2a	3	1	+	
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	.	1	.	.	.	2a	.	.	2a	r	.	.	.	+	+	1	.	1	
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	2a	r	2b	.	.	.	2a	
<i>Galium verum</i>	.	2a	.	2a	3	2a	1	
<i>Carex praecox</i>	.	.	+	.	.	.	+	1	2b	.	.	
<i>Trifolium pratense</i>	3	2a	+	2a	
<i>Prunella vulgaris</i>	1	+	.	2a	.	1	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.	.	.	1	+	1	.	.	
<i>Juncus effusus</i>	+	1	
<i>Trifolium dubium</i>	1	1	1	.	.	
<i>Rhytidadelphus squarrosus (M)</i>	2a	2b	.	2a	.	.	.	
<i>Potentilla erecta</i>	2a	2a	
<i>Bromus hordeaceus</i>	2a	1	
<i>Stellaria graminea</i>	r	
<i>Carex panicea</i>	2a	
Begleiter																														
<i>Elymus repens</i>	2b	2b	2b	+	2a	3	2a	2a	2b	3	2b	2b	.	2a	.	2b	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	2a	.	.	2a	+	+	+	2a	1	2a	.	.	1
<i>Potentilla anserina</i>	+	.	.	.	2a	.	2a	2a	.	.	.	1	2b	.	.	2b	+	.	.	.	+	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2a	3	3	2a	1	2a	3	2b	2b	
<i>Rumex crispus</i>	.	.	+	.	r	.	+	+	.	2a	+	.	.	1	+	
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	.	.	2a	2a	.	.	3	3	2a	
<i>Plantago major</i>	+	.	.	+	.	1	.	+	1	
<i>Polygonum amphibium</i>	.	.	1	.	.	r	+	.	1	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	+	.	.	.	+	
<i>Equisetum arvense</i>	+	r	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	+	
<i>Carex hirta</i>	+	.	
<i>Erophila verna</i>	1	r	
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	+	1	
<i>Stellaria media</i>	2a	.	.	.	1	

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Brachythecium albicans* (2a); in Spalte 3: *Glyceria fluitans* (1); in Spalte 5: *Juncus articulatus* (1); in Spalte 6: *Lycopus europaeus* (2a); in Spalte 10: *Climacium dendroides* (+), *Luzula campestris* (2a), *Scleropodium purum* (3); in Spalte 13: *Odonites vulgaris* (3); in Spalte 15: *Rorippa* spec. (+); in Spalte 17: *Trifolium hybridum* (+); in Spalte 18: *Symphylum officinale* (+); in Spalte 20: *Quercus robur* juv. (+); in Spalte 21: *Capsella bursa-pastoris* (2a); in Spalte 24: *Ononis spinosa* (2b); in Spalte 26: *Plagionium affine* agg. (2b), *Rumex acetosella* (2b), *Conyza canadense* (+), *Dianthus deltooides* (1), *Hypericum perforatum* (1), *Polytrichum commune* (2a).

4.1.9 Artenarme Ausprägung des Cnidio-Deschampsietum

Im Untersuchungsgebiet treten neben artenreichen Beständen mit den genannten Kennarten häufig auch verarmte Reliktbestände auf (siehe Tab. 4.8). Außer *Cnidium dubium* sind in ihr nur wenige, meist unspezifische Arten zu finden. Typische Fundpunkte für diese Bestände sind Bodenkanten, an denen sich ein schmales Band der Brenndolde entlang zieht. Ähnliche Bestände finden sich Binnendeichs in feuchten Senken, am Rand artenärmerer Schläge und unter Weidezäunen. Die systematische Einstufung derartiger Bestände ist schwierig. Sie vermitteln zu den Folgegesellschaften des Intensivgrünlandes, vor allem dem Cynosuro-Lolietum und der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft. Da zumindest das biotische Potenzial derartiger Bestände für eine Rückentwicklung zu artenreicheren Brenndolden-Wiesen relativ hoch ist (siehe Kap. 6.3.3), werden sie in der vorliegenden Arbeit zu einem eigenen Vegetationstyp zusammengefasst.

Tabelle 4.8: Vegetationstabelle *Cnidio-Deschampsietum* artenarme Ausprägung
wechsellnasse Variante 1-7; wechselfeuchte Variante 8-13

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Aufnahme Nr.	218	124	136	215	180	193	133	187	35	116	217	135	131
Nutzung	m2	m2	b	m3	w	m	mw	m2	mw	uw	mw	w	mw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	95	100	100	100	100	100	95	100	100	95	95
Artenzahl	23	21	21	21	21	20	19	21	19	17	17	14	13
<i>Cnidium dubium</i>	3	2a	3	3	2b	2a	+	2a	2a	2a	2b	1	2a
d 1													
<i>Agrostis canina</i>	.	.	.	2a	2a
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	2b	.	.	.	2a
<i>Stellaria palustris</i>	.	.	1	.	+
<i>Lychmis flos-cuculi</i>	.	1
<i>Galium palustre</i>	+
<i>Carex vulpina</i>	.	+
<i>Carex disticha</i>	+
<i>Thalictrum flavum</i>	+
<i>Ranunculus flammula</i>	1
<i>Drepanocladium aduncus</i>	2a
d 2													
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2a	.	2b	3	.	2a	+
<i>Lolium perenne</i>	+	3	.	3	.
<i>Agrostis capillaris</i>	+	.	2b
<i>Centaurea jacea</i>	+
<i>Dactylis glomerata</i>	2a
<i>Euphorbia esula</i>	2a
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2b
<i>Vicia tetrasperma</i>	+
Molinietalia													
<i>Achillea ptarmica</i>	3	.	2a	.	2a	+	1	+	.	.	.	1	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2b	.	2a	2a	.	.	3	.	.	2a	.	.	.
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	1	r	.	+	.	.
Molinio-Arrhenatheretea													
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	3	2a	2a	3	3	3	4	2a	2b	3	2b	3
<i>Ranunculus repens</i>	2b	2b	.	2b	3	2a	2b	2a	1	.	2a	.	.
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	2a	.	1	2a	2b	2a	2a	2a	2b	2b	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	+	.	2b	2b	2b	+	2a	2b	2a	2b	2a	.
<i>Vicia cracca</i>	2a	2a	+	.	.	3	+	2a	1
<i>Cardamine pratensis</i>	1	+	.	2a	+	1	1	1	.	.	1	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	2a	1	.	+	.	2a	.	2a	.	.	+	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	2b	+	+	1	+	.	+	.	.	+	+	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	3	.	3	2a	2b	3	2b	2b	.	2b	.	.	4
<i>Festuca pratense</i>	3	.	.	3	.	.	2a	2b	4	3	.	2a	.
<i>Cerastium holsteoides</i>	1	+	.	1	.	+	1	2a	.
<i>Brachytheicum rutabulum</i>	2a	.	2b	1	.	2a	.	2a	.	.	2a	2a	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	+	2b	+	1	2a	.	+	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	3	.	.	4	.	2b	2a	.	.	.	4	.	2a
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	2a	2a	.	.	.	2b	2b	2a	3	.
<i>Potentilla reptans</i>	2a	.	.	.	2a	+	.	1	.
<i>Poa trivialis</i>	.	2a	2b	.	3	.	.	2a	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	2a	2a	1
<i>Agrostis gigantea</i>	2a	.	2b	3
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	.	1	2a	3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	+	+	.	.	1
<i>Ranunculus acris</i>	+	.	.	2a	.	.	.	+
<i>Poa palustris</i>	2b	2a
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+
<i>Phleum pratense</i> agg.	.	.	1	2a	.
<i>Glechoma hederacea</i>	2a	.	.	3
<i>Juncus effusus</i>	.	.	2a	1
Begleiter													
<i>Elymus repens</i>	.	2b	.	.	3	2a	.	2b	.	3	3	2b	.
<i>Cirsium arvense</i>	1	.	.	2a	2b	.	.	.	2a	2a	2a	2a	.
<i>Potentilla anserina</i>	3	.	.	.	+
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	3	.	.	2b
<i>Carex hirta</i>	.	.	+	+

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Filipendula ulmaria* (2a); in Spalte 2: *Trifolium pratense* (+), *Polygonum amphibium* (+), *Myosotis laxa* (+); in Spalte 2: *Inula britannica* (1); in Spalte 4: *Carex praecox* (3), *Potentilla erecta* (2b), *Equisetum arvense* (+), *Calamagrostis epigejos* (2a), *Plagiomnium affine* agg. (2b), *Holcus mollis* (2b); in Spalte 5: *Lysimachia nummularia* (1), *Alopecurus geniculatus* (2a); in Spalte 6: *Lysimachia vulgaris* (+); in Spalte 8: *Leucanthemum vulgare* (r); in Spalte 9: *Cirsium vulgare* (r); in Spalte 10: *Stellaria graminea* (+); in Spalte 13: *Brachytheicum albicans* (3), *Phragmites australis* (+).

4.1.10 *Silaum silaus*-Gesellschaft

An die Brenndolden-Wiesen des Untersuchungsgebietes schließen sich mancherorts Wiesen mit *Silaum silaus* (Wiesen-Silge) an. Ähnliche Bestände werden auch von WALTHER (1987) beschrieben, die er zum *Sanguisorbo-Silaetum* KLAPP 1951 stellt. Diese Gesellschaft zeichnet sich jedoch neben dem Auftreten von *Silaum silaus* durch hohe Stetigkeit und Deckung von *Sanguisorba officinale* aus (KLAPP 1951, zit. in BÖGER 1991: 148). Derartige Bestände sind auch heute noch am Rhein, am Neckar und am Main zu finden (BÖGER 1991; THOMAS 1990; GOELBEL 1995). Für das Elbtal ist es jedoch fraglich, ob das *Sanguisorbo-Silaetum* in seiner ursprünglichen Fassung überhaupt jemals vorhanden war, da der Wiesenknopf sowohl in der Arbeit von WALTHER (1987: 308f) als auch in den eigenen Aufnahmen nur mit geringer Stetigkeit und vor allem niedriger Deckung auftritt. Auch von den von KLAPP (1951 zit. in BÖGER 1991: 148) genannten Trennarten der Gesellschaft *Lotus uliginosus*, *Betonica officinalis* und *Ranunculus auricomus* agg., ist einzig der letztgenannte Gold-Hahnenfuß regelmäßig in den Silgen-Wiesen des Untersuchungsgebietes vorzufinden (siehe Tab. 4.9).

Nach eigenen Beobachtungen befindet sich in Niedersachsen die Wiesen-Silge in der Regel im Übergang zwischen Brenndolden- und Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen. Ähnlich scheint die Situation am Neckar zu sein, wo BÖGER (1991: 118) im Übergang *Cnidion/Arrhenatherion* eine Variante des *Arrhenatheretums* mit *Silaum silaus* beschreibt. Es erscheint sinnvoll, die Vegetationsaufnahmen auf das *Cnidio-Deschampsietum* und das *Chrysanthemo-Rumicetum* aufzuteilen. *Silaum silaus* wird jedoch im Biotoptypenschlüssel für Niedersachsen als Kennart der Stromtal-Wiesen genannt (DRACHENFELS 1994: 157). Damit zählen die Silgen-Wiesen zu den geschützten Biotopen nach § 28 des NNatschG. Bei einer Zuordnung der Bestände mit *Silaum* aber ohne *Cnidium* zum *Chrysanthemo-Rumicetum* würde diesem Schutzstatus nicht Rechnung getragen. Deshalb wurden in der vorliegenden Typisierung Bestände mit Wiesen-Silge zu einer ranglosen *Silaum silaus*-Gesellschaft zusammengefasst.

Die Arten mit den höchsten Stetigkeiten in der *Silaum silaus*-Gesellschaft sind die Molinio-Arrhenatheretea-Klassenkennarten *Alopecurus pratensis*, *Taraxacum officinale* agg. (Löwenzahn), *Cerastium holosteoides* (Hornkraut) und *Festuca pratense* (Wiesen-Schwingel). Hinzu tritt regelmäßig die Quecke.

In der Variante mit *Cnidium dubium*, die auch als trockenster Flügel der wechselfeuchten Variante des *Cnidio-Deschampsietum* verstanden werden kann, sind weitere Feuchtwiesenarten wie *Deschampsia cespitosa*, *Ranunculus auricomus* agg. und *Agrostis gigantea* zu finden. Sie differenzieren gegen die eher zum *Chrysanthemo-Rumicetum* vermittelnde Variante mit *Lolium perenne*, *Rumex thyrsiflorus* (Straußblütiger Ampfer), *Bellis perennis* (Gänseblümchen), *Galium verum* (Echtes Labkraut) und *Euphorbia esula* (Esels-Wolfsmilch).

Tabelle 4.9: Vegetationstabelle *Silaum silaus*-Gesellschaft

Variante mit *Cnidium dubium* 1-8; Variante ohne *Cnidium dubium* 9-13

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Aufnahme Nr.	63	147	165	161	12	166	159	138	81	242	224	112	111
Nutzung	m2	m2	m2	m2	m2	m2	m2	w	m2	m2	m2	uw	mw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Artenzahl	30	29	28	28	28	27	24	13	25	22	20	18	14
<i>Silaum silaus</i>	2a	2a	2b	2b	2a	+	2b	+	2b	2b	2b	3	2a
d 1													
<i>Cnidium dubium</i>	2b	3	2a	2a	3	2b	.	2b
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	2a	+	1	2a	2b	1	2a
<i>Agrostis gigantea</i>	3	.	3	3	.	2b	2a	2b
<i>Veronica longifolia</i>	2a	.	.	2a	.	+	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2b	.	.	+
<i>Agrostis canina</i>	2b	.	2b
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	2a	+
<i>Stellaria palustris</i>	.	1	+
<i>Carex vulpina</i>	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	r
<i>Galium boreale</i>	2b
d 2													
<i>Lolium perenne</i>	2b	.	.	2b	3
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	2b	2b	.	.
<i>Bellis perennis</i>	1	.	1	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	2a	.
<i>Galium verum</i>	2b
<i>Euphorbia esula</i>	1	.	.	.
Molinio-Arrhenatheretea													
<i>Alopecurus pratensis</i>	+	3	3	3	3	3	4	2a	2b	3	4	3	3
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	2b	2a	2a	2b	2a	2b	.	2a	2a	2a	2b	2a
<i>Cerastium holosteooides</i>	1	1	+	+	2b	+	1	+	1	.	1	+	.
<i>Festuca pratense</i>	.	2a	2b	2a	3	2b	2b	.	2a	2b	2b	2b	3
<i>Trifolium repens</i>	3	2b	2b	2a	3	2b	.	.	2a	2a	2a	2b	2b
<i>Lathyrus pratensis</i>	2b	+	2a	2a	2a	2a	1	2a	2a	1	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2a	2b	+	3	2b	2a	2b	.	2a	.	2a	+	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	2b	2a	.	2a	3	2b	+	.	2b	2b	2a	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	.	2b	2b	3	3	2b	2b	.	2b	3	2b	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	r	2a	2a	2a	2b	.	2b	2a	+	.	.	.	2a
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2a	2b	2a	+	.	+	2a	.	2a	.	2a	.	.
<i>Vicia cracca</i>	.	3	2a	2b	.	2a	+	.	+	2a	1	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	2b	2b	.	2b	+	.	.	2b	2a	+	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	+	.	+	1	.	+	1	.	1	1	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	2a	1	1	2a	.	1	2a	.	2a
<i>Trifolium pratense</i>	1	2a	.	+	+	1	+	.	+
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1	.	+	+	2a	r	r
<i>Cardamine pratensis</i>	1	.	+	+	2a	1	+	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	1	1	.	.	2b	2a	2a	2a	.
<i>Achillea ptarmica</i>	.	2b	.	2a	.	2a	.	.	.	2a	2b	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	2a	2a	.	.	2a	.	2a	2b	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	2a	2a	3	2a	2a
<i>Achillea millefolium</i> agg.	.	2a	.	.	2b	1	2a	2b
<i>Trifolium dubium</i>	1	.	2a	.	.	1	.	.	1
<i>Potentilla reptans</i>	1	.	+	.	2b	.	.	2a
<i>Poa pratensis</i>	.	2b	.	.	3	2b	2a
<i>Veronica serpyllifolia</i>	+	1	.	.	2b
<i>Centaurea jacea</i>	.	2a	2a	.	2b
<i>Phleum pratense</i> agg.	.	2a	1	1
<i>Plantago lanceolata</i>	2b	.	.	.	2a
<i>Ranunculus acris</i>	2a	+	.
<i>Galium album</i>	.	.	2a	.	.	.	2a
<i>Poa trivialis</i>	2a	.	2a	.
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	.	+	+	.
Begleiter													
<i>Elymus repens</i>	+	2b	2a	2a	2a	2a	2a	4	.	2b	2a	3	3
<i>Cirsium arvense</i>	.	2b	+	.	.	.	2b	+
<i>Trifolium hybridum</i>	+	2a

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Erophila verna* (+); in Spalte 2: *Cuscuta europaea* (+); in Spalte 3: *Campanula patula* (+); in Spalte 5: *Carex hirta* (2a), *Alopecurus geniculatus* (3), *Holcus lanatus* (2a); in Spalte 8: *Festuca arundinacea* (2a); in Spalte 9: *Calamagrostis epigejos* (3); in Spalte 10: *Phalaris arundinacea* (1), *Rorippa sylvestris* (2a), *Plantago major* (+); in Spalte 11: *Agrostis stolonifera* agg. (1).

4.1.11 Molinietales-Basalgesellschaft

Alle anderen Bestände, in denen zwar Feuchtgrünlandarten auftreten, aber weder *Cnidium dubium*, *Lathyrus palustris* noch *Silaum silaus*, wurden zu einer Molinietales-Basalgesellschaft zusammengefasst (siehe Tab. 4.10).

Die Bestände sind sehr heterogen und reichen von Seggen (*Carex spec. div.*) und Binsen (*Juncus effusus*) dominierten Beständen bis zu Honiggras-Wiesen. Eine Aufspaltung in Untertypen ist jedoch aus pragmatischen Gesichtspunkten nicht sinnvoll, da sie die Typisierung nur unnötig erweitern würde.

Relativ häufig sind unspezifische Feuchtgrünlandfragmente und auch artenreiche Flutrasen des *Ranunculo-Alopecuretum* in feuchten Randbereichen intensiv bewirtschafteter Grünlandschläge, vor allem Weiden, zu finden. Vereinzelt können auch ganze Koppeln, die tiefer als die umgebenden Koppeln liegen, entsprechende Vegetationsbestände aufweisen.

Tabelle 4.10: Vegetationstabelle Molinietales-Basalgesellschaft

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Aufnahme Nr.	151	117	229	88	150	149	243	146	211	145	160	32	203	144	86	246	6	242	33
Nutzung	mw	uw	w	m2	sw	sw	w	m2	sw	m2	m2	m2	m2	m2	m2	m2	m2	w	m2
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	90	90	100	100	100	100	95	100	100	100	100	98	100	100	98	100	98	100
Artenzahl	36	36	32	31	29	29	28	26	26	24	24	21	21	20	20	18	17	17	16
Molinietales																			
<i>Deschampsia cespitosa</i>	3	2a	.	3	2a	.	2b	3	3	3	.	4	2a	2a	3	2b	2a	4	.
<i>Juncus effusus</i>	.	3	2b	2b	2a	2a	1	+	.	1	.	.	1	.	+	2a	2a	2a	.
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	2a	2a	+	+	+	1	.	.	+	.	1	2a	.	.	+	.	2a	+	.
<i>Ranunculus flammula</i>	2a	2a	2a	2a	+	2a	1	2b	.	.	.	r	.	.	.	+	.	.	.
<i>Stellaria palustris</i>	+	.	1	2a	1	+	.	2a	1	+	.	+	.	.	2b
<i>Agrostis canina</i>	1	.	3	2b	.	2b	.	.	2b	.	.	.	3	.	.
<i>Mentha arvensis</i>	2b	+	2b	.	1	.	.	+	.	.	.	1	.	.
<i>Caltha palustris</i>	+	.	.	2a	+	2a	3	.
<i>Juncus articulatus</i>	.	2a	1	+	+	2b
<i>Cirsium palustre</i>	+	2a	.	+	2a
<i>Carex disticha</i>	+	.	.	.	1	3	1
<i>Equisetum palustre</i>	+	1	1	2a
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	.	.	2a	+	.	.	.	+	1
<i>Lotus uliginosus</i>	2b	2b	.	+
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	1	+	.	+
<i>Senecio aquaticus</i>	+	.	.	.	r
<i>Filipendula ulmaria</i>	1	.	.	.	+
<i>Scirpus sylvaticus</i>	.	+	2b	.	.
<i>Epilobium palustre</i>	r
<i>Potentilla palustris</i>	.	+
<i>Thalictrum flavum</i>	.	.	.	+
<i>Achillea ptarmica</i>	2a
Molinio-Arrhenatheretea																			
<i>Cardamine pratensis</i>	+	1	2a	1	1	1	+	1	+	1	1	2a	1	1	2a	1	3	+	2a
<i>Ranunculus repens</i>	3	2b	2b	2a	2a	2a	2b	2a	2a	2b	3	3	2b	2b	3	2a	3	2b	3
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	2a	2a	2a	3	2a	2a	.	2b	.	2b	2a	2a	2a	3	.	3	2a	3
<i>Trifolium repens</i>	2b	2a	2a	2a	2a	2a	2a	2a	3	2a	.	2a	2a	2b	2b	2a	.	.	2b
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	+	+	2a	2a	2a	+	2a	2a	2b	.	.	.	2b	3	.	2a	.	2a
<i>Holcus lanatus</i>	3	2b	2b	2b	.	2a	2a	+	3	.	.	4	2b	.	2a	.	.	2a	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	+	2a	2b	2a	1	1	2a	1	+	1	+	.	2a	.	2a	.	2a	+	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	+	1	.	+	+	1	+	1	2a	.	2a	+	.
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	2b	2a	.	3	.	.	3	3	2a	2b	2b	.	.	3	.	2b	.	.	.
<i>Festuca pratense</i>	.	2a	2b	.	2a	3	2b	2a	2a	2a	2a	.	.	2b	.
<i>Poa trivialis</i>	.	2a	.	3	.	.	2a	2a	.	2a	+	2a	2b	2a	1
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2b	2b	2b	.	2a	2a	.	2a	.	2b	2a	3	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	1	.	2a	.	.	2a	.	2a	+	.	2a	2a	2a	.	3	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	2a	+	+	.	.	1	1	1	.	1	.	2b	1
<i>Poa pratensis</i>	.	2a	3	.	2a	.	.	.	2b	.	+	.	.	2a	.	.	4	2a	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	+	.	.	+	.	2a	.	2b	+	2a
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2a	2a	2m	2a	3	2a	.	.	.
<i>Ranunculus acris</i>	.	+	2a	.	.	+	+	.	2b	2a
<i>Trifolium pratense</i>	+	+	.	.	+	2a	.	.	+	3	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	1	2a	2a	2a	.	2b	.	.

Fortsetzung Tabelle 4.10

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
<i>Vicia cracca</i>	2a	.	.	2a	+	.	+
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	1	2a	2a
<i>Bellis perennis</i>	.	.	2a	1	.	r	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	2b	.	+	3
<i>Festuca rubra</i>	.	3	2a	.	3
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	1	.	.	.	2a	1
<i>Lolium perenne</i>	2b	1
<i>Cynosurus cristatus</i>	+	.	.	.	1
<i>Agrostis gigantea</i>	.	.	.	2a	3
<i>Centaurea jacea</i>	1	.	+
<i>Phleum pratense agg.</i>	2a	1
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	+	.	.	.	2a
Phragmitetea																			
<i>Carex acuta</i>	1	2b	2a	2a	.	.	.	+	.	+	+	r	3	.	.	2a	.	.	3
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	1	1	1	2a	2a	3	.	1	.	1	2a
<i>Poa palustris</i>	2b	2b	.	.	.	2a	3	3	3	.	2a	.	.	1	3
<i>Galium palustre</i>	2a	2b	+	+	1	.	1	.	.	2a	.	.	.
<i>Carex vulpina</i>	.	.	r	.	.	.	+
<i>Iris pseudacorus</i>	.	.	.	r	+
<i>Veronica scutellata</i>	.	+	+
Begleiter																			
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	2b	.	.	2a	3	.	2b	.	2b	2b	2a
<i>Glyceria fluitans</i>	.	3	1	.	.	2b	.	2a	.	1	.	.	.	1	2a
<i>Plantago major</i>	.	.	+	.	+	+	.	+	.	.	1
<i>Polygonum amphibium</i>	+	.	.	.	+	+	+	2a
<i>Cirsium arvense</i>	1	.	.	2a	.	.	1	.	2b
<i>Trifolium hybridum</i>	2a	2b	.	2a	.	2a
<i>Carex hirta</i>	r	2b	.	+
<i>Elymus repens</i>	3	.	2a	.	.	.	+
<i>Cirsium vulgare</i>	r	.	+
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	2a
<i>Dicranoweisia cirrata (M)</i>	2a	2m
<i>Rumex crispus</i>	.	r	r
<i>Rorippa sylvestris</i>	1	r

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Trifolium dubium* (2a), *Lycopus europaeus* (2a), *Hypochoeris radicata* (r), *Pohlia lescuriana* (2a); in Spalte 2: *Rhynchospora squarrosa* (2b), *Veronica beccabunga* (2a); in Spalte 3: *Carex ovalis* (2a); in Spalte 4: *Oenanthe fistulosa* (2a); in Spalte 6: *Covolvulus arvensis* (+), *Phragmites australis* (+); in Spalte 10: *Berula erecta* (1), *Sium latifolium* (1); in Spalte 11: *Lysimachia vulgaris* (+), *Drepanocladus aduncus* (2a); in Spalte 12: *Carex riparia* (2a); in Spalte 14: *Lolium multiflorum* (+); in Spalte 15: *Plantago lanceolata* (2a); in Spalte 18: *Glyceria maxima* (1).

Tabelle 4.11: Vegetationstabelle *Chrysanthemo-Rumicetum*

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aufnahme Nr.	95	19	66	5	18	20	67	65	7	100	76	77	173	196
Nutzung	m2	?	m2	m2	?	?	mw	m2	m2	mw	m2	m2	m2	mw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Artenzahl	33	32	30	29	29	24	24	24	23	23	23	21	18	18
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	+	2a	.	2b	.	2a	2b	3	2b	.	2a	+	2a	1
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.	2b	.	1	2b	1	.	2a	+	+	.	.	+	r
<i>Campanula patula</i>	.	2a	2a	r	2b	.	.	2a	+
<u>Arrhenatheretalia</u>														
<i>Plantago lanceolata</i>	2a	2b	2a	2a	2a	2a	.	.	2a	.	2b	.	+	.
<i>Trifolium pratense</i>	+	2b	2b	2a	2a	.	.	.	2a	+	.	2a	.	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	+	.	+	2a	.	2a	.	+	.	+	.	.	.	+
<i>Bellis perennis</i>	1	.	+	1	2a	.	.	.	2a	.	2a	1	.	1
<i>Lolium perenne</i>	2a	.	2a	2a	.	.	2a	.	.	2a	2a	2a	.	.
<i>Trifolium dubium</i>	3	3	3	.	3	2b	+	.	1	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	1	+	.	.	.	+	.	.	.	2a	.	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	2a	.	1	2b	2a
<i>Tragopogon pratensis</i>	2a	r	.
<i>Daucus carota</i>	.	.	2a
<i>Heracleum sphondylium</i>	+
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>														
<i>Trifolium repens</i>	2a	2a	+	3	2a	2b	2a	2a	2b	2b	3	3	+	2a
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	2a	1	2b	2a	2a	+	2a	2b	+	+	+	1	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	2b	1	.	3	+	4	2a	2b	3	4	3	3	5	4
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	.	2a	2b	2a	2a	+	.	2a	3	2a	2b	2a	2b
<i>Poa pratensis</i>	2b	2a	.	3	.	2b	.	2a	3	2a	2a	2a	.	2b
<i>Rumex acetosa</i>	+	2a	2a	2b	2b	2a	.	2a	2a	.	+	+	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	+	.	2a	3	.	2a	.	3	3	+	2a	2a	.	2a
<i>Festuca pratense</i>	.	.	2a	2b	2b	2a	2a	2b	3	3	.	.	.	2a
<i>Agrostis capillaris</i>	2b	3	.	2a	2a	.	.	4	2a	.	2a	2a	2a	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	2a	2a	2a	.	+	2b	2b	2b	1	1	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	3	.	.	3	.	4	.	2a	2b	3	.	2b	2b	.
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	+	2b	2a	.	.	2a	2a	+	.	+	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	2a	2a	2a	.	.	+	.	2b	+	2a	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	2a	2b	3	.	3	.	2b	.	.	r
<i>Poa trivialis</i>	.	.	2a	2b	.	.	2a	2b	3	.	2a	.	.	.
<i>Vicia cracca</i>	2a	.	2b	2b	2b	2a	2a	.	.	.
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2a	3	.	2b	3	.	.	3	2a
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	3	.	2a	3	2a	.	2a
<i>Glechoma hederacea</i>	1	+	.	.	.	+	2a	+	2a
<i>Cardamine pratensis</i>	.	1	+	2b	2a	.	.	2a	.	+
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2a	+	1	2a	.	.	2b
<i>Festuca rubra</i>	3	4	4	4	.	.	2a	.	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	2a	+
<i>Achillea ptarmica</i>	2a	2a	.	+	.	+
<i>Lotus corniculatus</i>	3	3	.	.	3	.	.
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	.	.	1	2a	.	.	.	2b
<i>Dactylis glomerata</i>	.	2a	2a
<i>Agrostis gigantea</i>	2a	.	.	.	3	.	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	1	1	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2a	.	.	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	.	.	1	2a
<u>Begleiter</u>														
<i>Elymus repens</i>	2a	2a	.	.	3	2a	2a	2a	2a
<i>Calamagrostis epigejos</i>	+	1	+	2b	.	.	1	2b	.	.
<i>Galium verum</i>	2b	2b	.	.	2a	.	.	1	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	2b	.	.	.	2a	+	.
<i>Equisetum arvense</i>	.	1	.	.	1	.	.	1
<i>Hypochoeris radicata</i>	.	2a	.	2a
<i>Viola tricolor</i>	1	+	.
<i>Euphorbia esula</i>	+	2b
<i>Myosotis arvensis</i>	.	1	.	.	.	1

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Crepis capillaris* (2a), *Armeria elongata* (2a), *Campanula rotundifolia* (1), *Carex hirta* (+), *Climacium dendroides* (2a); in Spalte 2: *Vicia sativa* (r), *Rumex acetosella* (1), *Vicia hirsuta* (2a), *Hieracium umbellatum* (3), *Plagiomnium affine* agg. (2b), *Saxifraga granulata* (2a), *Veronica arvensis* (1); in Spalte 3: *Ornithogalum umbellatum* (+); in Spalte 5: *Tanacetum vulgare* (r), *Phalaris arundinacea* (1); in Spalte 6: *Galium boreale* (1), *Valerianella locusta* (2a); in Spalte 7: *Stellaria graminea* (+), *Covolvulus arvensis* (1), *Geranium dissectum* (+); in Spalte 10: *Polygonum amphibium* (+); in Spalte 11: *Prunella vulgaris* (+); in Spalte 13: *Vicia lathyroides* (+); in Spalte 14: *Agrostis stolonifera* agg. (2a), *Potentilla reptans* (2a), *Potentilla anserina* (2a), *Inula britannica* (1).

4.1.12 Chrysanthemo-Rumicetum thrysiflori

Das Chrysanthemo-Rumicetum fällt durch Farbenpracht und Blütenreichtum auf. Charakterisierende Pflanzenarten sind *Leucanthemum vulgare* (Wiesen-Margerite) und *Rumex thrysiflorus*. Ebenfalls an die Gesellschaft gebunden, wenn auch weniger stet, ist *Campanula patula* (Wiesen-Glockenblume) (siehe Tab. 4.11).

Neben den genannten Arten treten häufig typische Arten des mesophilen Grünlandes auf.

Plantago lanceolata (Spitz-Wegerich), *Trifolium dubium* (Kleiner Klee), *Veronica serpyllifolia* (Quendelblättriger Ehrenpreis), *Vicia tetrasperma* (Viersamige Wicke), *Centaurea jacea* und *Tragopogon orientalis* (Wiesen-Bocksbart) sind hier zu nennen. Sie differenzieren die Strauß-Ampfer-Margeriten- und die Glatthafer-Wiesen gegen die artenärmeren Wiesen-Fuchschwanz-Wiesen und die Weidelgras-Weißklee-Weiden.

Das Chrysanthemo-Rumicetum war seit jeher auf die höheren Bereiche außendeichs und auf deichnahe Flächen Binnendeichs beschränkt. Die Bestände werden im Winter kurzfristig überstaut. Arten, die keine Überflutungen vertragen, wie zum Beispiel *Arrhenatherum elatius*, werden verdrängt (WALTHER 1983: 200) (siehe auch Kap. 5.1).

Von den nachstehend beschriebenen Glatthafer-Wiesen unterscheidet sich das Chrysanthemo-Rumicetum vor allem durch das Fehlen von *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer). Weiteren diagnostischen Wert haben eventuell *Anthriscus sylvestris* (Wiesen-Kerbel), der auf die Glatthafer-Wiesen beschränkt ist, sowie *Veronica serpyllifolia* und *Bellis perennis* fürs Chrysanthemo-Rumicetum.

Die nur sehr schwache Trennung vom Arrhenatheretum, die letztlich nur aus der Überflutungsempfindlichkeit des Glatthafers resultiert, spräche dafür, die Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese nur als verarmte Ausprägung des Arrhenatheretums zu verstehen (vgl. DIERSCHKE 1997a). Da jedoch dieser Wiesentyp charakteristisch für das unregelmäßig überflutete mesophile Auengrünland ist, - er wird auch vom Rhein und vom Main beschrieben (BÖGER 1991) - wird die Fassung der Gesellschaft im Sinne WALTHERS (1977: 89) beibehalten.

4.1.13 Arrhenatheretum elatioris

Das Arrhenatheretum elatioris des Untersuchungsgebietes ist kaum mit den Beständen im südlichen und westlichen Mitteleuropa, dem Verbreitungsschwerpunkt dieser Gesellschaft, zu vergleichen. Es gelangt hier an die Verbreitungsgrenze und die Artenzahlen nehmen deutlich ab (DIERSCHKE 1997a: 18; HUNDT 1958: 32) (siehe Tab. 4.12).

Da *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer) Überflutungen in der Vegetationsperiode nicht erträgt, kommt das Arrhenatheretum nur Binnendeichs, auf den Deichen und seltener auf den Uferrhennen vor.

Tabelle 4.12: *Arrhenatheretum elatioris*

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Aufnahme Nr.	68	62	24	101	123	236	212	206
Nutzung	mw	?	mw	mw	sw	?	m3	m3
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	95	100
Artenzahl	35	34	25	24	22	19	17	12
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2a	3	2a	2a	1	4	2a	2a
<u>Arrhenatheretalia</u>								
<i>Plantago lanceolata</i>	2a	2b	3	2a	+	2a	.	.
<i>Lolium perenne</i>	2a	.	3	3	2b	.	2b	2b
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.	.	1	2a	+	r	2a	.
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	2b	2a	.	+	1	.	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	2b	2a	+	+	.	.
<i>Trifolium dubium</i>	.	1	2a	.	.	1	.	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	2a	2b	r
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	1	.	2a
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.	2a
<i>Veronica serpyllifolia</i>	+
<i>Daucus carota</i>	2b
<i>Heracleum sphondylium</i>	2a	.	.	.
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>								
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	2a	3	2a	3	.	2b	3
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2b	2b	2a	2a	2a	3	3	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	3	3	2b	2a	2a	2b
<i>Cerastium holosteoides</i>	+	.	2b	1	+	2a	.	1
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	.	3	2b	2b	.	3	2b
<i>Poa pratensis</i>	.	.	4	3	3	.	2b	3
<i>Holcus lanatus</i>	2a	2b	1	+	2b	2a	.	.
<i>Poa trivialis</i>	2a	.	4	2a	2a	.	2a	.
<i>Dactylis glomerata</i>	2a	.	3	1	2b	.	2b	.
<i>Festuca pratense</i>	3	.	2b	2a	.	.	2a	.
<i>Ranunculus acris</i>	2a	.	2b	+	+	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	+	r	.	2a	2b	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	2a	2a	.	.	.	2b	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	3	2b	.	.	.	+
<i>Agrostis capillaris</i>	.	3	.	2a	.	2b	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	+	2b
<i>Vicia cracca</i>	+	2a
<i>Festuca rubra</i>	2b	3
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	2b	.	.	2a	.	.
<i>Stellaria graminea</i>	3	2a
<i>Phleum pratense</i> agg.	2b	.	2a	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	2b	1
<u>Begleiter</u>								
<i>Elymus repens</i>	2b	2a	2a	2a	2b	.	2a	2b
<i>Cirsium arvense</i>	.	+	2b	r
<i>Equisetum arvense</i>	1	1	.	.	.	+	.	.
<i>Stellaria media</i>	1	.	2a	1
<i>Galium verum</i>	+	2a
<i>Convovulus arvensis</i>	2a	+
<i>Vicia sativa</i>	.	+	.	.	.	+	.	.
<i>Hypericum perforatum</i>	+	r
<i>Allium scorodoprasum</i>	+	+

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Centaurea jacea* (1), *Agrostis gigantea* (2a), *Lysimachia nummularia* (2a), *Agrimonia procera* (+), *Cruciata laevipes* (3), *Rumex crispus* (r); in Spalte 2: *Tanacetum vulgare* (+), *Rumex acetosella* (+), *Vicia hirsuta* (+), *Brachytheicum albicans* (4), *Trifolium arvense* (2a), *Agrimonia eupatoria* (r), *Galium aparine* (+), *Luzula campestris* (+); in Spalte 3: *Brachytheicum rutabulum* (2b), *Glechoma hederacea* (3); in Spalte 4: *Polygonum amphibium* (+), *Plagiothecium latebricola* (2b); in Spalte 5: *Agrostis stolonifera* agg. (2b); in Spalte 6: *Poa angustifolia* (3), *Anthoxanthum odoratum* (+), *Potentilla reptans* (2b), *Calamagrostis epigejos* (+), *Cerastium arvense* (2b), *Plantago major* (+), *Capsella bursa-pastoris* (+), *Rumex obtusifolius* (+); in Spalte 8: *Chenopodium polyspermum* (r).

4.1.14 *Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft

Die *Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ist die Gesellschaft der intensiv genutzten Mähwiesen und Mähweiden des Elbtals. Die Bestände sind artenarm. Vereinzelt treten noch Feuchtwiesenarten auf. Während des ersten Aufwuchs fällt die Dominanz von *Alopecurus pratensis* ins Auge. Gegen die reinen Weiden des *Cynosuro-Lolietum* differenzieren einige wenige Schnittzeiger wie *Rumex acetosa* (Großer Sauerampfer), *Trifolium pratense* (Weiß-Klee), *Lathyrus pratensis*, *Vicia cracca* (Vogel-Wicke). Beweidungszeiger fehlen hingegen weitgehend (siehe Tab. 4.13).

Häufig findet sich im Außendeichsgrünland eine Variante mit *Elymus repens* (Quecke) und *Poa trivialis*. Bei diesen Beständen erfolgt bei Nutzungsumstellung auf extensive Beweidung oder späten Schnitt eine Verschiebung zugunsten der Quecke und damit hin zur *Elymus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft. Im Bereich der Mittelelbe nimmt die *Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft große Flächen ein.

Vom Wiesen-Fuchschwanz dominierte Bestände beschreibt DIERSCHKE (1997b: 26) auch für andere Regionen Norddeutschlands. Vermutlich hat sie sich auf Kosten der Molinietalia-Gesellschaften ausgebreitet (BERGMEIER et al. 1984: 169; Pott 1995: 319) (siehe auch Kap. 4.5).

Tabelle 4.13: Vegetationstabelle *Ranunculus pepens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft

Variante mit *Elymus repens* 1-10; Variante ohne *Elymus repens* 11-20

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Aufnahme Nr.	55	73	85	143	105	216	190	27	74	205	54	1	2	220	225	30	203	34	148	202
Nutzung	m2	m3	m2	m2	mw	mw	m2	mw	m2	m3	m2	mw	mw	m	mw	m2	m2	mw	m2	m3
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	95	95	100	100	95	100	95	100	100	100	95
Artenzahl	32	29	23	18	18	18	14	14	14	13	28	24	19	19	17	15	14	13	12	12
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	3	3	2b	3	4	3	2b	2a	2b	1	3	3	2a	4	2a	2a	4	2b	3
<u>d1</u>																				
<i>Elymus repens</i>	2b	2b	1	2a	2a	2a	2a	2b	2b	1
<u>Arrhenatheretalia</u>																				
<i>Lolium perenne</i>	2b	2a	.	.	+	.	.	2a	.	.	3	.	.	2a	2b	.
<i>Trifolium pratense</i>	2a	+	+	.	.	+	2a	2a	+	.
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	2b	.	2a	.	r	2a
<i>Plantago lanceolata</i>	1	.	2a	2a	.	.	.	2a
<i>Bromus hordeaceus</i>	1	+	2a
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.	2a	r	.
<i>Trifolium dubium</i>	1	1
<i>Veronica serpyllifolia</i>	2a	1
<i>Bellis perennis</i>	.	.	+	+
<i>Daucus carota</i>	2a	2a
<i>Centaurea jacea</i>	2a
<i>Vicia tetrasperma</i>	r
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>																				
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	+	2b	2b	2a	2a	2a	.	.	+	2b	3	2b	+	2a	.	.	2a	2b	2b
<i>Trifolium repens</i>	2a	1	2b	3	2a	2a	2b	3	4	.	3	3	2b	2a	2b	2a	+	.	3	2a
<i>Festuca pratense</i>	2a	2b	2b	4	4	2a	3	.	+	.	2a	2b	2b	2a	2a	.	.	3	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	2a	.	2a	2b	2b	.	2b	.	3	+	2b	2b	.	+	2b	1	2a	.	2a	1
<i>Poa pratensis</i>	2a	2a	3	.	.	2a	1	4	3	4	.	2a	2a	.	4	2b
<i>Ranunculus repens</i>	.	1	2a	2b	2a	2a	2a	3	2a	.	.	1	.	.	1	.	.	+	.	.
<i>Poa trivialis</i>	.	2a	.	.	2a	.	.	5	2b	1	2a	2a	.	.	.	1	.	.	3	.
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2a	1	.	.	.	2a	.	.	.	3	2b	2a	3	+	2a	.	2a	2a	.	3
<i>Cerastium holosteoides</i>	2a	1	1	.	1	1	.	.	1	.	.	2a	2b	1	1	2b	1	.	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	3	.	3	2b	3	.	2b	.	.	.	2a	.	2b	.	2b	.	.	.	2b	2a
<i>Holcus lanatus</i>	2a	2b	2b	.	3	2b	.	.	2b	.	2b	2a	+	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	1	2a	.	1	+	.	.	3	.	.	.	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	1	1	.	.	.	2a	+	.	+	+	.	.	.	1	.	r
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2a	.	3	2b	.	.	2b	.	.	.	+	1
<i>Brachythecium rutabulum</i>	2a	2b	2b	3	.	+	2a	.	.	.	2a

Fortsetzung Tabelle 4.13:

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Dactylis glomerata</i>	2a	3	1	.	.	.	2a	.	.	.	2a	.	2a
<i>Ranunculus acris</i>	1	+	2b	+	2a	.	+	.	.	.	+	.	.
<i>Vicia cracca</i>	2a	2a	.	.	+	2a	.	2b	.	2a	.	.	2a	.	.
<i>Phleum pratense</i> agg.	1	2a	2a
<i>Festuca rubra</i>	4	2a	4	3	2b	.	.	2a
<i>Stellaria graminea</i>	+	+	.	.	.	+	2b	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	2b	.	+	2a	2a
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	1	1	.	1	+	.	.	r	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	2a	2a	2b	.	1	2a
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	.	.	.	+	.	1	2b	2a
<i>Achillea ptarmica</i>	+	1	1
<i>Agrostis capillaris</i>	3	.	.	.	3	3	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	2a	1	2a
<i>Brachytecium albicans</i>	2a	.	.	.	4	3	.	.	.
<i>Galium verum</i>	2a	.	2a
<i>Lychmis flos-cuculi</i>	.	.	+	+
<i>Galium album</i>	1	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	+	1
<i>Rhynchospora squarrosa</i>	.	.	.	3	2a
<i>Rumex acetosella</i>	2a	2b
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2a
<i>Carex disticha</i>	.	.	.	1
<i>Equisetum palustre</i>	+
<i>Scirpus sylvaticus</i>	+	.	.	.
<i>Agrostis gigantea</i>	.	3
<i>Carum carvi</i>	2a
<i>Potentilla reptans</i>	2a
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	+
<i>Hypochoeris radicata</i>	r
Beleiter																				
<i>Stellaria media</i>	1	.	.	1	.	.	3
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	1	2b	+	1	.	.	.
<i>Rumex crispus</i>
<i>Plantago major</i>	2a	+	.	.	2a
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	+	+
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	1	1	.	+	2a	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	2a	2b
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	1
<i>Rorippa sylvestris</i>	+	2a
<i>Polygonum amphibium</i>	1	.	+	+
<i>Carex hirta</i>	2b	3	.	.	.
<i>Drepanocladium aduncus</i>	2a
<i>Equisetum arvense</i>	+	+

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Symphytum officinale* (r), *Carex praecox* (1), *Veronica chamaedrys* (2a); in Spalte 2: *Agrostis gigantea* (3), *Vicia sepium* (2b); in Spalte 3: *Prunella vulgaris* (+); in Spalte 4: *Carex disticha* (1); in Spalte 5: *Agrostis stolonifera* agg. (1), *Veronica arvensis* (+); in Spalte 7: *Inula britannica* (2a); in Spalte 8: *Urtica dioica* (+), *Poa palustris* (3), *Lysimachia vulgaris* (+); in Spalte 9: *Drepanocladus aduncus* (2a); in Spalte 10: *Geranium pusillum* (+); in Spalte 12: *Erophila verna* (2a), *Phragmites australis* (1); in Spalte 14: *Centaurium pulchellum* (1), *Pseudephemerum nitidum* (2a), *Scleropodium purum* (3); in Spalte 16: *Hypochoeris radicata* (+); in Spalte 13: *Potentilla reptans* (2a); in Spalte 16: *Equisetum palustre* (+); in Spalte 17: *Scirpus sylvaticus* (+), *Linaria vulgaris* (1); in Spalte 18: *Potentilla anserina* (+), *Lolium multiflorum* (+); in Spalte 19: *Polygonum aviculare* agg. (+).

4.1.15 *Lolium multiflorum*-Nachsaatgrünland

In den Beständen der *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft kommt teilweise ein Sondertyp vor, bei dem *Lolium multiflorum* (Welsches Weidelgras) zum zweiten Aufwuchs dominiert (siehe Tab. 4.14). Die Deckung kann bis auf 100% steigen. Hier handelt es sich um besonders intensiv genutzte Schläge, bei denen durch eine Nachsaat eine Narbenverbesserung vorgenommen wurde. Derartige Bestände wurden bei der Vegetationskartierung als *Lolium multiflorum*-Nachsaatgrünland erfasst.

Tabelle 4.14: Vegetationstabelle *Lolium multiflorum*-Gesellschaft

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7
Aufnahme Nr.	104	102	69	71	37	209	72
Nutzung	m3	m3	m3	m3	m3	m3	m3
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	95	100	100
Artenzahl	22	19	17	13	11	9	7
<i>Lolium multiflorum</i>	2b	4	3	5	3	5	5
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>							
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	3	2b	2b	2a	3	2a	2a
<i>Lolium perenne</i>	.	.	2a	2a	3	2a	+
<i>Poa pratensis</i>	2a	2a	2a	.	2a	.	.
<i>Poa trivialis</i>	+	2a	.	2a	1	2a	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	2a	4	+	1	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2b	3	2b	+	2a	.	.
<i>Trifolium repens</i>	2b	.	2a	2b	.	.	2a
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2a	1	.	+	.	.	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	+	+
<i>Festuca pratensis</i>	2a	2a
<i>Poa angustifolia</i>	3	2a	3
<i>Phleum pratense</i> agg.	2b	2b	.	+	.	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	2a	2a
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	2a
<i>Glechoma hederacea</i>	1	2b
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	2a
<u>Begleiter</u>							
<i>Elymus repens</i>	2a	2b	2b	.	2b	2a	.
<i>Stellaria media</i>	.	.	+	2a	.	1	.
<i>Rumex crispus</i>	r	.	r	+	r	+	.
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	2a	2a
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	.	.	+	+	.	.

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Stellaria graminea* (+), *Brachythecium rutabulum* (2b), *Galium verum* (2a), *Holcus lanatus* (2b); in Spalte 2: *Lathyrus pratensis* (1), *Phalaris arundinacea* (+), *Drepanocladus aduncus* (3), *Trifolium pratense* (2b); in Spalte 3: *Plantago lanceolata* (2b), *Calamagrostis epigejos* (+), *Rumex thyrsoiflorus* (+); in Spalte 4: *Rorippa sylvestris* (1); in Spalte 5: *Rumex obtusifolius* (r); in Spalte 5: *Alopecurus geniculatus* (+), *Ranunculus acris* (+); in Spalte 7: *Cirsium arvense* (+), *Plantago major* (+).

4.1.16 *Cynosuro-Lolietum*

Das *Cynosuro-Lolietum* stellt das Pendant zur *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft auf intensiv beweideten Schlägen dar. Neben der höheren Deckung von *Lolium perenne* wird die Gesellschaft über das Auftreten der Beweidungszeiger *Phleum pratense* (Wiesen-Lieschgras), *Plantago major* (Breit-Wegerich), *Cirsium vulgare* (Lanzett-Kratzdiestel), *Potentilla anserina* differenziert (siehe Tab. 4.15). In der Regel sind die Bestände artenarm. Die durchschnittliche Artenzahl liegt bei 16. Nur vereinzelt treten noch feuchtere Ausprägungen mit höheren Artenzahlen auf. Hier ist auch die zweite namensgebende Art *Cynosurus cristatus* (Kammgras) zu finden.

Tabelle 4.15: Vegetationstabelle Cynosuro-Lolietum

Spalte-Nr.	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	
Aufnahme Nr.	2002	1019	1514	160	47	91	132	46	59	56	127	40	153	113	49	89	97	42	43	4	110	119	58	115	48	207	129	118		
Nutzung	sw	mw	mw	mw	m2	uw	uw	mw	mw	m2	mw	sw	uw	mw	mw	mw	uw	mw	uw	uw	uw	uw	uw	sw	mw	uw	sw	mw	uw	
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	
Deckung (%)	98	95	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	98	95	100	95	98	100	100	98	100	85	
Artenzahl	29	28	23	20	20	19	18	18	18	18	17	17	16	16	16	16	15	15	15	15	14	13	13	12	12	11	11	10	9	
<i>Lolium perenne</i>	3	2a	2a	2b	3	3	3	3	4	4	2a	4	3	2a	3	4	4	2a	4	4	4	5	4	5	4	3	4	5	2b	
<i>Cynosurus cristatus</i>	2b	2a	
Arrhenatheretalia																														
<i>Bellis perennis</i>	1	+	.	.	2a	2b	.	.	.	1	1	.	.	1
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	.	.	2b	+	+	.	.	.	+	.	2b	3	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	+	2a
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+
<i>Trifolium dubium</i>	.	.	1	2a
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	+	+
<i>Leucanthemum vulgare</i>	r
Beweidungszeiger																														
<i>Phleum pratense</i> agg.	.	2a	2a	.	2a	.	.	2a	.	2b	.	1	.	.	2b	.	1	.	2a	2a	.	2a	2b	.	.
<i>Plantago major</i>	1	.	.	.	+	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	2a	+	.	2a	.	.	.	1	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	2a	2b	.	.	.	2a	.	.	3	2b	2b	2b	2b	.	.	.
<i>Cirsium vulgare</i>	r	2b	.	r
Molinio-Arrhenatheretea																														
<i>Taraxacum</i> off. agg.	2a	2a	2a	2a	3	3	2b	2b	2a	2b	2a	2a	3	2a	.	3	2a	2a	3	2a	2b	+	2a	2b	2b	2a	2a	2a	2a	2b
<i>Trifolium repens</i>	2a	2a	3	3	2b	.	3	2b	3	2b	2b	2a	2b	.	2a	3	2b	2a	3	3	2a	.	2a	2b	1	3	2a	2a	1	
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	2a	3	.	.	1	4	2a	.	.	4	2b	2b	4	3	2a	2b	4	3	4	3	2b	.	2a	2b	2a	2a	2a	2a	2a
<i>Poa pratensis</i>	2b	2a	3	2a	.	2a	2a	3	3	2b	2a	2a	2a	.	2b	.	.	2a	2a	3	3	2a	2a	2b	2b	.	2b	2a	2a	
<i>Achillea</i> mill. agg.	1	.	2a	.	.	3	.	2a	2b	2a	2a	2a	2a	2a	.	2b	2a	+	+	3	2b	.	3	.	2a	+
<i>Poa trivialis</i>	2b	.	2a	.	2b	3	2a	2a	3	2b	2a	4	2a	2a	2a	2a	.	2a	.	2a	.	2b	4	2a	2a	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	2a	2a	+	1	2a	2a	.	2a	2a	.	2a	2b	.	.	.	1	2b	.	2a	1	1	+	+	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	2b	2a	2a	2a	2a	2a	.	2a	2a	.	2a	2b	2b	2b	2b	2a	.	.	2a	.	.	2b	2b	.	.
<i>Cerastium holost.</i>	+	+	+	2a	2a	2b	.	2a	+	2a	.	+	.	.	+	+	+	+	2b
<i>Festuca pratense</i>	.	2a	3	.	.	2a	2a	.	2a	.	2b	.	2b	2b	2a	.	2b	3	.	2b	2a
<i>Poa angustifolia</i>	2b	.	.	2b	.	2b	3	.	3	2a	3	2a	3	.	2a	.	.	2b	.	2a	.	.	.
<i>Deschampsia cesp.</i>	2a	2a	2a	.	.	r	2a	.	r	+	3	.	.	2b
<i>Brachytecium rut.</i>	.	.	.	2a	.	.	3	2a	2a	.	2a	2b	2a	.	.	.
<i>Ranunculus acris</i>	1	1	.	.	2a	+	+	+	.	2a	2a
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	3	1	2a	2a	1	.	1	2a	.	2a
<i>Rumex acetosa</i>	2a	+	.	.	+	+
<i>Achillea ptarmica</i>	.	.	2a	.	.	.	1	1	2a
<i>Dactylis glomerata</i>	+	2a	.	2b	2a
<i>Festuca rubra</i>	.	2a	2a	2a	.	4
<i>Vicia cracca</i>	.	.	2a	2a
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	2b	.	3	.	2a
<i>Cardamine pratensis</i>	1	.	+	+
<i>Glechoma hederacea</i>	2b	.	2a	.	.	.	2a
<i>Lotus corniculatus</i>	1	.	1	2b
<i>Ranunculus sardous</i>	+	2a
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	+
<i>Juncus effusus</i>	1	2b
<i>Ranunculus flammula</i>	1	2a
<i>R. auricomus</i> agg.	+	.	+
<i>Prunella vulgaris</i>	3	2a
<i>Lysimachia num.</i>	1	+
Begleiter																														
<i>Elymus repens</i>	.	.	2a	.	.	.	2a	2b	3	.	3	.	2a	2a	2b	.	.	.	2a	2a	2a	2b	2a	2b	2b
<i>Cirsium arvense</i>	2a	+	.	2a	1	.	2a	.	.	2a	+	.	+	.	2a	2b	.	.	2a	.	+	.	.	.
<i>Stellaria media</i>	+	2a	+	+	1	+	2a	2b	.	2a	2a	3	
<i>Rumex crispus</i>	.	+	.	.	r	.	r	r	r	r	+	r	.	+	2b
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2a	2b	1	+	+	2a
<i>Capsella bursa-past.</i>	1	2a	.	+	1
<i>Agrostis stol.</i> agg.	2b	2b	2a	2a
<i>Potentilla reptans</i>	2b	.	.	.	2b	+
<i>Hypochoeris radicata</i>	.	.	.	+	.	+
<i>Carex hirta</i>	1	r
<i>Erophila verna</i>	r	r

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Poa annua* (+), *Galium verum* (+), *Dicranoweisia cirrata* (1); in Spalte 2: *Carex acuta* (1), *Festuca arundinacea* (3), *Oenanthe aquatica* (r), *Trifolium fragiferum* (2a); in Spalte 3: *Polygonum amphibium* (+); in Spalte

4.1.17 *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft

Die *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft ist die typische Pflanzengesellschaft stark betretener Grünlandflächen. Die Gesellschaft tritt bevorzugt auf Sand- und Lehmböden auf und bleibt bei gleichbleibend mäßiger Trittbelastung als dauerhaftes Initialstadium erhalten (POTT 1995: 304).

Die *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft wird durch die Kombination *Plantago major*, *Polygonum arviculare* agg. (Vogel-Knöterich) charakterisiert. *Lolium perenne* und *Poa annua* (Einjährige Rispe) sind die dominierenden Grasarten (siehe Tab. 4.16). Die geringe Anzahl an steten Molinio-Arrhenatheretea-Arten in den Aufnahmen (siehe auch Tab. B1 im Anhang) lässt die Zugehörigkeit der Gesellschaft zu dieser Klasse zweifelhaft erscheinen. Die synsystematische und syntaxonomische Diskussion der Trittrasen ist allerdings auch noch nicht abschließend bearbeitet (POTT 1995: 304).

Im Untersuchungsgebiet tritt die *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft nur vereinzelt - vor allem an Tränken - großflächiger auf.

Tabelle 4.16: Vegetationstabelle *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Aufnahme Nr.	4	4	3	9	3	1	3	7	3	4	3
Nutzung	mw	mw	m2	m2	m3	w	mw	sw	sw	m3	m2
Größe der Aufnahme (m ²)	9	10	9	9	9	9	9	9	9	4	9
Deckung (%)	85	50	95	60	80	85	85	85	30	75	75
Artenzahl	21	13	12	11	10	8	8	8	7	6	6
<i>Plantago major</i>	+	2a	2a	2b	2a	2b	2b	2a	2a	2b	2a
<i>Poa annua</i>	3	2a	2a	2b	2b	2b	2a	2a	2a	2a	3
<i>Polygonum arviculare</i> agg.	3	2a	2b	2a	2a	+	3	r	1	3	.
Molinio-Arrhenatheretea											
<i>Lolium perenne</i>	2a	2a	2a	r	2b	.	3	3	2a	3	+
<i>Trifolium repens</i>	.	1	2b	2a	2a	2a	1	2b	.	.	2b
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2b	.	+	.	+	.	2a	2a	.	2a	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	.	.	1	2a	.	2a	+
<i>Poa trivialis</i>	2a	.	1	+
<i>Achillea millefolium</i> agg.	+	2a
<i>Festuca pratense</i>	2a	+
Begleiter											
<i>Matricaria recutita</i>	+	.	.	2a	.	.	1	.	.	+	.
<i>Elymus repens</i>	2a	.	.	+	+
<i>Matricaria discoidea</i>	2a	+	.	.	+
<i>Potentilla anserina</i>	+	.	2b	1	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2b	+
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	+	.	+
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	.	.	2b	.	.	+
<i>Alopecurus geniculatus</i>	.	.	2a	+
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	+	.	.	.	+

Außerdem je einmal in Spalte 1: *Alopecurus pratensis* (2a), *Cerastium holosteoides* (+), *Dactylis glomerata* (+), *Ranunculus sardous* (+), *Atriplex prostrata* (+), *Rumex crispus* (2a), *Stellaria media* (1); in Spalte 2: *Phleum pratense* agg. (+), *Vicia tetrasperma* (r), *Galium aparine* (r), *Myosurus minimus* (+), *Quercus robur juv.* (r); in Spalte 3: *Carex hirta* (1); in Spalte 5: *Bromus hordeaceus* (+); in Spalte 6: *Poa palustris* (+); in Spalte 8: *Arcticum lappa* (r), *Artemisia vulgaris* (r); in Spalte 9: *Equisetum palustre* (+), *Glyceria fluitans* (r); in Spalte 11: *Rorippa sylvestris* (+).

Tabelle 4.17: Vegetationstabelle *Diantho-Armerietum*

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Aufnahme Nr.	239	238	93	172	186	235	13	87	155
Nutzung	w	w	sw	m2	sw	w	sw	m2	mw
Größe der Aufnahme (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Deckung (%)	100	100	100	100	100	95	100	100	90
Artenzahl	31	31	28	28	28	27	27	21	19
<i>Armeria elongata</i>	.	.	+	+	r	+	.	1	+
<i>Dianthus deltooides</i>	.	.	2a	1	1	2b	.	r	.
<u>Sedo-Scleranthetea</u>									
<i>Galium verum</i>	2b	3	3	1	2a	2b	3	1	.
<i>Hypochoeris radicata</i>	+	.	2b	2a	+	2a	r	.	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	2a	2a	2b	2a	2a	2a	3	.	.
<i>Cerastium arvense</i>	2a	2a	2b	.	2a	2a	3	.	.
<i>Rumex acetosella</i>	1	1	.	1	2a	3	.	.	2b
<i>Festuca ovina</i> agg.	.	.	2b	.	2b	4	3	.	2a
<i>Hieracium pillosella</i>	2a	2a	+	.	2a	2a	.	.	.
<i>Trifolium arvense</i>	2a	2a	.	2a	.	2a	.	.	2a
<i>Eryngium campestre</i>	2a	2b	2a	.	.	.	2a	.	.
<i>Ornithopus perpusillus</i>	1	.	.	1	.	2a	.	.	1
<i>Sedum reflexum</i>	1	1	1	.	+
<i>Brachythecium albicans</i>	3	.	.	3	2a
<i>Ononis spinosa</i>	2b	.	2b	.	.	.	2b	.	.
<i>Potentilla neumanniana</i>	2b	2b	.	2a
<i>Sedum sexangulare</i>	1	1	.	.	1
<i>Artemisia campestris</i>	2a	.	.	.	r
<i>Dianthus carthusianorum</i>	1	1
<i>Jasione montana</i>	1	.	.	1
<i>Thymus serpyllum</i>	.	+	.	.	+
<i>Veronica spicata</i>	2a	1
<i>Vicia lathyroides</i>	.	+	.	+
<i>Viola tricolor</i>	.	.	.	1
<i>Viola canina</i>	2a
<i>Carex ligerica</i>	1	.	.	.
<i>Sedum acre</i>	.	.	.	1
<u>Molinio-Arrhenatheretea</u>									
<i>Trifolium dubium</i>	2a	1	2b	2a	2a	2b	2a	+	2a
<i>Achillea millefolium</i> agg.	2a	2b	2b	1	2a	2a	2b	3	.
<i>Plantago lanceolata</i>	2a	2a	2b	1	+	2b	2a	2a	.
<i>Agrostis capillaris</i>	3	2b	3	4	3	2b	3	.	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2b	2b	3	2a	1	3	2b	.	2a
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	2a	2a	3	2a	2a	2a
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	.	2a	2a	2a	.	.	+	.	2a
<i>Bromus hordeaceus</i>	2a	2a	.	2a	1	2a	.	.	.
<i>Poa angustifolia</i>	3	2b	.	2b	2a	.	.	3	.
<i>Rhynchospora squarrosus</i>	4	4	.	.	.	2a	4	.	2a
<i>Festuca rubra</i>	3	3	3	.	3
<i>Brachythecium rutabulum</i>	.	.	4	2b	2a
<i>Alopecurus pratensis</i>	2a	.	2a	4	.
<i>Lotus corniculatus</i>	2a	2a	2a
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	2a	2b	+
<i>Trifolium repens</i>	.	+	2a	.	.	.	2a	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	2a	+	.
<i>Festuca pratense</i>	2b	2b	.
<i>Knautia arvensis</i>	+	2b
<i>Rumex acetosa</i>	2a	2a	.
<u>Begleiter</u>									
<i>Elymus repens</i>	.	.	2a	1	.	.	3	2a	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	1	.	2a	.	.	2a
<i>Carex praecox</i>	1	.	2a	.	1
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	1	.	.	+	+	.	.
<i>Luzula campestris</i>	1	.	+	.	.	.	2a	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.	2a	.	.	.	2b	.	+	.
<i>Carex hirta</i>	.	.	2a	.	.	.	1	.	.
<i>Veronica arvensis</i>	.	+	.	2a
<i>Vicia sativa</i>	+	2b	.	.

Außerdem je einmal in Spalte 2: *Lolium perenne* (1), *Cynosurus cristatus* (1); in Spalte 3: *Leontodon autumnalis* (2a), *Cirsium arvense* (+); in Spalte 4: *Vicia tetrasperma* (+), *Cerastium holosteoides* (1), *Plagiomnium affine* agg. (2a); in Spalte 6: *Allium scorodoprasum* (r), *Crepis capillaris* (2b), *Campanula rotundifolia* (1), *Covolvulus arvensis* (2a), *Scleropodium purum* (2a); in Spalte 7: *Poa pratensis* (2b), *Hypericum perforatum* (r); in Spalte 8: *Arrhenatherum elatius* (+), *Dactylis glomerata* (2a), *Veronica serpyllifolia* (1), *Galium album* (1), *Ranunculus repens* (+); in Spalte 9: *Cladonia glauca* (2a), *Erodium cicutarium* (1), *Polytrichum commune* (2a).

4.1.18 Diantho-Armerietum

Auf trockenen landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen ist das Diantho-Armerietum zu finden. Es wird durch eine ganze Reihe von Trockenrasenarten von den bisher genannten Grünlandgesellschaften getrennt: *Dianthus arenaria* (Heide-Nelke), *Armeria elongata* (Grasnelke), *Galium verum* (Echtes Labkraut), *Hypochoeris radicata* (Gemeines Ferkelkraut), *Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer), *Cerastium arvense* (Acker-Hornkraut), *Ranunculus bulbosus* (Knolliger Hahnenfuß) u.a. (siehe Tab. 4.17). Oft sind die Bestände artenreich und blütenbunt. Die durchschnittliche Artenzahl liegt bei 27. Großflächige Bestände sind eher selten. Häufiger sind kleinflächige Trockenrasen auf sandigen Kuppen zu finden.

4.2 Zonierung der Pflanzengesellschaften des Grünlandes

Wie aus der Beschreibung der einzelnen Phytozönosen bereits hervorgeht, reihen sie sich mehr oder weniger regelmäßig entlang des Feuchtegradienten aneinander, wobei die Bodenfeuchte eng mit der topografischen Höhe korreliert. Als zweiter wichtiger Faktor wirkt sich die Nutzung auf die Zonierung des Grünlandes im Untersuchungsgebiet aus. Am ausgeprägtesten ist die Zonierung der (1-)2-schürigen wenig oder ungedüngten Schnittwiesen. Die idealtypische Abfolge der Gesellschaften von nass über wechsellass, wechselfeucht, wechselfrisch und wechselfeucht hin zu trocken zeigt die Abbildung 4.1. Werden die Bestände intensiver genutzt, so verschwinden die ohnehin seltenen *Lathyrus palustris*-Gesellschaften und das ebenfalls nicht häufige *Caricetum vulpinae* zugunsten artenarmer Rohr-Glanzgras-Röhrichte. Im wechselfrischen und wechselfeuchten Bereich werden Brennolden-Wiesen und Silgen-Wiesen von meist artenarmen Wiesen-Fuchschwanz-Wiesen ersetzt. Etwas intensivere Nutzung bzw. höhere Düngung scheint das Chrysanthemo-Rumicetum zu vertragen, das an manchen Stellen noch oberhalb der Wiesen-Fuchsschwanz-Wiesen zu finden ist.

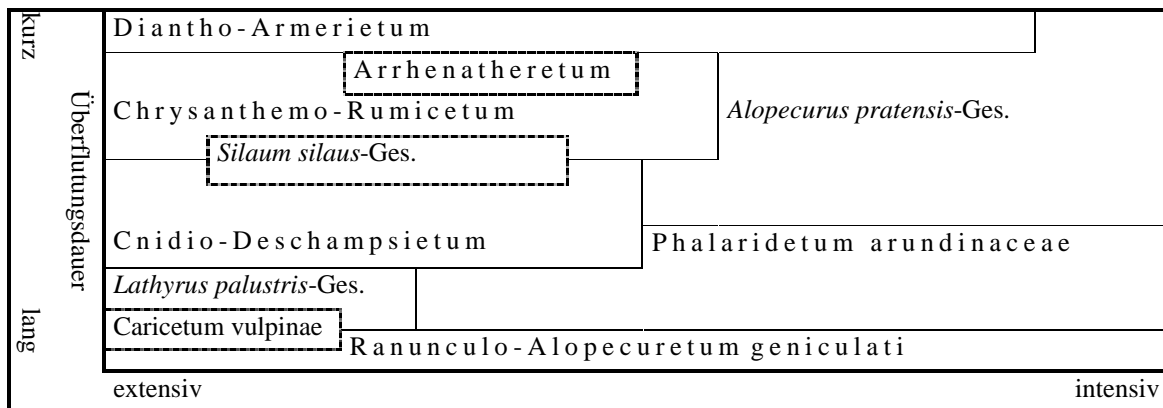


Abbildung 4.1: Zonierung der Schnittwiesen im Untersuchungsgebiet

In den Weiden und Mähweiden ist die Zonierung wesentlich undeutlicher und in den verschiedenen Landschaftstypen Außendeich-Stromland der Elbe, Vorländer der Nebenflüsse und Binnendeich-Stromland völlig unterschiedlich. Phytozönosen mit deutlichem Schwerpunkt in den Weiden sind das Cynosuro-Lolietum, das Ranunculo-Alopecuretum geniculati, die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und die *Plantago major-Trifolium repens*-Gesellschaft.

In den außendeichs gelegenen Weiden der Elbe findet man bei geringen Besatzdichten meist artenarme Queckenfluren (siehe Abb 4.2). Diese scheinen relativ unabhängig vom Feuchtegrad zu sein und reichen vom Wechsellassen bis hinein in trockene Bereiche. Wird die Besatzdichte erhöht, so tritt *Elymus repens* zurück. Es entwickeln sich Weidelgras-Weißklee-Weiden, die denen des Binnenlandes entsprechen.

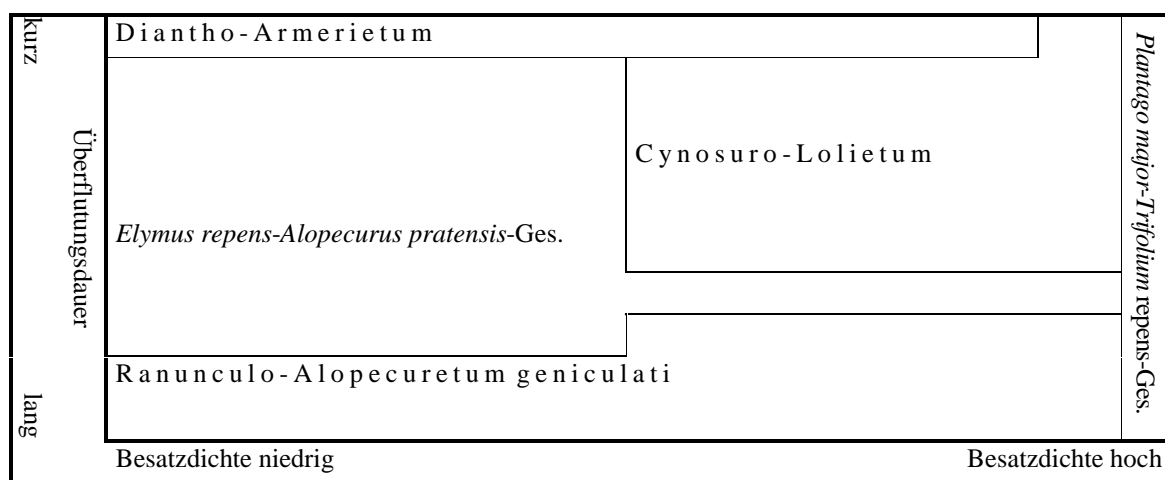


Abbildung 4.2: Zonierung der Weiden im Außendeich-Stromland

Die beschriebenen Zonierungen spiegeln sich auch in den Auswertungen der Ellenberg-Zeigerzahlen (siehe Kap. 4.3), in den vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenkunde herausgegebenen bodenkundlichen Karten (siehe Kap. 5.2.1) und den hydrologischen Messungen (siehe Kap. 5.1) wider.

4.3 Ellenberg-Zeigerzahlen

Die Feuchtezahlen der Pflanzengesellschaften (nach ELLENBERG et al. 1992) entsprechen weitgehend der oben beschriebenen Zonierung im Grünlandes. Die Spanne reicht hierbei von 8,3 (schwerpunktmäßig Feuchte- bis Nässezeiger) beim *Glycerietum maximae* bis 3,9 (Trocknis- bis Frischezeiger) beim *Diantho-Armerietum* (siehe Tab. 4.18). Bemerkenswert ist, dass auch in den Phytozönosen auf den relativ hochgelegenen wechsellackenen und trockenen Standorten noch relativ viele Wechsellässe- und Überflutungszeiger zu finden sind. Darin zeigt sich ein Charakteristikum der Talaue mit ihren starken Wasserstandsschwankungen. Auch auf den im Sommer trockensten

Standorten können in hochwasserreichen Wintern und Frühjahren wie z.B. 1998/99 Überschwemmungen vorkommen.

Tabelle 4.18: Zeigerzahlen der Pflanzengesellschaften (nach ELLENBERG et al. 1992)

Feuchte- (F), Reaktions- (R), Nährstoffzahl (N), Anzahl und Anteil der Überflungs- (Ü) und Wechselnässezeiger (W) sowie der trittempfindlichen Arten (T) mit einer Stetigkeit über 9,9 %

	F	R	N	Ü		W		T	
				Anz.	%	Anz.	%	Anz.	%
Phalaridetum	7,3	6,6	6,4	10	29	6	17	8	23
Glycerietum maximae	8,3	6,3	6,0	13	39	9	27	5	15
Caricetum vulpinae	7,6	5,9	5,4	14	32	11	25	12	27
Ranunculo Alopecuretum geniculati	6,8	6,0	6,0	11	33	8	24	6	18
<i>Elymus repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Ges.	6,0	6,4	6,1	4	14	5	17	5	17
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	7,3	6,2	5,0	16	27	15	25	16	27
Cnidio-Deschampsietum	6,5	6,0	5,2	11	15	17	23	15	20
Cnidio-Deschampsietum artenarm	5,9	6,0	5,4	4	10	8	20	6	15
<i>Silau silaus</i> - Ges.	5,7	6,2	5,2	1	2	10	21	6	12
Molinietalia-BG	6,9	5,7	5,1	14	21	12	18	15	22
Chrysanthemo-Rumicetum	5,3	5,9	5,2	1	2	10	20	5	10
Arrhenatheretum	5,2	6,3	5,8	2	3	8	12	8	12
<i>Ranunculus repens</i> - <i>Alopecurus pratensis</i> -Ges.	5,5	5,9	5,6	1	3	5	13	5	13
<i>Lolium multiflorum</i> Ges.	5,5	6,6	6,1	5	14	6	16	5	14
Cynosuro-Lolietum	5,6	6,1	5,9	4	10	6	15	2	5
<i>Plantago major</i> - <i>Trifolium repens</i> -Gesellschaft	5,4	6,3	6,6	2	10	2	10	0	0
Diantho-Armerietum	3,9	5,1	3,3	1	1	10	16	3	5

In der Reaktionszahl lässt sich keine signifikante Unterscheidung der Gesellschaften erkennen. Sie liegen alle im mäßig bis schwach sauren Bereich (pH-Wert 5,1-6,6).

Bei der Nährstoffzahl hebt sich das Diantho-Armerietum mit einem Wert von 3,3, (stickstoffarme Standorte) deutlich ab. Die anderen Phytozönosen fallen in eine Gruppe die auf mäßig stickstoffreiche Standorte hinweist (um 5) und eine Gruppe, die eher auf stickstoffreiche Standorte deutet (über 6). Allerdings liegen auch hier, wie bei der Reaktionszahl, die Werte so nahe beieinander, dass eine Interpretation nur schwer möglich ist.

Die Auswertung der trittempfindlichen Arten zeigt deutlich, dass es sich beim Phalaridetum, beim Cnidio-Deschampsietum und bei der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft um Schnittwiesen handelt. Interessanterweise haben die trittempfindlichen Arten auch im Caricetum vulpinae einen hohen Anteil (20 %). Das unterstützt die eigenen Beobachtungen, wonach die Gesellschaft, entgegen der von WALTHER (1977a: 74) vertretenen Ansicht, nicht auf Weiden beschränkt ist.

Verwunderlich ist der geringe Anteil an trittempfindlichen Arten in den Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen und den Silgen-Wiesen, die nach eigenen Beobachtungen allenfalls einer extensiven Nachweide unterliegen.

Bei der Molinietalia-Basalgesellschaft wurden sowohl Feuchtwiesen als auch Feuchtwiesen zusammengefasst. Die trittempfindlichen Arten haben in den Feuchtwiesen ihren Schwerpunkt.

4.4 Bestandessituation der Grünlandgesellschaften

Eine quantitative Abschätzung der Bestandessituation von Pflanzengesellschaften in Talauen ist nur bedingt möglich, da sich die Grenzen zwischen den einzelnen Phytozönosen von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit vom Wasserdargebot verschieben (BÖGER 1991; BALATOVA-TULACKOVA 1967). Für eine vollwertige statistische Auswertung müsste zudem eine flächendeckende Kartierung vorgenommen werden. In der vorliegenden Arbeit erfolgte diese jedoch nur für die Stromtal-Wiesen². Als weitere Hilfe zur Einschätzung der Bestandessituation der Pflanzengesellschaften kann die vorgenommene Kartierung der Auswahlbetriebsflächen dienen. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Auswahl der landwirtschaftlichen Betriebe zwar unter Repräsentanzgesichtspunkten erfolgte, diese allerdings eher qualitativer als quantitativer Natur waren. Die folgenden Ausführungen sind also nur als Anhaltspunkt zu verstehen und repräsentieren die Situation in den Jahren 1998 und 1999. Für die generelle Einschätzung der Bestandessituation einzelner Phytozönosen und ihrer Verteilung auf Landschaftstyp stellen die Kartierungen jedoch eine gute Grundlage dar

Abbildung 4.3 gibt einen Überblick über die Flächenanteile der Vegetationstypen an den Grünlandbeständen der Auswahlbetriebe. Insgesamt wurden 978,1 ha erfasst. Grasäcker und junge Ansaaten blieben bei der statistischen Auswertung unberücksichtigt.

Den deutlich größten Flächenanteil nehmen das *Cynosuro-Lolietum*, die *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, die *Lolium multiflorum*-Gesellschaft und die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft ein. Aus der Tabelle 4.19 ist deutlich zu ersehen, dass Queckenfluren fast ausschließlich im Elbaußendeichsbereich zu finden sind, während die drei anderen Gesellschaften vor allem Binnendeichs vorkommen.

Deutliche Schwerpunkte im Außendeichsgrünland haben auch die *Silaum silaus*-Gesellschaft, das *Phalaridetum* die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft und das *Chrysanthemo-Rumicetum*. Das *Cnidio-Deschampsietum* trat bei den Auswahlbetrieben vor allem an den Nebenflüssen auf.

In der Kartierung der Auswahlbetriebe ist die Silgen-Wiese überrepräsentiert. Die Gesellschaft ist im Untersuchungsgebiet deutlich seltener. Außerhalb der Auswahlbetriebe bzw. angrenzender Schläge wurde lediglich ein weiteres größeres Vorkommen beobachtet.

Im Gesamtgebiet konnten noch 639 ha Grünland als Stromtal-Wiesen angesprochen werden (siehe auch Vegetationskarte B1 im Anhang). Das entspricht rund 3,5% des Grünlandes.

Um die Bedeutung der Brenndolden-Wiesen an der unteren Mittelelbe herauszustellen, sei am Rande erwähnt, dass GOELBEL (1995) für den Rhein-Main-Raum nur sechs kleinflächige Vorkommen nennt, die gemeinsam 5 ha ergeben. BÖGER (1991) nennt für das hessische Ried drei kleinere Brenndolden-Wiesen-Vorkommen.

² Aufgrund der engen Verzahnung der Gesellschaften wurden die *Lathyrus palustris*-Ges., das *Cnidio-Deschampsietum* und die *Silaum silaus*-Ges. für die Kartierung zu den Stromtal-Wiesen zusammengefasst. Den Kern bildet dabei das *Cnidio-Deschampsietum*.

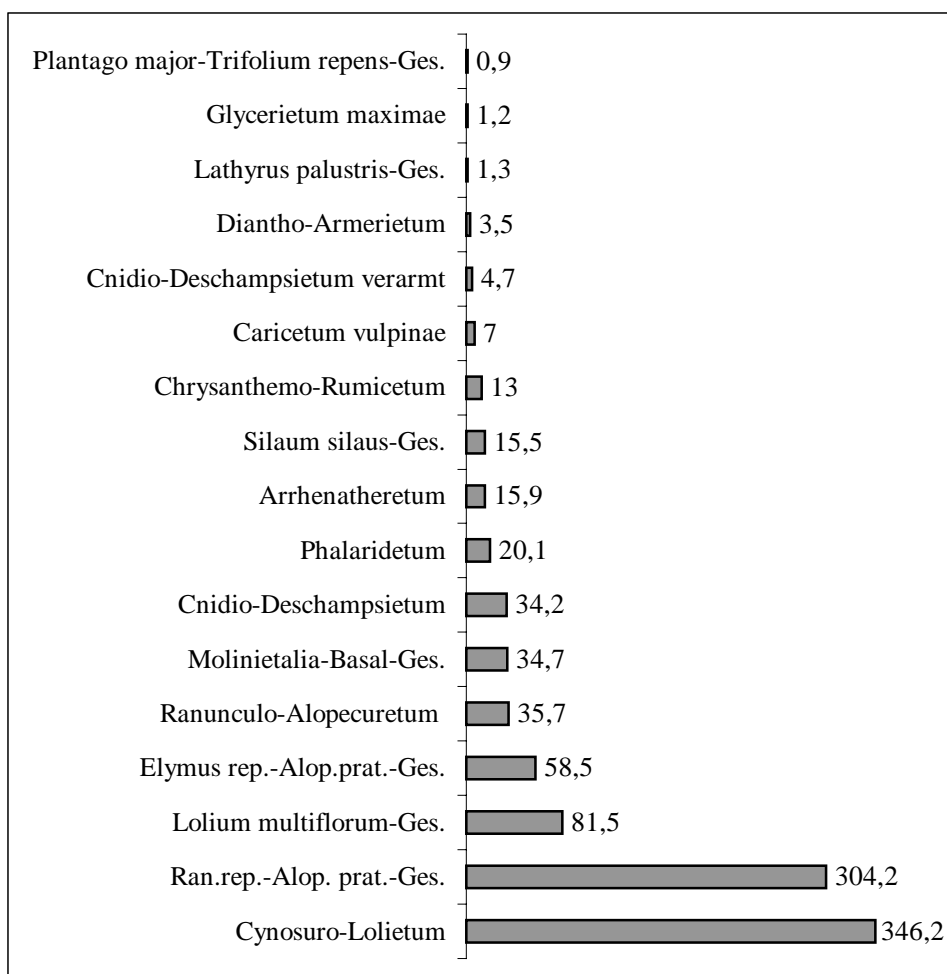


Abbildung 4.3: Flächenanteil der Pflanzengesellschaften auf den Betriebsflächen (in ha)

Tabelle 4.19: Flächenanteil der Pflanzengesellschaften verteilt auf Landschaftstypen (in ha)

Landschaftstyp	Außen- deichs	Binnen- deichs	Talsande	Neben- flüsse	Moor	Σ
Phalaridetum	16,3	1,1	-	2,7	-	20,1
Glycerietum maximae	0,1	0,8	-	0,3	-	1,2
Caricetum vulpinae	0,1	0,2	-	6,7	-	7,0
Ranunculo-Alopecuretum	5,1	22,8	0,2	2,6	5,0	35,7
<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Ges.	53,3	5,2	-	-	-	58,5
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	0,9	0,2	-	< 0,1	0,2	1,3
Cnidio-Deschampsietum	7,8	3,8	-	22,6	-	34,2
Cnidio-Deschampsietum verarnt	-	0,8	-	3,9	-	4,7
<i>Silaum silaus</i> -Ges.	15,3	0,2	-	< 0,1	-	15,5
Molinietaia-Basal-Ges.	0,1	14,4	0,2	0,4	19,6	34,7
Chrysanthemo-Rumicetum	12,7	-	-	0,3	-	13,0
Arrhenatheretum	-	15,9	-	-	-	15,9
<i>Alopecurus pratensis-Ranunculus repens</i> -Ges.	51,3	214,6	-	1,3	37,0	304,2
<i>Lolium multiflorum</i> -Ges.	-	66,2	15,3	-	-	81,5
Cynosuro-Lolietum	0,2	325,1	14,4	4,9	1,7	346,2
<i>Plantago major-Trifolium repens</i> -Ges.	-	0,9	-	-	< 0,1	0,9
Diantho-Armerietum	2,3	1,2	-	< 0,1	-	3,5
Σ	165,5	673,4	30,1	45,7	63,5	978,1

In Rheinland-Pfalz ist *Cnidium dubium* nur noch in sechs Messtischblatt-Quadranten zu finden (LIEPELT & SUCK 1989). In der Hälfte davon ist nur ein einziger aktueller Fundpunkt bekannt. Für den Rheinabschnitt zwischen Mannheim und Karlsruhe erwähnt THOMAS (1990) überhaupt keine Brenndolden-Wiesen. HÖLZEL (mündl. Mitt.) schätzt die derzeitigen Brenndolden-Wiesen-Bestände am Oberrhein auf insgesamt 150 ha.

Im deutschen Abschnitt der Oder sind die Brenndolden-Wiesen vor allem aufgrund der Nutzungsaufgabe in ihrem Bestand gefährdet. 40 % der Wiesen liegen derzeit brach (FARTMANN, schriftl. Mitt.).

Auch außerhalb Deutschlands sind die Stromtal-Wiesen stark im Rückgang. MUCINA et al. (1993) nennen für die Thaya- und March-Wiesen in Österreich einen Rückgang von 75%. Am Drösing beschreiben sie sogar 95% Verlust der Überschwemmungswiesen.

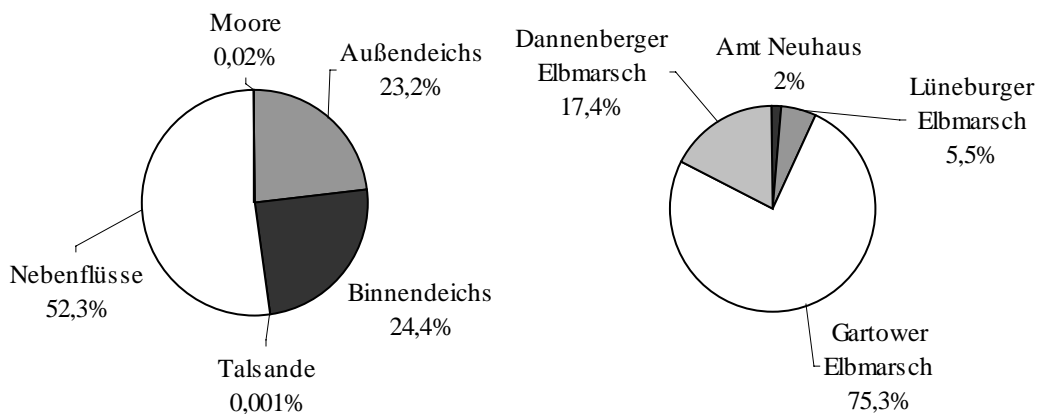


Abbildung 4.4: Verbreitungsschwerpunkte der Stromtal-Wiesen im Untersuchungsgebiet

Im Untersuchungsgebiet haben die Stromtal-Wiesen einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt in den Teilräumen Gartower und Dannenberger Marsch (siehe Abb. 4.4). Hier sind vor allem die Bestände an den Nebenflüssen Jeetzel, Seege und Aland besonders gut ausgeprägt und artenreich. Außendeichs sind, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nur noch wechselfrische Silgen-Wiesen sowie mesophile und trockene Grünlandtypen in typischer und artenreicher Ausprägung vorhanden. Die topografisch tiefer gelegenen wechselfeuchten Brenndolden-Wiesen sind zugunsten artenarmer, von Quecke und Wiesen-Fuchsschwanz dominierten Vegetationstypen weitgehend verschwunden.

Besonders eindrücklich wird dieses in der statistischen Auswertung der aktuellen Vorkommen. In der Gartower Elbmarsch sind demnach rund 75% der derzeitigen Bestände zu finden.

Die Nebenflüsse bilden mit über der Hälfte der Vorkommen derzeit den bedeutendsten Landschaftstyp für die Stromtal-Wiesen. In erster Linie sind hier die Seege, der Aland und

die Jeetzel zu nennen. Die zweite Hälfte der Vorkommen verteilt sich gleichmäßig auf das Binnendeich-Stromland und das Außendeich-Stromland der Elbe.

Die Bedeutung der Nebenflüsse wird noch mehr hervorgehoben, wenn man berücksichtigt, dass dieser Landschaftstyp nicht einmal ein Viertel der Fläche des Außendeich-Stromlandes einnimmt. Das Verhältnis zum Binnendeich-Stromland liegt sogar bei 1:17.

4.5 Vegetationsentwicklung im Untersuchungsgebiet Radegast

Das Untersuchungsgebiet Radegast teilt sich in zwei Vorländer, die oberhalb (Radegaster Haken) und unterhalb (Brackeder Deichvorland) der Ortschaft Radegast liegen (siehe Abb. 2.4). Für diesen Bereich lag eine Vegetationskarte von WALTHER (1976) aus dem Jahre 1976 vor. HAASE (1984) erstellte nach acht Jahren im Bereich des Radegaster Hakens eine weitere Vegetationskarte. 1999 wurde für beide Teilgebiete eine Wiederholungskartierung durchgeführt, die eine deutliche Veränderung der Vegetation dokumentiert (siehe auch Vegetationskarte B2 im Anhang). Dabei ging die Entwicklung in den beiden Teilgebieten Brackeder Deichvorland und Radegaster Haken, zum Teil in unterschiedliche Richtungen. Im Brackeder Deichvorland nimmt heute die artenarme Wiesen-Fuchschwanz-Wiese den größten Teil des Grünlandes ein (siehe Tab. 4.20; Abb. 4.5). Als zweite wichtige und großflächig auftretende Pflanzengesellschaft ist hier die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zu nennen. Beide Vegetationstypen wurden von WALTHER (1976) nicht erwähnt.

Tabelle 4.20: Vegetationsveränderung im Untersuchungsgebiet Radegast zwischen 1976 und 1999

Vegetationstypen	Brackeder Deichvorland			Radegaster Haken		
	1976	1999		1976	1999	
<i>Ran.rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	/	87,6 ha	+	/	27,9 ha	+
<i>Elymus rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	/	41,6 ha	+	/	1,0 ha	+
Cynosuro-Lolietum	73,5 ha	1,1 ha	-	56,7 ha	8,4 ha	-
Chrysanthemo-Rumicetum		15,3 ha	+		38,5 ha	+
Ranunculo-Alopecuretum	92,5 ha	2,1 ha	-	77,3 ha	1,3 ha	-
Cnidio-Deschampsietum	16,9 ha	1,6 ha	-	10,9 ha	13,4 ha	+
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.		/			0,4 ha	
Phalaridetum	/	10,6 ha	+	/	27,3 ha	+
Arrhenatheretum	/	/		/	1,7 ha	+
Caricetum vulpinae	/	/		/	0,2 ha	+
Glycerietum maximae	/	0,3 ha	+	/	0,2 ha	+
Diantho-Armerietum	/	/		0,5 ha	/	-
Summe Grünland	182,9 ha	160,2 ha	-	145,4 ha	120,2 ha	-
Acker	10,4 ha	/	-	4,3 ha	/	-
Röhrichte und Rieder	27,4 ha	37,2 ha	+	24,3 ha	47,1 ha	+
Siedlungsfläche	/	/		/	3,7 ha	
Wasserfläche	7,6 ha	14,9 ha	+	10,9 ha	11,0 ha	
Wälder und Gebüsch	/	11,6 ha	+	0,6 ha	3,5 ha	+
Summe	228,3 ha	223,9 ha		185,6 ha	185,5 ha	

Kleinere Flächenanteile wurden von gemähten Rohr-Glanzgras-Beständen eingenommen, die ebenfalls 1976 nicht beschrieben werden.

1976 waren Knick-Fuchsschwanz-Flutrasen und Weidelgras-Weißklee-Weiden die dominanten Grünlandtypen. Die zweite Gesellschaft differenziert WALTHER (1976: 11) nicht vom *Chrysanthemo-Rumicetum*. Die beiden ehemals dominanten Gesellschaften sind stark rückläufig, wobei das *Cynosuro-Lolietum* ebenso wie die Knick-Fuchsschwanz-Flutrasen 1999 aus dem Brackeder Deichvorland fast verschwunden waren. Das Gleiche gilt auch für die Brenndolden-Wiesen, die bei WALTHER (1976: 10) mit den Sumpf-Platterbsen-Wiesen zusammengefasst werden. Sie sind auf ein Zehntel der ursprünglichen Fläche zurückgedrängt worden und heute nur noch kleinflächig an Rändern und Senken zu finden. *Lathyrus palustris* kommt in diesem Gebiet nicht mehr vor.

Einen deutlichen Wandel in der Nutzung und auch im Landschaftsbild verursachte eine in den siebziger Jahren durchgeführte Deicherneuerung. Zur Entnahme des Baumaterials wurden Kleingewässer angelegt, an denen ungenutzte Röhrichtzonen entstanden. Teilweise bildeten sich auch Gehölzinseln aus. Das Elbufer im Brackeder Deichvorland ist heute mit einem schmalen Weichholzaunenband versehen. Die landwirtschaftliche Nutzfläche hat infolge dessen um ein Sechstel abgenommen. Der Ackerbau wurde vollständig aufgegeben. Am Radegaster Haken war 1976 der größte Teil vom *Cynosuro-Lolietum* bzw. *Chrysanthemo-Rumicetum* und vom *Ranunculo-Alopecuretum* bedeckt. Die Flutrasen waren auch hier bis 1999 stark rückläufig (siehe Tab. 4.20; Abb. 4.6). Der Anteil der beiden anderen Pflanzengesellschaften ist in etwa gleich geblieben. 1999 nehmen die Weidelgras-Weißklee-Weiden jedoch nur noch einen kleinen Teil davon ein. Feuchtweiden, wie sie WALTHER (1976: 11) beschreibt, fehlen ganz. Im Vergleich zum Brackeder Deichvorland war am Radegaster Haken eine deutlich geringere Zunahme der Wiesen-Fuchsschwanz-Wiesen zu verzeichnen. Queckenfluren treten auch heute nur in begrenztem Umfang auf. Große Flächen werden hingegen von gemähten Rohr-Glanzgras-Röhrichten eingenommen.

Die Grünlandflächen am Radegaster Haken sind ähnlich wie im Brackeder Deichvorland kleiner geworden. Hier war es jedoch nicht der Deichbau, sondern der Naturschutz, der diese Entwicklung förderte. Das Gebiet wurde 1977 als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Die Auflagen bezogen sich dabei in erster Linie auf das Betreten der Flächen und auf die Nutzung Ufer des Elbhakens. Hier wurde ein ungenutzter Streifen gefordert (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG 1985). Dementsprechend hat der Anteil der Röhrichte und Rieder in den letzten 20 Jahren deutlich zugenommen.

Diese Tendenz wurde bereits von HAASE (1984: 1) beobachtet. Es sticht aber vor allem der Verlust an Brenndolden-Wiesen ins Auge. Sie sind hier innerhalb von acht Jahren von 10,9 auf 6 ha zurückgegangen. Fast 90 % der Verluste gehen dabei zu Gunsten von Flutrasen und Weidelgras-Weiden. Bis 1999 hat der Anteil der Brenndolden- und Sumpf-Platterbsen-Wiesen dann erfreulicherweise wieder zugenommen. Mit 13,4 ha liegt er sogar leicht über dem Wert von 1976.

Auf der Suche nach den Ursachen für den Vegetationswandel fällt auf, dass in beiden Gebieten jene Vegetationstypen rückläufig sind, die auf eine Beweidung angewiesen sind oder zumindest von ihr gefördert werden. Zugenommen haben vor allem die Pflanzengesellschaften der Wiesen und Mähwiesen. Dort wo heute noch eine reine Beweidung stattfindet sind meist artenarme Queckenfluren anzutreffen.

Ob diese Queckenfluren auch 1976 im *Ranunculo-Alopecuretum* subsumiert wurden, lässt sich nicht eindeutig klären, da die Arbeit von WALTHER (1976) keine Vegetationsaufnahmen enthält. In vergleichbaren Arbeiten (WALTHER 1977 a+b) beschreibt er aber ebenfalls keine *Elymus repens*-Dominanzbestände.

HAASE, die am Radegaster Haken eine Wiederholungskartierung nach acht Jahren durchführte, erwähnt gleichfalls keine Queckenfluren. Ihre Vegetationstabelle des *Ranunculo-Alopecuretum* enthält aber durchaus Aufnahmen, die nach der in der vorliegenden Arbeit vorgeschlagenen Typisierung zur *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft zu stellen sind (HAASE 1984: 31ff).

In beiden Teilgebieten ist eine Zunahme der Wiesen und Mähwiesen zu beobachten. Die Vegetationsentwicklung unterscheidet sich jedoch stark. Im Gegensatz zum Brackeder Deichvorland haben vor allem die artenreichen Wiesengesellschaften von den Veränderungen profitiert. Hier wird aufgrund von Naturschutzaufgaben und Vertragsnaturschutz-Vereinbarungen extensiver gewirtschaftet. Eine weitere Ursache für extensivere Nutzung, wie auch für den Rückgang der beweideten Flächen dürfte in der relativen Ortsferne liegen. Im Brackeder Deichvorland können die Rinder zur Weide oder Nachweide einfach über den Deich getrieben werden. Am Radegaster Haken ist ein größerer Aufwand notwendig.

Betrachtet man nun etwas genauer, wie sich die Brenndolden-Wiesen entwickelt haben, so fällt zunächst die geringe Flächenkontinuität auf (siehe Abb. 4.7 u. 4.8).

1976		1999	
Cnidio-Deschampsietum/ <i>Lathyrus palustris</i> -Ges. (16,9 ha)	9,7 ha	<i>Ran.rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	
	2,5 ha	<i>Elymus rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	
	2,2 ha	Röhrichte und Rieder	
	1,4 ha	Phalaridetum	
	0,5 ha	?	
	0,5 ha	Wälder und Gebüsche	
	0,1 ha	Ranunculo-Alopecuretum geniculati	
	0,1 ha	Glycerietum maximae	
	0,1 ha	Chrysanthemo-Rumicetum	
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	0,9 ha	Cnidio-Deschampsietum/ <i>Lathyrus palustris</i> -Ges. (1,6 ha)	
Cynosuro-Lolietum/Chrysanthemo-Rumicetum	0,7 ha		

Abbildung 4.7: Veränderungen der Brenndolden-Wiesen im Brackeder Deichvorland zwischen 1976 und 1999

Auch HAASE (1984: 16) konnte bereits starke Flächenverschiebungen feststellen. Nur 0,4 ha sind am Radegaster Haken sowohl 1976, als auch 1984 und 1999 als Brenndolden-Wiesen erfasst worden.

Die Brenndolden-Wiesen sind vor allem zugunsten der Wiesen-Fuchsschwanz-Wiesen verloren gegangen. Aber auch die Ausbreitung der Röhrichte und Rieder ging zu Lasten des *Cnidio-Deschampsietums*. Das trägt vor allem der Tatsache Rechnung, dass die Brenndolden-Wiesen 1976 in erster Linie an feuchten Rändern zu finden waren. Daraus resultiert auch die Umwandlung in Rohr-Glanzgras-Röhrichte, Wäldern und Gebüsch.

1976		1999	
<i>Cnidio-Deschampsietum/ Lathyrus palustris-Ges.</i> (10,5 ha)	4,7 ha	<i>Ran.rep.-Alop.prat.-Ges.</i>	
	2,8 ha	Röhrichte und Rieder	
	0,5 ha	Phalaridetum	
	0,4 ha	Chrysanthemo-Rumicetum	
	0,3 ha	Ranunculo-Alopecuretum geniculati	
	0,3 ha	Cynosuro-Lolietum	
	0,1 ha	Wälder und Gebüsch	
	0,1 ha	Siedlungsfläche	
	0,1 ha	Caricetum vulpinae	
	0,1 ha	?	
	< 0,1 ha	Wasserfläche	
	1,0 ha	<i>Cnidio-Deschampsietum/ Lathyrus palustris-Ges.</i> (13,8 ha)	
	9,0 ha		
3,2 ha			
0,6 ha			
< 0,1 ha			
?	< 0,1 ha		

Abbildung 4.8: Veränderungen der Brenndolden-Wiesen am Radegaster Haken zwischen 1976 und 1999

Zunahmen sind vor allem in ehemaligen Knick-Fuchsschwanz-Flutrasen und Weidelgras-Weißklee-Weiden zu verzeichnen. Der Anteil der hierunter subsumierten Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen dürfte relativ gering sein, da eine Entwicklung in dieser Richtung auf eine Veränderung der Hydrologie (siehe Kap. 5.1) hindeuten würden. Wahrscheinlicher ist hier ein Nutzungswandel. Ein Hinweis darauf, dass die Flächen früher beweidet wurden, gibt HAASE (1984: 18), die in ihren Pflegeempfehlungen eine Reduktion der Besatzdichten fordert.

Die Ergebnisse der Radegaster Wiederholungskartierung lassen sich in drei Punkten zusammenfassen:

- Brenndolden-Wiesen können in ihrer Verbreitung eine hohe Dynamik bei geringer Flächenkontinuität aufweisen.

- Trotz der Nährstofffracht der Elbe konnten sich neue Bestände herausbilden. Brenndolden-Wiesen besitzen also durchaus ein Entwicklungspotenzial.
- Die positiven wie auch die negativen Bestandesveränderungen lassen sich nach Ansicht des Autors am plausibelsten über eine Nutzungsänderung (Mahd/Beweidung; Düngung) erklären.

4.6 Zur historischen Nutzung des Elbtalgrünlandes

Die Grünlandnutzung an der unteren Mittelelbe dürfte mit der Besiedlung durch die Slawen ab Mitte des 8. Jahrhunderts nach Christi Geburt begonnen haben. In der Umgebung von Binnendünen, Talsandterrassen und Geestinseln entwickelten sich erste Siedlungen und Ackerbauflächen. Die feuchten Niederungen blieben dabei zunächst unberührt, wobei von einer ersten Waldweidewirtschaft mit Rindern und Schweinen ausgegangen werden kann (HAASE 1995: 6).

Über die landwirtschaftliche Nutzung im frühen Mittelalter gibt WILLERDING (1975) einen Überblick. Zu dieser Zeit lässt sich im Gebiet eine erste Heide-Beweidung mit Schafen nachweisen. Zudem existierte jedoch offenbar auch schon vermehrt Grünland in den Bach- und Flussauen. Neben der schon von den Slawen betriebenen Waldweide hatte die Rodung der Feuchtwälder zur Schaffung von Offenbereichen geführt. Für die Seege-Niederung postuliert WILLERDING (1975: 912) aufgrund von Pollen und Großrestfunden in der Nähe der ehemaligen Burganlage Meetschow erste Trittrasen aber vor allem Uferröhrichte und mehr oder weniger aufgelichtete Erlengebüsche. Teilbereiche dürften sich bereits im Übergang zu extensiven Feuchtweiden befunden haben. Erste hier nachgewiesene Molinietales-Arten sind *Lychnis-flos cuculi* und *Thalictrum flavum* (Gelbe Wiesenraute).

Eine reine Schnittnutzung ohne Nachbeweidung bildete sich in anderen Regionen Deutschlands erst im ausgehenden Mittelalter heraus (KNÖRZER 1996: 635). Für die Elbe kann ein ähnlich später Entstehungszeitpunkt angenommen werden. Stromtal-Wiesen, wie wir sie heute kennen sind also ein relativ junger Vegetationstyp.

Vor der Verkoppelung unterlagen fast alle Wiesen einer Nachweide oder bei schlechter Futterlage einer Winterbeweidung (HABERLAND 1988: 100 für den Raum Gartow; REINSTORF 1929/1980: 466 für die Lüneburger Elbmarsch). Mit der Separation ab dem 18. Jahrhundert und der Einkoppelung des Viehs dürfte sich die Wiesennutzung jedoch schnell im Gebiet ausgebreitet haben.

Aufgrund der steigenden Nachfrage nach Pferdeheu war die Wiesennutzung von besonderer wirtschaftlicher Bedeutung. Hauptabnehmer in der Elb-Havel-Region waren das Preußische Heer und die Droschkenunternehmer in Potsdam und Berlin (HAASE 1995: 7). In der Lüneburger Elbmarsch wurde das Heu für die Pferdezucht benötigt. Diese Region hatte sich auf den Pferdeverkauf an die Remontierkommissionen des Heeres spezialisiert (REINSTORF 1929/1980: 461). Der sichere Absatz und die gute Bezahlung förderten die Heunutzung, so dass die Viehzahlen gering waren. Die Düngung durch die Elbe wirkte sich

dabei ertragssteigernd aus. Da sich die künstliche Düngung von Grünland erst Mitte des 20. Jahrhunderts durchsetzte, darf davon ausgegangen werden, dass die Überschwemmungswiesen an der Elbe und ihren Nebenflüssen wesentlich höhere Erträge lieferten als Grünlandschläge außerhalb der Talauen. Im Binnendeich-Stromland waren nach der Verkoppelung, dort wo sich die Flächen entwässern ließen, Äcker entstanden. Auf den verbleibenden feuchten Flächen war das Futter "sauer" und nur als Pferdeheu zu nutzen (REINSTORF 1929/1980: 467).

Im Elb-Havel-Winkel erfolgte der erste Schnitt ab Mitte Juni und zog sich bis weit in den Juli. Die Nachmahd konnte zumeist im September bis Anfang Oktober eingefahren werden (HAASE 1995: 9).

Als Beleg, dass auch im Stromland der niedersächsischen Elbtalaue die Schnittnutzung überwogen hat, mögen zwei Hinweise dienen. Schon in der Kurhannoverschen Landesaufnahme wird für einen der Hauptwege in die Seege-Niederung die Bezeichnung Laascher Heuweg erwähnt. Auf den Kuppen des heute weitgehend bewaldeten Höhbecks waren damals Grünlandflächen. In historischen Florenlisten des Höhbecks finden sich einige typische Arten der mageren Weiden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die wertvollen Wiesen der Niederungen geschnitten wurden, während das Weidevieh auf den Geestflächen gehalten wurde (KALLEN, mündl. Mitt.).

Eine kaum zu klärende Frage ist, ob es auf den Schnittwiesen zu einer Nachbeweidung kam. Ein wichtiges Gegenargument wäre der relativ späte zweite Schnittzeitpunkt. Ein dritter Aufwuchs dürfte ohne künstliche Düngung kaum das Ausmaß erreicht haben, welches eine Nachbeweidung lohnend gemacht hätte. Andererseits war es bis ins 19. Jahrhundert durchaus üblich, die komplette landwirtschaftliche Nutzfläche inklusive abgeernteter Stoppeläcker im Herbst zu beweiden (BONN & POSCHLOD 1998). Das könnte auch mit den Überschwemmungswiesen der Elbtalaue geschehen sein.

Ebenfalls nicht mit letzter Sicherheit lässt sich das Wiesen/Weiden-Verhältnis klären. Einen Anhaltspunkt bietet hier neben historischen Karten die historische Agrarstatistik (KÖNIGLICH STATISTISCHES BÜRO 1903). Um 1900 war demnach das Verhältnis Wiese zu Weide im Gesamtgebiet in etwa ausgewogen. Einzig im ehemaligen Kreis Bleckede mit dem Amt Neuhaus überwogen die Wiesen mit einem Anteil von etwa zwei Dritteln. Zwischen den einzelnen Gemarkungen schwankte jedoch das Verhältnis sehr stark, so dass sowohl die Weide als auch die Wiesennutzung 100 Prozent des Grünlandes einer Gemarkung einnehmen konnte.

Eindeutig kann das Ende der großflächigen Wiesennutzung umrissen werden. Mit der beginnenden Technisierung und dem daraus resultierenden Rückgang von Arbeitspferden nahm auch die Nachfrage nach Heu ab. Zudem war inzwischen durch die Melioration anderer Gebiete eine große Konkurrenz entstanden, die vor allem im Vergleich zum Stromtal-Heu eine bessere Qualität bieten konnte. Im Elb-Havel-Winkel sank der Absatz in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts auf gut ein Viertel im Vergleich zu 1925 (HAASE 1995: 7).

Historische Betrachtungen können dem Naturschutz in unterschiedlicher Weise dienen. Sie geben einen Anhaltspunkt darüber, wie bestimmte Landschaftstypen früher genutzt wurden und somit heute erhalten werden können. Zudem bieten sie eine sehr vage Möglichkeit, historische Flächengrößen abzuschätzen. Die dritte Möglichkeit ist die Abschätzung, inwieweit eine Nutzungskontinuität für den Erhalt bestimmter Biotoptypen von Bedeutung ist.

Für exemplarisch ausgewählte Bereiche um Bleckede und Gartow (TK 2630 u. TK 2934) liegen historische Karten von 1695, 1776 und 1881 vor (MEYBEYER 1994; NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT 1961 a+b, o. J. a+b). Sowohl Ende des 17. als auch Ende des 18. Jahrhunderts waren demnach fast alle, heute in diesen beiden Bereichen vorkommenden Stromtal-Wiesen Grünland. Lediglich bei unter 5 % der Wiesen ist eine Ackernutzung angegeben. Ein Jahrhundert später sind auch diese Flächen als Grünland vermerkt.

Betrachtet man die Verteilung von Wiesen und Weiden, so kann man feststellen, dass große Teile der heutigen Stromtal-Wiesen in der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1776 als Weiden gekennzeichnet sind. In der Preußischen Landesaufnahme (1881) hingegen sind alle Flächen mit der Signatur "Wiese" oder "feuchte Wiese" versehen. Hier ist allerdings ein gewisser Zweifel angebracht, da auch die anderen Grünlandflächen fast durchweg als Wiesen gekennzeichnet sind. Ein so geringer Weiden-Anteil ist jedoch in Anbetracht der Daten der Agrarstatistik (siehe oben) sehr unwahrscheinlich.

Als sehr, sehr vorsichtige Interpretation lässt sich mutmaßen, dass für die Existenz artenreicher Stromtal-Wiesen eine langfristige Kontinuität der Grünlandnutzung von höherer Bedeutung ist als diejenige der Wiesenutzung.

5 Standortökologische Untersuchungen

Aus Sicht des Naturschutzes werden im Rahmen der Leitbildentwicklung Zielarten- und biotope benannt (siehe Kap. 8). Um deren Schutzperspektiven abzuschätzen und flächenkonkrete Entwicklungsziele abzuleiten, müssen detaillierte Kenntnisse der Standortansprüche der betreffenden Zielarten oder -gesellschaften vorliegen.

Da die Kenntnisse zur Standortökologie des Elbgrünlandes nicht ausreichten, um diese Fragen zu beantworten, wurden in der vorliegenden Arbeit ergänzende Untersuchungen durchgeführt.

Das Hauptaugenmerk lag dabei auf vier Phytozönosen, der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft, dem Cnidio-Deschampsietum, der *Silaum silaus*-Gesellschaft und dem Chrysanthemo-Rumicetum. Zusätzlich wurden die Unterschiede zwischen diesen Gesellschaften und den artenarmen, in der Regel intensiv genutzten Grünlandtypen *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, Cynosuro-Lolietum und *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft betrachtet.

5.1 Hydrologie

Ein bestimmender Faktor für die Vegetationsentwicklung im Elbtal-Grünland ist die Hydrologie der Standorte. Hier spielen sowohl die Grundwasserstandsschwankungen als auch die Überflutungsdauer eine Rolle. Die entscheidende Größe ist dabei der Elbwasserstand. Dieses gilt nicht nur für die Überflutungsdauer und -höhe, sondern auch für die Grundwasserstände unter Flur.

5.1.1 Überflutungsdauer im langjährigen Mittel

Die Verschneidung der Vegetationskartierungen mit den Daten zur Überflutungsdauer im langjährigen Mittel ergab für einzelne Phytozönosen enge Bindungen an die Überflutungszonen. Die vier Vegetationstypen, die im Rahmen der standortökologischen Untersuchungen genauer betrachtet wurden, sind relativ eng eingenischt. Die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft ist auf Bereichen beschränkt, die 76 - 100 d/a überflutet werden (siehe Tab. 5.1).

Das Cnidio-Deschampsietum ist in einer Zone von 43 - 100 Überflutungstagen im Jahr zu finden. Feuchte Brenndolden-Wiesen sind demnach an ehemalige Weichholzauenstandorte gebunden, während trockene Ausprägungen als Ersatzgesellschaften der Hartholzaue anzusehen sind (siehe auch Tabelle 2.2). Nach oben schließen sich die Silgen-Wiesen in einem Bereich von 27 - 43 Überflutungstagen im Jahr auf ehemaligen Hartholzauenstandorten an. Das Chrysanthemo-Rumicetum weist mit 12 bis 76 Überflutungstagen im Jahr zwar eine etwas breitere Amplitude auf, ist jedoch ebenfalls als Ersatzgesellschaft der Hartholzauwälder anzusehen.

Im gleichen Bereich ist die Wiesen-Fuchschwanz-Wiese zu finden, eine der Gesellschaften, die in Folge der Nutzungsintensivierung die Stromtal-Wiesen ersetzt hat. Der zweite

großflächig auftretende Vegetationstyp des Außendeich-Stromlandes, die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, weist praktisch keine Bindung an die Überflutungsdauer auf.

Tabelle 5.1: Mittlere jährliche Überflutungsdauer der Grünlandphytozönosen des Außendeich-Stromlandes

Phytozönosen	Überflutungsdauer (Tage/Jahr)
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	76-100
Cnidio-Deschampsietum	43-100
<i>Silaum silaus</i> -Ges.	27-43
Chrysanthemo-Rumicetum	12-76
<i>Ranunculus repens-Alopecurus pratensis</i> -Ges.	12-76
<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Ges.	12-100
Caricetum vulpinae	100-122
Ranunculo-Alopecuretum	≥ 76, beweidet: > 100
Phalaridetum	76-122
Glycerietum maximae	≥ 100
Cynosuro-Lolietm	43-76
Arrhenatheretum	≤ 12
Diantho-Armerietum	≤ 12

5.1.2 Ergebnisse der Pegelmessungen

5.1.2.1 Untersuchungsgebiet Radegaster Haken

Im Untersuchungsgebiet Radegaster Haken waren die Flächen schon zu Beginn der Untersuchungen im Spätherbst 1998 überflutet (siehe Abb. 5.1). Die Hochwasserphase hielt bis Anfang Dezember an. Im Februar 1999 erfolgte dann eine erneute Überflutung der Flächen. Während unter dem Cnidio-Deschampsietum das Grundwasser zwischen diesen beiden Spitzen auf rund 1 m unter Flur absank, blieb die Sumpf-Platterbsen-Wiese durchgehend flach überstaut.

Im Winter 1999/2000 lief das Hochwasser wesentlich später auf. Die Flächen wurden nur einmalig und nicht so lange überflutet wie im Vorwinter.

Die im Gelände beobachtete Vegetationszonierung Sumpf-Platterbsen-Wiese/Brenndolden-Wiese/Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese spiegelte sich im Untersuchungsgebiet Radegaster Haken deutlich in der gemessenen Überflutungshöhe und -dauer wider. Der Verlauf der Ganglinien in Niedrigphasen zeigt hingegen ein anderes Bild.

Nach dem Abflauen des Hochwassers fielen die Pegelstände unter der Brenndolden-Wiesen schnell und stark ab und sanken dabei sogar unter die Werte der höher gelegenen Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese. Erst bei Grundwasserständen von etwa 2 m unter Flur änderte sich das Bild. Nun lagen die Pegelwerte des Chrysanthemo-Rumicetum in der Regel unter denen der Brenndolden-Wiese.

In allen drei in Radegast untersuchten Vegetationsbeständen ließ sich eine bedingte Korrelation der Ganglinien mit dem Elbpegel feststellen. Kleinere Hochphasen in der Vegetationsperiode ließen sich in den Grundwasserständen zum Teil als leichte Anstiege nachvollziehen.

Bei der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft konnten zusätzlich flache Überstauungen von 10 - 20 cm beobachtet werden, die vom Gang des Elbpegels losgelöst waren. Zum einen traten diese - wie oben beschrieben - zwischen den Hochwasserspitzen des ersten Untersuchungs-winters auf. Zum andern war auch nach dem Abfließen des Hochwassers im Frühjahr noch ein kurzes Auftreten von Stauwasser zu beobachten.

Das Phänomen des relativ schlechten Abflusses unter der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft erklärt sich, wenn man das Profil unter den einzelnen Brunnen im Hinblick auf die Bodenarten betrachtet (siehe Abb. 5.2). In den obersten 50 cm ist die Bodenart hier als toniger bzw. lehmiger Schluff anzusprechen. Unter der Brendolden-Wiese kann das Wasser aufgrund des 70 cm mächtigen Lehmbodens scheinbar schneller abfließen.

Für die wider Erwarten hohen Grundwasserstände unter dem *Chrysanthemo-Rumicetum* lassen sich keine Erklärungen aus der Analyse der Bodenart ableiten

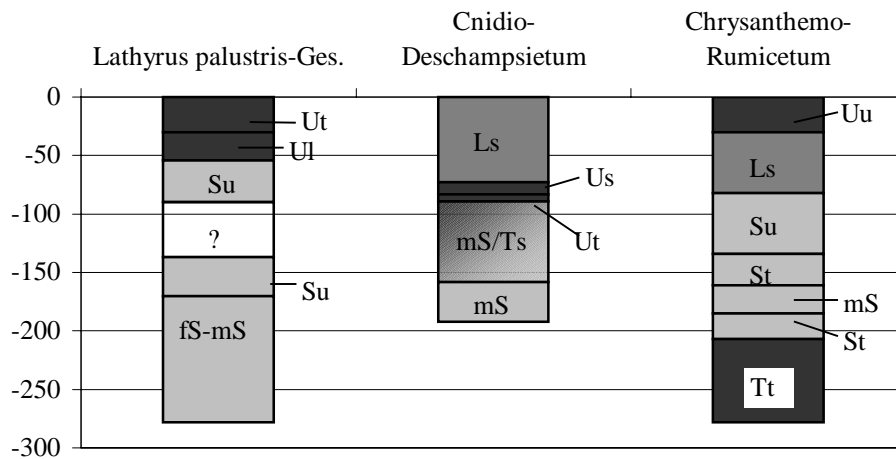


Abbildung 5.2: Tiefenprofil der Bodenarten bei den Brunnen im UG Radegaster Haken (nach URBAN et al. 2000 stark verändert)

5.1.2.2 Untersuchungsgebiet Grippeler Werder

Im Untersuchungsgebiet Grippeler Werder war die Überflutungsdauer in beiden Überflutungsjahren in etwa gleich (siehe Abb. 5.3). Da die drei Probeflächen deutlich höher lagen als diejenigen in Radegast, trat das Hochwasser 1998/99 in zwei kurzen Überstauungen auf. Nach den Hochwasserspitzen fiel das Grundwasser jeweils schnell und stark ab. Kleinere Hochphasen spiegelten sich ähnlich wie in Radegast im Grundwassergang wider. Korrelationen zum Elbpegel konnten allerdings bei Grundwasserständen ab etwa 2,5 m unter Flur nicht mehr beobachtet werden. Auch der Anstieg der Grundwasserstände nach Ende der Niedrigwasserperiode verlief stark verzögert.

Der Verlauf der Ganglinien entsprach den topografischen Verhältnissen. Die Bodenarten scheinen in diesem Untersuchungsgebiet nicht modifizierend auf die Grundwasserganglinie

zu wirken. Allerdings überwiegen in Grippel durchlässige Sande, so dass kaum mit einer Stauwirkung zu rechnen ist (siehe Abb. 5.4).

Über große Zeiträume des Hochsommers und des Herbstes sank das Grundwasser in Bereiche unterhalb von 3 m unter Flur ab und war deshalb nicht mehr messbar. Die in Abbildung 5.3 dargestellten Werte unterhalb von 3 m unter Flur wurden daher berechnet (siehe Kap. 3.2).

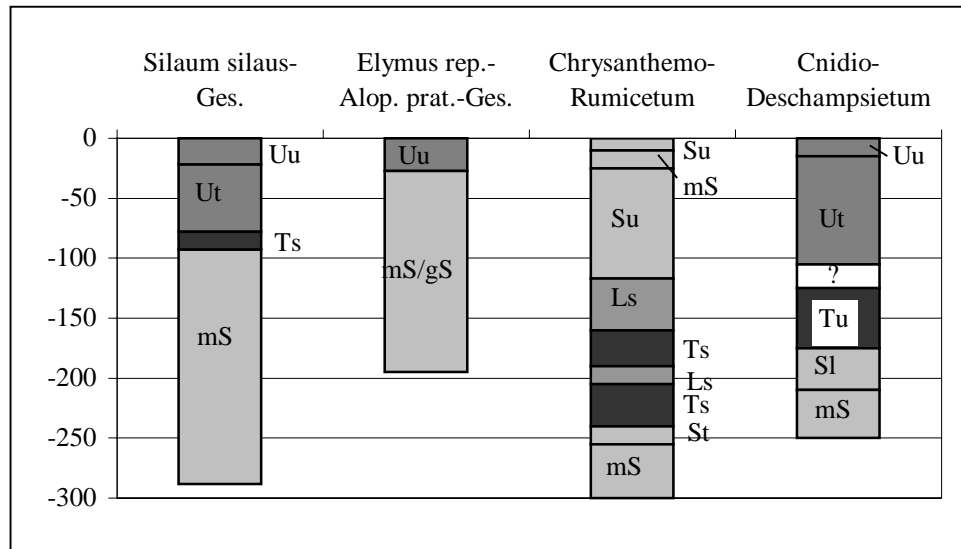


Abbildung 5.4: Tiefenprofil der Bodenarten bei den Brunnen im UG Grippeler Werder (nach Urban et al. 2000 stark verändert).

5.1.2.3 Untersuchungsgebiet Aland Werder

Das Untersuchungsgebiet Aland Werder unterscheidet sich grundsätzlich von den beiden anderen. Die hier untersuchten Bestände der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft, des *Cnidio-Deschampsietum* und der *Silaum silaus*-Gesellschaft sind durch einen Sommerdeich von der Elbe abgeschirmt. Erst, wenn die Elbe über diesen hinaus ansteigt, kann sich das Hochwasser in die Fläche ergießen. Vorher tritt jedoch bereits Qualmwasser auf. Der Moment des Eindringens des Elbwassers in die Fläche konnte nicht beobachtet werden. Für die Erstellung der Ganglinie wurde davon ausgegangen, dass das Qualmwasser bis zu diesem Moment kontinuierlich entsprechend des Elbpegels steigt. Beim Überfluten des Deiches ist dann ein schneller Anstieg der Wasserstände auf der Probefläche auf das Elbniveau zu erwarten. Mit den Flächen, die durch den Sommerdeich abgeschirmt sind, wird der Retentionsraum der Elbe vergrößert. Ein daraus resultierendes Absinken des Elbwasserstandes dürfte sich jedoch allenfalls kurzfristig auswirken.

Zwischen den Hochwasserspitzen im Winter 1998/1999 blieb eine flache Überstauung der Brenndolden- und der Sumpf-Platterbsen-Wiese bestehen, während das Grundwasser unter der Silgen-Wiese auf wenige Dezimeter unter Flur sank (siehe Abb. 5.5).

Nach dem Ablauf des Hochwassers blieb die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft noch lange überstaut. Unter den beiden anderen Phytozönosen sank das Grundwasser hingegen schneller ab.

Im Gegensatz zum Vorjahr war das Hochwasser 1999/2000 durch einen schnellen Anstieg und ebenso schnelles Absinken gekennzeichnet. Lange Überstauungen traten nicht auf.

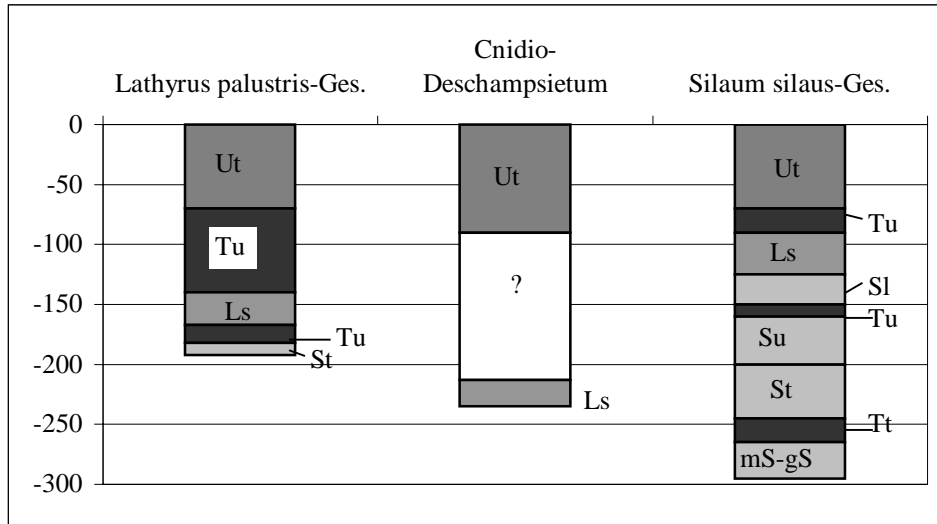


Abbildung 5.6: Tiefenprofil der Bodenarten bei den Brunnen im UG Aland Werder (nach Urban et al. 2000 stark verändert)

Die Grundwasserstände in der Vegetationsperiode entsprachen der Vegetationszonierung. Immer waren die Pegelstände unter der Silgen-Wiese am niedrigsten, unter der Sumpf-Platterbsen-Wiese am tiefsten. Allerdings nahm der Abstand zwischen den Ganglinien bei sinkenden Pegelwerten immer mehr ab. Bei etwa 2 m unter Flur näherten sich die Ganglinien dann sehr stark an.

Im Vergleich zum Grippeler Werder weist der Boden auf dem Aland Werder deutlich geringere Sandanteile auf. Charakteristisch sind Ton- und Lehmänder. Ein mächtigeres Tonband in 2 m Tiefe, das zu einem Grundwasserstau führen könnte, wurde jedoch nicht beobachtet (siehe Abb. 5.6).

5.1.2.4 Grundwasserdauerlinien

Wesentlich bessere Einblicke in die ökologischen Bedingungen der Phytozönosen als Ganglinien gewähren Dauerlinien. Sie zeigen, an wie vielen Tagen im Jahr bestimmte Wasserstände überschritten werden. Neben Minimal- und Maximalwerten sind aus vegetationsökologischer Sicht vor allem die Anzahl der Überflutungstage und die Anzahl der Tage mit Wasserständen unter 50 cm, also außerhalb des Wurzelhorizontes³, von Interesse.

³ Bei mehreren Probegrabungen wurde ein Hauptdurchwurzelungshorizont von ca. 30 cm beobachtet. Einzlene Wurzeln reichten bis auf 50 cm hinab.

Die Überflutungsdauer der untersuchten Sumpf-Platterbsen-Wiesen-Bestände lag in den beiden Jahren zwischen 72 und 220 Tagen (siehe Abb. 5.7). Die große Differenz resultierte hierbei aus den langen und flachen Überstauung nach dem eigentlichen Hochwasser, die 1999 sowohl in Radegast als auch auf dem Aland Werder beobachtet wurden. Die maximale Überflutungshöhe war hingegen in allen vier Messreihen mit rund 3 m fast gleich. Auch die tiefsten Wasserstände lagen mit rund 2 m unter Flur eng beieinander. Unabhängig von der Überflutungsdauer wurden an jeweils 10 - 22 Tagen Grundwasserstände zwischen Geländeoberkante und 50 cm unter Flur ermittelt. Unterhalb dieser Marke sanken die Wasserstände an 129-279 Tagen.

Die Schwankungsamplitude der Grundwasserstände unter der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft lag, wie auch bei den anderen Phytozönosen, zwischen 4 und 5 m.

Die Bestände des Cnidio-Deschampsietum wurden in den Untersuchungsjahren an 32-160 Tagen überflutet (siehe Abb. 5.8). Auch hier resultiert der Maximalwert aus der langen und flachen Überstauung 1998/99 nach bzw. zwischen dem eigentlichen Hochwasser. 1999/00 wurde die längste Überflutung in Radegast mit einer Dauer von 85 Tagen beobachtet.

Wie bei der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft waren auch beim Cnidio-Deschampsietum nur kurze Phasen mit Wasserständen oberhalb von 50 cm unter Flur zu verzeichnen. In den einzelnen Messreihen lagen zwischen 20 und 33 Tage in diesem Bereich. Unterhalb von 50 cm unter Flur fielen die Grundwasserstände an 251-314 Tagen im Jahr.

Die drei untersuchten Bestände unterschieden sich sowohl in den Maximal- als auch in den Minimalwerten stark. Die Hochstände lagen zwischen 2,8 m auf dem Aland Werder 1998/99 und 1,2 m in Grippel 1999/2000. Die tiefsten Grundwasserstände schwankten zwischen 2,1 m auf dem Aland Werder 1999/2000 und unter 3 m in Grippel.

Die Überflutungsdauer in den untersuchten Silgen-Wiesen lag im Vergleich zu den bisher beschriebenen Phytozönosen mit 35 - 70 Tagen eng beieinander (siehe Abb. 5.9). In den maximalen und minimalen Wasserstände weichten die beiden Untersuchungsflächen allerdings stark von einander ab. In Grippel lagen die Maxima und Minima bei 1,1 m über und 3,2 m unter Flur. Auf dem Aland Werder waren Werte zwischen 2,3 m über und 2,2 m unter Flur zu beobachten.

Eine Besonderheit stellte die lange Phase mit niedrigen Grundwasserständen auf dem Aland Werder 1998/99 dar. Es wurden hier an 99 Tagen Grundwasserstände zwischen Geländeoberkante und 50 cm unter Flur erreicht. In den drei anderen Messreihen lagen die Werte mit 18 - 30 Tagen im Spektrum der Grundwasserstände des Cnidio-Deschampsietum und der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft. Entsprechend war auch die Dauer der Phase mit Grundwasserständen unterhalb von 50 cm unter Flur zwischen den verschiedenen Beständen sehr unterschiedlich. Sie reichte von 204 bis zu 313 Tagen im Jahr.

Die beiden untersuchten Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen unterschieden sich in ihrer Grundwasserdauerlinie sehr stark von einander (siehe Abb. 5.10). Die Fläche in Grippel war in beiden Jahren etwa 10 Tage überflutet, die in Radegast 1999/2000 65 Tage.

Auch die maximalen Überflutungshöhen der beiden Flächen unterschieden sich mit 0,3 bzw. 2 m über Flur deutlich. Ein verbindendes Element war die extrem lange Phase von über 200 Tagen, in denen die Grundwasserstände unter 2 m abfielen. Bei allen anderen Untersuchungsflächen wurde dieser Wert allenfalls an 155 Tagen unterschritten.

Grundwasserstände zwischen Geländeoberkante und 50 cm unter Flur traten beim *Chrysanthemo-Rumicetum* nur sehr kurzzeitig an 13 bis 28 Tagen auf.

Die ermittelten Werte decken sich weitgehend mit den wenigen bisher publizierten Daten zum Grundwassergeschehen im Stromtal-Grünland (TÜXEN 1954⁴; BALATOVA-TULACKOVA 1967, 1968). Ein Unterschied zu den Literaturdaten liegt in der größeren Schwankungsamplitude, die aus den wesentlich geringeren Grundwasserständen bei Niedrigwasser resultiert.

5.1.3 Ergebnisse der Wasserspannungsmessungen

Bei allen Phytozönosen zeichneten sich die Saugspannungswerte 30 cm unter Flur durch sehr starke Schwankungen aus. Mehrfach fielen die pF-Werte von einem Tag zum anderen auf Null oder doch um mehrere pF-Einheiten.

Für dieses Phänomen sind zwei Erklärungen möglich. Zum einen kann der Druckabfall aus einer Undichtigkeit der Messeinrichtung resultieren. Zum anderen ist auch ein witterungsbedingter Abfall, zum Beispiel nach einem Regenschauer, denkbar. Für die Mehrzahl der beobachteten starken Schwankungen ist diese zweite Erklärung anzunehmen, da die Druckabfälle an mehreren Tensiometern gleichzeitig auftraten. Zudem spricht auch das erneute Ansteigen der Drücke nach dem Abfall gegen eine Undichtigkeit als Ursache für die Schwankungen.

Die maximalen pF-Werte wurden jeweils bei den Tensiometern in 30 cm Tiefe ermittelt (siehe Abb. 5.11). In der Silgen-Wiese stiegen die Saugspannungen in den im Jahre 2000 sehr warmen ersten Wochen der Vegetationsperiode bis auf einen pF-Wert von 2,9 an. Im *Cnidio-Deschampsietum* waren die Werte mit maximal 2,75 etwas geringer.

Das *Chrysanthemo-Rumicetum* und die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft lagen in den Maxima mit einem pF-Wert von 2,3 bzw. 2,4 dicht beieinander. Im verregneten und zum Teil auch kühlen Juli und August konnten in keinem Bestand so hohe Werte wie im Frühjahr gemessen werden.

⁴ Die gleichen beiden Messreihen wurden von MEISEL (1977) ein zweites Mal in anderer Darstellung veröffentlicht. In DVWK (1996) werden daraus irrtümlich vier Messreihen gemacht.

In 60 cm Tiefe schwankten die Messwerte etwas weniger als bei den 30 cm tiefen Tensiometern. Wieder waren die Werte in der Silgen-Wiese am höchsten.

Die Werte in der Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese und der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft entsprachen denen in 30 cm Tiefe, wo hingegen in der *Silaum silaus*-Gesellschaft und im *Cnidio-Deschampsietum* in 60 cm Tiefe etwas geringere Saugspannungen als in 30 cm Tiefe gemessen wurden.

Als wesentlich ausgewogener stellten sich Saugspannungskurven in 1 m unter Flur heraus. Zwar schwankten die Werte auch hier, allerdings war die Amplitude deutlich geringer. Sie lag bei allen Phytozönosen bei maximal 0,3 pF-Einheiten.

Die höchsten Werte wurden wiederum in der Silgen-Wiese gemessen, wobei der Abstand zu den folgenden Vegetationstypen diesmal deutlich geringer war.

Während der gesamten Vegetationsperiode stiegen die Werte nicht in den Bereich, der für die Vegetation Trockenstress erwarten ließe. Eventuell ist dieses auf die extrem feuchte Witterung im Untersuchungsjahr zurückzuführen.

5.2 Böden

5.2.1 Auswertung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems

Nach der Auswertung des NiBis auf Basis der DGK 5B treten im Grünland des Untersuchungsgebietes 20 Standorttypen auf (siehe Tab. 5.2).

Tabelle 5.2: Flächenanteile verschiedener Standorttypen im Elbegrünland (NiBis basierend auf der DGK 5B) (Angaben in %; N=239,2ha)

				0,46
stark feucht			0,09	
mittel feucht	0,37	0,80	2,81	
schwach feucht	0,41	20,90	11,25	
stark frisch	16,89	9,68	4,64	
mittel frisch	9,84	7,69	0,55	
schwach frisch	5,73	0,11	0,05	
schwach trocken	4,19			
mittel trocken	0,02			
stark trocken	3,61			
	nährstoffarm	mittel	nährstoffreich	Sondertyp Moorböden

Das *Cnidio-Deschampsietum* ist demnach vor allem auf schwach feuchten Standorten mit mittlerer Nährstoffversorgung zu finden (siehe Tab. 5.3). Innerhalb dieses Standorttypes stellen Brennolden-Wiesen den häufigsten Vegetationstyp (siehe Tab. 5.4).

Tabelle 5.3: Flächenanteil der Standorttypen des *Cnidio-Deschampsietum* (NiBis basierend auf der DGK 5B) (in %; N=29ha)

mittel feucht		0,92	0,52
schwach feucht	0,68	56,37	4,41
stark frisch	0,11	4,22	0,81
mittel frisch	4,56	23,34	
schwach frisch	4,01	0,05	

nährstoffarm	mittel	nährstoffreich
--------------	--------	----------------

Ein zweiter Schwerpunkt des *Cnidio-Deschampsietum* liegt bei mittel frischen Standorten mit mittlerer Nährstoffversorgung vor. Auch in diesem Standorttyp stellen die Brenndolden-Wiesen den häufigsten Vegetationstyp.

Tabelle 5.4: Anteil der Phytozönosen an den Flächen des Standorttyps schwach feucht/mittlere Nährstoffversorgung (NiBis basierend auf der DGK 5B) (N=47,6 ha)

Vegetationstyp	Hektar	%
<i>Cnidio-Deschampsietum</i>	16,4	34,4
<i>Ranunculus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	13,7	28,8
<i>Cynosuro-Lolietum</i>	8,5	17,8
<i>Caricetum vulpinae</i>	3,2	6,7
<i>Cnidio-Deschampsietum</i> , artenarme Ausprägung	2,3	4,8
<i>Elymus repens-Alopecurus pratensis</i> -Gesellschaft	1,4	2,9
<i>Ranunculo-Alopecuretum</i>	0,9	1,9
<i>Phalaridetum</i>	0,8	1,7
<i>Glycerietum maximae</i>	0,2	0,4
<i>Silaum silaus</i> -Gesellschaft	0,1	0,2
<i>Lathyrus palustris</i> -Gesellschaft	0,1	0,2
<i>Chrysanthemo-Rumicetum</i>	0,02	0,04

Fast vollständig auf diesen zweiten Standorttyp beschränkt sind die Silgen-Wiesen (siehe Tab. 5.5).

Tabelle 5.5: Flächenanteile verschiedener Standorttypen für die *Silaum silaus*-Gesellschaft (NiBis basierend auf der DGK 5B) (in %; N=7,9ha)

schwach feucht		1,74	0,84
stark frisch		9,87	
mittel frisch		82,39	
schwach frisch	0,01	5,14	
	nährstoffarm	mittel	nährstoffreich

Die Bestände der Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen verteilen sich fast gleichmäßig auf vier Standorttypen. Auf eine Auswertung wurde hier genauso verzichtet, wie bei den Sumpf-Platterbsen-Wiesen, bei der die Stichprobe mit 1,1 ha Flächengröße deutlich zu klein war.

Die Auswertung des NiBis auf Basis der BÜK 50 zeichnet ein völlig anderes Bild. Hier treten nur 12 Typen auf, wobei hier eine deutliche Verschiebung der Standorteinschätzungen hin zu einer mittleren Nährstoffversorgung zu verzeichnen ist (siehe Tab. 5.6).

Der Standort der Brenndolden-Wiesen ist zwar auch nach dieser Auswertung als schwach feucht anzusehen, allerdings wird er als nährstoffreich eingestuft (siehe Tab. 5.7). Außerdem treten Brenndolden-Wiesen zu je 10-15 % in den Typen schwach feucht/nährstoffarm und mittel frisch/nährstoffarm auf. Im Binnendeich-Stromland muss noch ein weiterer Typ genannt werden, der zwar auf den Betriebsflächen nicht relevant ist,

auf den jedoch größere Flächen der aktuellen Stromtal-Wiesen fallen (z.B. Pevestorfer Wiesen). Hierbei handelt es sich um nährstoffreiche/mittel feuchte Standorte.

Tabelle 5.6: Flächenanteile verschiedener Standorttypen im Elbegrünland (NiBis basierend auf der BÜK 50) (Angaben in %; N=1001,3ha)

				6,11
mittel feucht		6,87		
schwach feucht	8,66	21,72	7,98	
stark frisch	5,56	10,77		
mittel frisch	9,67	19,57		
schwach frisch	2,74			
schwach trocken				
mittel trocken	0,33			
stark trocken	0,33			
	nährstoffarm	mittel	nährstoffreich	Sondertyp Moorböden

Tabelle 5.7: Flächenanteile verschiedener Standorttypen für das *Cnidio-Deschampsietum* (NiBis basierend auf der BÜK 50) (in %; N=34,7ha)

mittel feucht		1,1	
schwach feucht	11,6		72,4
stark frisch			
mittel frisch	14,7	0,3	
	nährstoffarm	mittel	nährstoffreich

5.2.2 Bodenkundliche Charakteristik der Pflanzengesellschaften

Die Tabelle 5.8 gibt einen Überblick über die Mittelwerte vegetationsökologisch relevanter bodenkundlicher Messgrößen für die Standorte der Phytozönosen. Die Einzelwerte sind der Tabelle A6 im Anhang zu entnehmen.

Tabelle 5.8: Mittelwerte einiger bodenkundlicher Kenngrößen

Vegetationstyp	Anz.	C _{Humus} Mas.-%	pH H ₂ O	C/N	C/P	N/P	P ₂ O ₅ mg/100ml	K ₂ O	KAK _{eff} cmolc / kg	S-Wert	BS %
Caricetum vulpinae	3	8	5,48	9,2	138,3	15,6	7,5	7,8	24,5	23,5	95,9
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	11	15	4,96	10,5	168,8	15,8	8,2	6,6	25,7	24,3	94,2
Cnidio-Deschampsietum	16	9	5,05	10,1	256,7	26,2	5,3	7,2	19,6	18,0	89,0
Cnidio-Desch. artenarm	6	12	5,10	10,6	117,8	11,6	14,6	8,2	21,5	19,7	88,4
<i>Silaum silaus</i> -Ges.	11	9	5,06	9,9	159,4	16,4	8,6	7,1	20,2	18,7	91,9
Chrysanthemo-Rumicetum	8	5	5,05	10,8	54,7	5,2	27,4	6,1	15,7	14,4	90,8
Diantho-Armerietum	2	6	4,73	12,3	81,1	6,8	15,6	5,8	8,1	6,6	74,5
Molinietalia-Basal-Ges.	7	14	5,12	11,2	213,3	19,4	6,1	7,3	25,5	24,2	93,5
Phalaridetum arundinaceae	5	14	5,28	12,4	27,1	2,3	47,7	7,9	25,0	23,6	94,4
Ranunculo-Alopecuretum	9	16	5,34	12,4	109,4	8,1	35,9	9,7	26,3	25,2	96,0
Arrhenatheretum	1	3	5,00	10,9	37,1	3,4	13,3	3,8	4,9	4,4	89,0
<i>Ran.rep.-Alop. prat.</i> -Ges.	14	7	5,41	9,8	104,3	10,9	11,6	10,9	22,3	21,4	95,1
<i>Elymus rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	3	13	5,65	12,2	30,6	2,5	43,0	5,1	27,5	26,2	95,1
Cynosuro-Lolietum	10	6	5,45	9,4	32,9	2,8	24,5	19,4	15,8	15,1	95,2
<i>Lolium multiflorum</i> -Ges.	1	6	5,50	11,6	60,4	7,2	26,7	31,2	12,1	11,9	98,1

Der Standort des *Cnidio-Deschampsietum* ist "stark sauer"⁵, vereinzelt treten auch "sehr stark saure" aber auch "mittel saure" Böden auf. Die Bodenart reichte von schluffigem Ton über tonigen Lehm zu tonigem Sand. Gleyböden überwiegen. Die Böden sind "sehr stark humos" bis "äußerst humos". Ein Unterschied zwischen artenreichen Beständen und an Kennarten verarmten war anhand der Bodenart, des Bodentyps und des pH-Wertes nicht zu beobachten.

Auch die Standorte der Sumpf-Platterbsen-Wiesen sind denen des *Cnidio-Deschampsietum* in Bezug auf diese Parameter relativ ähnlich, wobei leicht anmoorige Probeflächen mit "äußerst hohen" Humusgehalten deutlich häufiger auftreten als bei den Brenndolden-Wiesen. Als Bodentyp herrschen auch hier Gleye vor. Der Tonanteil liegt etwas höher als bei den Standorten des *Cnidio-Deschampsietum*. Generell lässt sich eine leichte Abnahme des Tongehaltes und eine Zunahme der Sandfraktion bei sinkender Überflutungsdauer erkennen (siehe Abb. 5.12).

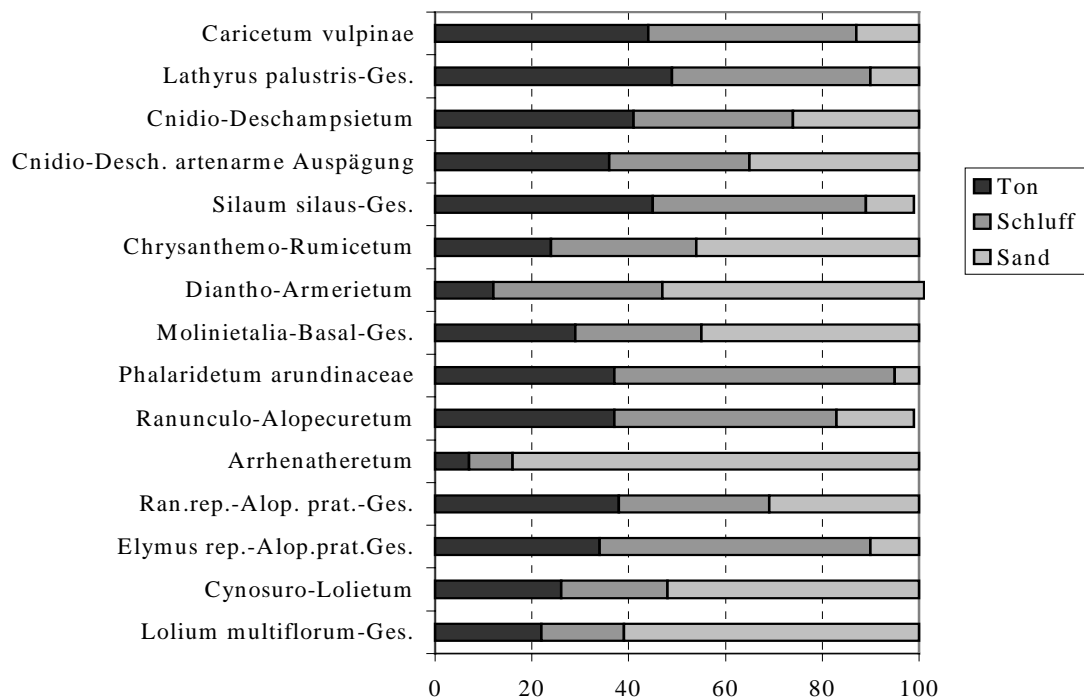


Abbildung 5.12: Mittlere Korngrößenverteilung der Grünlandstandorte

Von dieser Reihe weicht der Standort der Silgen-Wiesen ab, der etwas höhere Tongehalte als jener der Brenndolden-Wiesen aufweist. Als Bodentyp treten hier vermehrt Vegen auf. Das ist eine Tatsache, die aufgrund der hydrologischen Ergebnisse nicht verwundert, wird doch der Unterschied zwischen Gley und Vega an der größeren Mächtigkeit des anhydromorphen Horizontes bei den Vegen festgemacht (siehe Tab. 3.4).

⁵ Die Einstufung der pH-Werte und der Humusgehalte erfolgte nach AG BODENKUNDE (1994) (siehe Tab. 3.7-3.8)

Beim *Chrysanthemo-Rumicetum* weichen die betrachteten Parameter relativ deutlich ab. Tonböden sind nur sehr vereinzelt zu beobachten. Den Schwerpunkt bilden lehmige und tonige Sande und tonige Lehme. Die Humusgehalte liegen niedriger. Die Böden sind "mittel bis stark humos". Sie sind wie bei den anderen Phytozönosen in der Regel "stark sauer", vereinzelt auch "mittel sauer".

Bei den anderen Grünlandgesellschaften, auf die hier nicht vertieft eingegangen werden soll, sei noch darauf verwiesen, dass zwei Probeflächen des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* auf organogenen Standorten lagen.

Die C/N-Verhältnisse aller Probeflächen sind relativ eng, die Humusqualitäten sind "hoch"⁶ bis "sehr hoch". Lediglich einer der untersuchten Knick-Fuchschwanz-Flutrasen fiel mit einem C/N-Verhältnis von 15,5 in den Bereich "mittlerer" Humusqualität.

In der Versorgung der Standorte mit den Makronährstoffen Phosphat und Kalium divergieren die einzelnen Phytozönosen sehr stark. Die Standorte der Brenndolden-Wiesen sind in der Regel "mittel"⁷ mit Phosphat versorgt. Einzelne Probeflächen wiesen jedoch auch "niedrige" oder "hohe" P₂O₅-Gehalte auf. Das Spektrum reichte von 2,1 bis 7,1 mg P₂O₅/100ml. Eine Fläche stach mit 21,7 mg P₂O₅/100 ml deutlich heraus. Dieser auf dem Grippeler Werder ist relativ artenarm und steht an der Grenze zur degenerierten Ausbildung des *Cnidio-Deschampsietum* (siehe Aufnahme Nr. 96, Tab 4.7). Im Vergleich zum Vorjahr hatte 1999 die Individuenzahl von *Cnidium dubium* hier bereits stark abgenommen. 2000 war die Art aus dem untersuchten Schlag verschwunden. Ob hier hydrologische, trophische oder nutzungsbedingte⁸ Ursachen zu konstatieren sind, lässt sich nicht klären.

In der artenarmen Ausprägung des *Cnidio-Deschampsietum* liegen die P₂O₅-Gehalte wesentlich höher. In der Regel sind die Standorte "sehr hoch" mit Phosphat versorgt. Allerdings traten auch bei den artenarmen Brenndolden-Wiesen vereinzelt Standorte mit Gehalten unter 5 mg P₂O₅/100ml auf.

Etwas höhere Phosphat-Werte sind für die *Lathyrus palustris*- und die *Silaum silaus*-Gesellschaft zu nennen. Die P₂O₅-Gehalte sind im Mittel "hoch", wobei bei beiden Vegetationstypen auch Bestände mit "besonders hohen" Werten angetroffen wurden. Auch bei diesen Phytozönosen handelte es sich in solchen Fällen um artenarme Ausprägungen.

Die Straußampfer-Margeriten-Wiesen sind hingegen unter den naturschutzfachlich interessanten Vegetationstypen diejenigen mit den höchsten Phosphat-Werten. Die Gehalte

⁶ Die Humusqualität wurde hier bezogen auf die KAK und das C/N Verhältnis anhand der Angaben in AG BODENKUNDE (1994) bewertet (siehe Tab. 3.9).

⁷ Die Einstufungen der P₂O₅ und K₂O- Gehalte erfolgte in Anlehnung an RUHR-STICKSTOFF AG (1988: 248) (siehe Tab. 3.11).

⁸ Nach dem Verlust des Schutzstatus aufgrund der Aufhebung der Nationalparkverordnung wurde die Fläche 2000 nach Angaben des Landwirtes mit 10 m³ Gülle/ha gedüngt.

liegen generell oberhalb von 6 mg P_2O_5 /100ml und stiegen bis auf einen Extremwert von 31,1 mg P_2O_5 /100ml an.

Die höchsten Phosphat-Gehalte wurden in den Queckenfluren, den Rohrglanzgrasbeständen und in einigen Knick-Fuchsschwanz-Flutrasen erreicht. Aber auch die intensiven Schnittwiesen (*Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Ges., *Lolium multiflorum*-Ges.) und Weiden (*Cynosuro-Lolietum*) sind wesentlich besser mit Phosphat versorgt als die Brenndolden-Wiesen.

Besonders auffällig ist zudem der Zusammenhang zwischen geringem Phosphat-Gehalt und hohen Artenzahlen. Oberhalb eines Gehaltes von 17 mg $P_2O_5/100ml$ sind keine hohen Artenzahlen mehr zu erwarten (siehe Abb. 5.13).

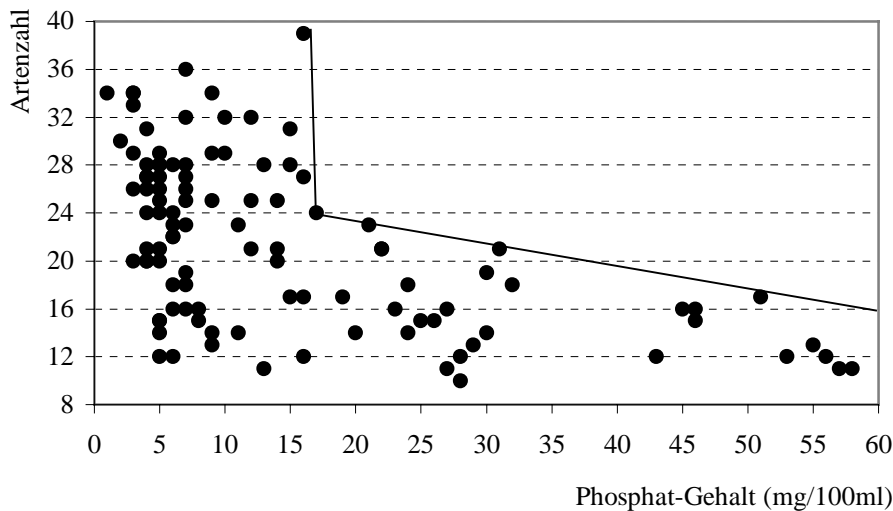


Abbildung 5.13: Korrelation zwischen Artenzahl und Phosphat-Gehalten im Oberboden

Eine Verbindung zwischen hohem K_2O -Gehalt und geringen Artenzahlen, wie beim Phosphat beschrieben, lässt sich nicht so zwingend aufstellen (siehe Abb. 5.14). Allerdings ist eine Tendenz zu abnehmenden Artenzahlen bei zunehmenden Gehalten zu erkennen.

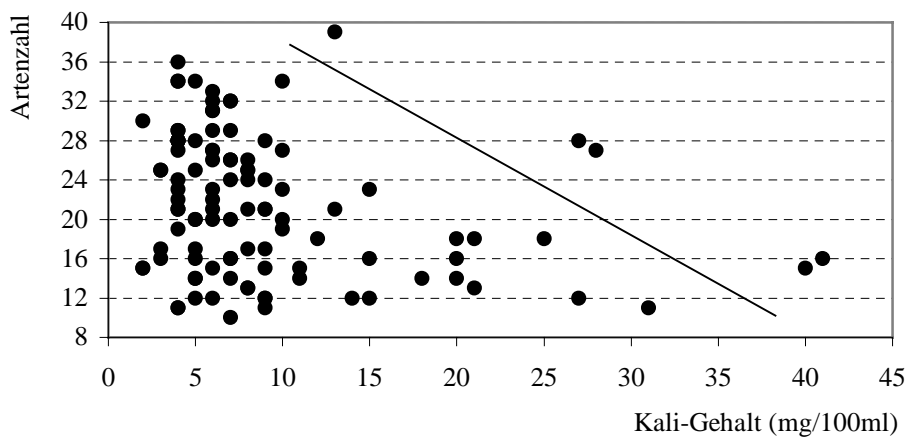


Abbildung 5.14: Korrelation zwischen Artenzahl und Kali-Gehalten im Oberboden

Auch beim Kalium zählen die Standorte des *Cnidio-Deschampsietum* zu jenen mit den geringsten Versorgung. Dennoch sind auch hier die Gehalte in der Regel als "mittel" einzustufen. Ein Bestand weist sogar mit 26,5 mg K₂O/100ml "besonders hohe" Werte auf. Der Unterschied zu den artenarmen Beständen ist deutlich geringer.

Der Standort der Brenndolden-Wiesen ist in Bezug auf die K₂O- und P₂O₅-Versorgung als mesotroph einzuschätzen.

Die Kali-Werte der Böden unter der *Silvaum silaus*-, der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft und des *Chrysanthemo-Rumicetum* liegen im gleichen Spektrum, wie die der Brenndolden-Wiesen.

Die höchsten Kali-Gehalte waren an den Standorten des *Cynosuro-Lolietum* und der *Lolium multiflorum*-Gesellschaft zu finden.

Interessanterweise sind die K₂O-Werte der Queckenfluren im Gegensatz zu den Phosphat-Gehalten sehr gering. Generell scheint auf den Standort im Außendeich-Stromland die Phosphat-Versorgung wesentlich günstiger zu sein als die mit Kalium (siehe Tab. 5.9). Besonders auffällig waren die deutlich geringeren P₂O₅-Gehalte an den Nebenflüssen. Die Werte der Probeflächen im Binnendeich-Stromland streuten sehr stark. Es wurden sowohl extrem hohe als auch sehr niedrige Nährstoffgehalte ermittelt.

Tabelle 5.9: Phosphat- und Kali-Gehalte im Oberboden in den Proben verteilt auf Landschaftstypen

	Anz.	P ₂ O ₅ (mg/100 ml)			K ₂ O (mg/100 ml)		
		Min.	Mit.	Max.	Min.	Mit.	Max.
Außendeich-Stromland	33	4,5	29,0	57,8	3,2	7,5	19,5
Binnendeich-Stromland	60	2,1	12,2	51,3	1,8	10,7	40,5
Nebenflüsse	17	1,1	4,6	7,5	4,2	6,8	10,5

Die Kationenaustauschkapazität der Brenndolden-, Silgen- und Sumpf-Platterbsen-Wiesen-Standorte ist sehr hoch. Vereinzelt traten allerdings auch geringere Werte auf.

Noch etwas niedriger ist die Austauschkapazität des *Chrysanthemo-Rumicetum*-Standortes.

In der Basensättigung unterscheiden sich die einzelnen Phytozönosen des Elbtalgrünlandes nur unwesentlich voneinander. Mit Ausnahme von vier Flächen waren alle Proben mit Werten über 85 % als "sehr basenreich"⁹ einzustufen. Die Ausnahmen bildeten ein *Diantho-Armerietum* (BS 61,0 %), ein Bestand der *Molinietalia*-Basalgesellschaft (BS 78,9 %), eine artenarme (BS 56,3 %) und eine artenreiche Ausprägung des *Cnidio-Deschampsietum* (BS 57,5 %) mit Werten im "basenreichen" Bereich.

⁹ Der Basensättigungsgrad wurde anhand der Angaben in AG BODENKUNDE (1994) bewertet (siehe Tab. 3.10).

6 Diskussion

6.1 Versuch einer standortökologischen Differenzierung des Elbtalgrünlandes.

Im Weiteren soll der Versuch einer standortökologischen Differenzierung der untersuchten Grünlandgesellschaften unternommen werden.

Auf den ersten Blick scheint bereist die NiBis-Auswertung sowohl auf der Basis der BÜK 50 als auch auf jener der DGK 5B die Standorte der Pflanzengesellschaften hinreichend zu dokumentieren. Im Besonderen gilt dieses für die Brenndolden-Wiesen, die eine enge Bindung an drei NiBis-Standorttypen aufweisen. Betrachtet man jedoch das Gesamtgebiet, so fällt auf, dass die Nebenflüsse Seege, Aland und Jeetzel in der BÜK 50-Auswertung fast vollständig dem Typ schwach feucht/nährstoffreich zugeordnet wurden. Das Außendeich-Stromland der Elbe fällt zum größten Teil in die beiden anderen Schwerpunkttypen der Brenndolden-Wiesen. Hier schlägt sich also in der Auswertung vor allem die recht grobe Clusterung des angewendeten Algorithmus nieder.

Das sehr heterogene Ergebnis der beiden Maßstabsebenen des NiBis relativiert seine Interpretierbarkeit zudem ungemein. Für eine detaillierte Standortbeschreibung der Phytozönosen erscheint es unzureichend. Auch die anhand der eigenen Messungen nicht nachvollziehbaren Einstufungen zum pH-Wert, stellen die Ergebnisse des NiBis in Frage (siehe Kap. 3.3). Allerdings lassen sich deutliche Schwerpunkte einzelner Phytozönosen in den Standorttypen ausmachen. Daraus lässt sich ein bedingtes Entwicklungspotenzial für Flächen ableiten, die im NiBis den entsprechenden Standorttypen zugeordnet werden, aber derzeit keine Stromtal-Wiesen sind (siehe Kap. 6.3.4).

Den vielleicht wichtigsten Faktorenkomplex in den Talauen stellt die Hydrologie der Standorte dar.

Die große Bedeutung der Überflutungsdauer im Jahreslauf legt schon die im Gelände zu beobachtende Vegetationszonierung nahe (siehe Kap. 4.2). Das eine Übertragung der Topographie im Verhältnis 1:1 auf den Grundwasserverlauf nicht zulässig ist wird aus den in Kapitel 5.1.2 dargestellten Ergebnissen deutlich. Hier sei vor allem auf den paradoxen Verlauf der Ganglinien unter der Brenndolden- und der Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese im Untersuchungsgebiet Radegaster Haken verwiesen (siehe Kap. 5.1.2.1). Als zweites Beispiel mag der Aland Werder gelten, auf dem sich die Ganglinien der einzelnen Phytozönosen bei 2 m unter Flur stark annäherten (siehe Kap. 5.3).

Vergleicht man die Grundwasserdauerlinien der untersuchten Phytozönosen, so ist die Überflutungsdauer der deutlichste und aus vegetationsökologischer Sicht bedeutsamste Unterschied. Bleibt die Messreihe für die *Silaum silaus*-Gesellschaft im Untersuchungsgebiet Aland Werder unberücksichtigt, so liegen die Werte bezüglich der Anzahl der Tage mit Grundwasserständen im Wurzelbereich sehr eng beieinander, so dass wohl davon ausgegangen werden kann, dass hierin keine maßgebliche Ursache für die unterschiedliche Vegetationsausprägung zu suchen ist.

Ein ähnliches Bild ergeben die Wasserspannungsmessungen. Lässt man hier zunächst die Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese außer acht, so korrespondieren die Ergebnisse zur Wasserspannung eng mit denen der Grundwasserpegelmessungen. Die Zonierung *Lathyrus palustris*-Gesellschaft / *Cnidio-Deschampsietum* / *Silaum silaus*-Gesellschaft lässt sich deutlich erkennen.

Paradox erscheinen die relativ niedrigen pF-Werte in der untersuchten Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese. Betrachtet man jedoch die dazugehörigen Grundwasserganglinien, so zeigten sich auch hier beim *Chrysanthemo-Rumicetum* höhere Wasserstände als aus der Vegetationszonierung und der Überflutungsdauer zu erwarten wären (siehe auch Abb. 5.1). Ein direkter Rückschluss aus der Vegetationszonierung oder aus der topografischen Lage auf die Wasserspannung scheint demnach nicht zulässig zu sein. Die Bedeutung der Wasserspannung für die Vegetationszonierung ist entsprechend als eher gering einzustufen.

Um eine genauere Standortdifferenzierung zu ermöglichen, wurden die bodenkundlichen Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen.

Die ersten fünf Hauptachsen erklären den Datensatz zu 81,8 %, wobei der Varianzanteil der fünften Achse nur noch bei 6,1 % liegt (siehe Tab. 6.1)

Tabelle 6.1: Hauptkomponenten und Ladungen der 22 Standortfaktoren (hohe Ladungen unterstrichen)

Standortfaktor	1. Hauptachse Basen-Achse	2. Hauptachse pH-Achse	3. Hauptachse Nährstoff-Achse	4. Hauptachse	5. Hauptachse Kali-Achse
KAK _{eff}	<u>0,91</u>	0,24	0,02	-0,14	-0,10
S-Wert	<u>0,89</u>	0,29	0,01	-0,16	-0,11
Ca	<u>0,88</u>	0,25	-0,01	-0,22	-0,09
N _{ges}	<u>0,85</u>	-0,29	-0,26	-0,10	-0,03
C _{org}	<u>0,79</u>	-0,32	-0,44	-0,17	-0,03
CHumus	<u>0,79</u>	-0,32	-0,44	-0,17	-0,03
Dichte	<u>-0,78</u>	0,21	0,30	-0,18	-0,14
Sand	<u>-0,72</u>	-0,22	-0,27	-0,49	-0,27
Ton	<u>0,68</u>	0,17	0,51	0,37	0,00
Mg	<u>0,63</u>	0,47	0,21	0,29	-0,11
Na	<u>0,60</u>	0,09	0,08	-0,15	-0,24
Schluff	<u>0,57</u>	0,22	-0,05	0,49	0,46
H	0,07	<u>-0,81</u>	0,10	0,31	-0,24
pH-Wert	-0,11	<u>0,79</u>	-0,07	-0,32	0,06
Al	0,06	<u>-0,79</u>	0,01	0,40	-0,12
Fe	0,20	<u>-0,76</u>	-0,21	0,05	-0,38
BS	0,39	<u>0,72</u>	-0,04	-0,22	-0,12
C/N	0,15	-0,19	<u>-0,81</u>	-0,11	0,08
P ₂ O ₅	-0,11	0,41	<u>-0,70</u>	0,18	0,05
N/P	0,39	-0,34	<u>0,69</u>	-0,34	0,00
C/P	0,46	-0,42	<u>0,54</u>	-0,40	-0,04
K ₂ O	-0,40	0,43	-0,03	0,11	<u>-0,65</u>
Eigenwert	7,84	4,81	2,91	1,86	1,41
Varianzanteil	34,1	20,9	12,6	8,1	6,1
Summe der Varianzanteile	34,1	55	67,6	75,7	81,8

Auf der ersten Hauptachse werden die Standortfaktoren Schluff- und Tonanteil, S-Wert, Kationenaustauschkapazität, Calcium- und Natrium-Gehalt abgebildet. Etwas weniger eng korreliert der Magnesium-Gehalt (siehe Abb. 6.1 und Tab. 6.1). Diese Hauptachse soll im Weiteren als Bodenarten-Achse bezeichnet werden.

Der Zusammenhang zwischen dem Tonanteil und der Kationenaustauschkapazität ist angesichts der guten adsorbativen Eigenschaft der Tonminerale naheliegend. Augenscheinlich sind dabei die Magnesium-, Natrium- und Calcium-Gehalte im Boden vor allem an die Anwesenheit bzw. den Anteil der Tonminerale gebunden. Interessanterweise ist diese Tendenz für Kali im Datensatz nicht zu erkennen.

Als weitere Standortfaktoren mit Schwerpunkt auf der ersten Hauptachse sind der Kohlenstoff- und der Stickstoffgehalt zu nennen. In dieser 1. Hauptachse wirkt sich letztlich die Überflutungsdauer auf die bodenökologische Situation aus. Wie Abbildung 5.12 darlegt, sind die Korngrößen des Bodens eng mit der Überflutzungszonierung verbunden. Auch der organische Anteil wird von der Dauer der Überflutungen und damit der Zeit, in der organische Substanz sedimentieren kann, bestimmt.

Genau entgegengesetzt zu den bisher genannten Parametern weisen die Vektoren des Sandanteiles und der Dichte. Der Sandanteil nimmt dabei zwangsläufig bei steigenden Ton- und Schluffanteilen ab.

Die zweite Hauptachse kann als pH-Achse angesehen werden. Hier werden Al-, H- und Fe-Gehalte und niedrige pH-Werte mit einander korreliert. Eine etwas schwächere Bindung besteht zwischen der Basensättigung und dem pH-Wert.

Auf der dritten Hauptachse haben Phosphat-Gehalt, C/N-, N/P- und C/P-Verhältnis ihre höchsten Ladungen. Sie stellt die Nährstoff-Achse dar.

Als einziger Standortfaktor der auf diesen ersten drei Achsen keine hohen Ladungen aufweist, ist der Kali-Gehalt zu nennen. Er wird erst auf der fünften Hauptachse abgebildet. Der Standort der Brenndolden-Wiesen kann anhand der Ordinationsergebnisse im Verhältnis zu den anderen Phytozönosen vor allem als phosphatarm beschrieben werden (siehe Abb. 6.2). Entlang der anderen drei Hauptachsen ist das Cluster des *Cnidio-Deschampsietum* kaum verschoben. Nur einer der Probepunkte liegt im sauren Bereich bei geringerer Basenversorgung und höheren Sandanteilen. Die artenarmen Bestände der Gesellschaft unterscheiden sich von den artenreichen vor allem durch höhere Phosphatgehalte. Die pH-Werte liegen tendenziell etwas niedriger. Anhand der Bodenarten-Achse und der Kali-Achse sind kaum Unterschiede zwischen den artenreichen und den artenarmen Beständen auszumachen.

Die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft hat im Verhältnis zu den anderen Phytozönosen einen deutlichen Schwerpunkt auf Standorten mit niedrigen pH-Werten, hohen Tonanteilen und hohen Humusgehalten überwiegen (siehe Abb. 6.2). Die Ursache dürfte auch hier in den langen Überflutungsphasen zu suchen sein.

Phosphatarme Standorte überwiegen leicht. Hingegen ist die Kalium-Versorgung verhältnismäßig günstig.

Die trophische Situation des Wiesen-Fuschschwanz-Wiesen-Standortes ist bei einer etwas weiteren Amplitude ähnlich einzuschätzen (siehe Abb. 6.2). Im Verhältnis zu den anderen Phytozönosen überwiegen Standorte mit höheren pH-Werten leicht. Es kommen sowohl Standorte mit hohen Tonanteilen als auch solche mit hohen Sandanteilen vor.

Das *Chrysanthemo-Rumicetum* und das *Cynosuro-Lolietum* werden durch die ersten beiden Hauptachsen kaum von einander differenziert (siehe Abb. 6.3) Beide Gesellschaften haben ihren Schwerpunkt in den Bereich höhere pH-Werte verschoben. Der Sandanteil ist höher als bei den anderen Phytozönosen.

Einen deutlichen Unterschied zwischen den beiden Gesellschaften stellt hingegen die Nährstoffversorgung dar. Das *Cynosuro-Lolietum* liegt sowohl beim Phosphat als auch beim Kalium im besser versorgten Bereich. Das *Chrysanthemo-Rumicetum* ist hingegen im Verhältnis hierzu vor allem mit Kalium schlecht versorgt.

Das Cluster der *Silauum silaus*-Gesellschaft deckt auf den ersten beiden Hauptachsen einen ähnlichen Raum ab, wie die der Weidelgras-Weiden und Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen. Dabei liegen die Tonanteile etwas höher.

Bezüglich der Nährstoffversorgung weist die *Silauum silaus*-Gesellschaft sowohl für P_2O_5 als auch für K_2O relativ ungünstige Werte auf.

Zusammenfassend kann also die Überflutungsdauer im Jahresgang als wichtigster Standortfaktor angesehen werden. Mit ihm korrelieren Korngrößen und Humusgehalte, die wiederum mit der Kationenaustauschkapazität verbunden den höchsten Varianzanteil der Hauptkomponentenanalyse ergeben. Außer bei der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft stellt der pH-Wert keinen so wichtigen vegetationsdifferenzierenden Standortfaktor dar. Die Amplitude innerhalb der verschiedenen Bestände einer Phytozönose ist hierbei in der Regel höher als der Unterschied zu den anderen Gesellschaften.

Als bedeutsam ist hingegen die Nährstoffversorgung insbesondere die mit Phosphat zu nennen.

Auf einen weiteren wichtigen Standortfaktor die Nutzung wird im Weiteren eingegangen.

6.2 Maßnahmen zur Pflege von Stromtal-Wiesen

Den Pflegeempfehlungen für Stromtal-Wiesen seien einige grundsätzliche Bemerkungen zu den Nutzungstypen im Grünland, der Mahd und der Beweidung, voran gestellt. Diese beiden Nutzungstypen weisen einige "aus Sicht der Pflanzen" gravierende Unterschiede auf, die sich maßgeblich auf die Vegetationszusammensetzung auswirken.

Die traditionelle Nutzung der Stromtal-Wiesen war die zweischürige Mahd mit Schnittzeitpunkten Mitte Juni und im September/Oktober (siehe Kap. 4.6). In derartig genutzten Wiesen ist zu Vegetationsbeginn die Streuauflage relativ gering, so dass

kleinwüchsige Arten das erste Licht des Frühjahres nutzen können, ehe höherwüchsige Arten sie beschatten (z.B. *Cardamine pratense*, *Erophila verna*). Die folgenden Wochen sind durch ein langsames ungestörtes Aufwachsen der Vegetation geprägt. Es bildet sich

eine deutliche Vegetationsschichtung heraus. Einige der krautigen Pflanzen und den Stauden wachsen in die Oberschicht auf, anderen reicht das Halblicht am Boden. Eine dritte Gruppe rankt an anderen Pflanzen auf.

Erfolgt der erste Schnitt Anfang bis Mitte Juni, so können einige der Arten, die in diesem ersten Hochstand zur Blüte gelangen, ihren Lebenszyklus schon vor der ersten Mahd abschließen (z.B. *Leucanthemum vulgare*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus auricomus* agg.). Nach dem Schnitt kommen nur einzelne Individuen dieser Arten erneut zur Blüte. Zum Teil lassen sie sich im Sommer auch vegetativ kaum noch im Bestand nachweisen.

Nach dem ersten Schnitt ändern sich die Standortbedingungen schlagartig. Plötzlich ist sehr viel Licht vorhanden. Dieses nutzt eine Gruppe von Pflanzen, die vor dem Schnitt nur vegetativ und kleinwüchsig im Bestand anzutreffen war. Innerhalb weniger Tage überragen sie den Rest des kurzgeschorenen Rasens um mehrere Dezimeter (z.B. *Silaum silaus*, *Rumex acetosa*, *R. obtusifolius*, *R. thyrsiflorus*). Es folgt eine weitere Phase des Vegetationsaufwuchses, die aber aufgrund der witterungsbedingten Sommerdepression der Aufwuchsmenge etwas langsamer verläuft. Konvergent zu den Arten des ersten Aufwuchses finden sich auch für den zweiten Arten, welche die ungestörte Phase bis zum zweiten Schnitt für ihre Blüte und Samenreife nutzen (z.B. *Serratula tinctoria*, *Centaurea jacea*, *Sanguisorba officinale*, bedingt auch *Cnidium dubium*). Wird die Wiese zweischürig bei einem späten zweiten Schnittzeitpunkt gemäht, so gelangen auch sie zur Samenreife. Nach dem zweiten Schnitt ist die Aufwuchsmenge nicht mehr hoch, so dass wenig Biomasse auf der Fläche verbleibt und somit die Streuauflage im kommenden Frühjahr wiederum relativ gering ist.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in Wiesen die Mehrzahl der Arten zeitlich eingemischt ist. Die Artenvielfalt resultiert aus einem Nacheinander und nicht einem Nebeneinander.

In Rinderweiden stellt sich dieses deutlich anders dar. Hier erfolgt die erste Nutzung generell früher als in den Wiesen. Eine hochwüchsige, geschichtete Vegetation kann sich nicht ausbilden. Auch Zeiträume mit flächendeckend hohem Lichteinfall, wie nach den Schnitten in den Wiesen, fehlen den Weiden. Dafür bildet sich bei geringen Besatzstärken¹⁰ ein Mosaik von stärker und weniger stark beweideten Bereichen heraus. Dort, wo dornige, giftige oder unangenehm schmeckende Pflanzen wachsen (z.B. *Cirsium* div. spec., *Eryngium campestre*, *Ononis spinosa*), wird weniger gefressen, während in Bereichen mit wohlschmeckenden Arten (z.B. *Lolium perenne*) die Grasnarbe kurz gehalten wird. Auf Trampelpfaden und in Lägerfluren können beim Durchtreten der Grasnarbe sogar offene Bodenstellen entstehen. Durch das Gewicht des Weideviehs kommt es, vor allem auf

¹⁰ Besatzstärke = Zahl der Tiere, die im Laufe der Vegetationsperiode im Durchschnitt auf einer Fläche weiden

Besatzdichte = Zahl der Tiere, die gleichzeitig auf einer Fläche weiden (SPATZ 1994: 118f)

organogenen Böden, zu einer Veränderung des Bodenreliefs. VOSS (1999) spricht in diesem Zusammenhang von einem weideinduzierten Bult-Schlenken-Mosaik.

Auch die trophische Situation innerhalb der Weidekoppeln ist wesentlich heterogener, als die der Wiesen. Dort, wo die Rinder ihren Harn und Dung ablassen, kommt es zu einer Nährstoffzufuhr, während an den stark befressenen Stellen Nährstoffe entzogen werden. Da Rinder Bereiche mit Dungfladen meiden, wird dieser Effekt noch verstärkt.

In Abhängigkeit von Besatzdichte und -stärke wird ein Teil des Aufwuchses nur zertreten und verbleibt im Herbst als Nekromasse auf der Koppel. Daraus resultiert eine im Verhältnis zu den Wiesen mächtigere Streuauflage im folgenden Frühjahr.

Die Heterogenität in Trittbelastung, Relief, Trophie und Vegetationshöhe führt zu einem vielfältigen Standortmosaik. Die Pflanzenarten sind räumlich eingemischt. Die Artenvielfalt resultiert aus einem Nebeneinander.

In Mähweiden fallen sowohl die Spezialisten der Wiesen als auch die der Weiden aus. Dieser Nutzungstyp ist generell für den Naturschutz als negativ zu bewerten (BFN 1998: 44).

Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen Wiesen und Weiden beruht auf dem unterschiedlich hohen Entzug von Nährstoffen. In den Wiesen wird die Biomasse komplett aus dem System entnommen. Werden die entzogenen Nährstoffe nicht durch den Menschen oder aus natürlichen Quellen ersetzt, hagern die Standorte langsam aus. In Weiden wird dem Ökosystem nur der Teil der Nährstoffe entzogen, der von den Tieren zum Fleischaufbau, zur Milchbildung und für den Stoffwechsel benötigt wird. Ein größerer Teil der Nährstoffe gelangt über den Dung und den Harn der Tiere zurück in den Kreislauf. Nach SPATZ (1994: 107) sind die Entzüge relativ gering anzusetzen.

Neben dem Nutzungstyp wirken sich Mahdfrequenz und Schnittzeitpunkte auf die Vegetationszusammensetzung aus. Auf gut wüchsigen Wiesen erhält man mit einer zweischürigen Mahd die artenreichsten Bestände. Bei einschüriger Nutzung führt ein früher Schnitt zu einem hochwüchsigen zweiten Aufwuchs und damit zu einer dicken Streuschicht im darauffolgenden Frühjahr. Aufgrund der daraus resultierenden schlechten Lichtbedingungen fallen die kleinwüchsigen, früh blühenden Arten aus. Ein später Schnitt fördert andererseits hochwüchsige Arten, so dass artenarme, bracheartige Vegetationsbestände entstehen (SACH & SCHRAUTZER 1994: 48).

Verschiedene AutorInnen ermittelten die maximalen Nährstoffentzüge bei einem frühen Schnittzeitpunkt in der ersten Junihälfte (BFN 1998; KÖLBEL et al. 1990; SACH & SCHRAUTZER 1994). Im Laufe der weiteren Vegetationsentwicklung verlagern viele Pflanzen die Mineralstoffe in die Wurzel. Nach WERNER (1983) kann dieser interne Stickstoffkreislauf bei manchen Pflanzen bis zu 50 % des Jahresbedarfs ausmachen. Viele Düngezeiger reagieren zudem auf eine Schädigung im jungen Stadium empfindlich (BFN 1998: 242).

Für die Stromtal-Wiesen der Elbe kann diese Beobachtung anhand der Untersuchungsergebnisse von FRANKE (2000) nur bedingt bestätigt werden. Er ermittelte für die erste Nutzung deutlich höhere Nährstoffentzüge als für die folgenden Nutzungen. Allerdings resultierte dieses eher aus höheren Erträgen als aus höheren Nährstoffgehalten. Für diesen Parameter kann kein eindeutiger Trend erkannt werden. In der Regel schwanken die Nährstoffgehalte innerhalb der untersuchten Bestände im Jahresgang kaum. Dabei treten sowohl Beispiele für höhere Gehalte im Frühjahr als auch für solche im Sommer oder Herbst auf. Dies legt die Vermutung nahe, dass in Stromtal-Wiesen der interne Nährstoffkreislauf von geringerer Bedeutung ist, als in anderen Wiesentypen. Hieraus lässt sich jedoch keine autökologische Aussage über die einzelnen Stromtalarten ableiten, da die Nährstoffgehalte in der Biomasse in erster Linie von den Hauptbestandbildnern beeinflusst werden und nicht von den pflanzensoziologischen Kennarten.

Betrachtet man die Frage des Schnittzeitpunktes unter phänologischen Gesichtspunkten, so wirkt sich ein früher erster Schnittzeitpunkt vor allem für jene Pflanzengruppe negativ aus, die im ersten Hochstand zur Blüte gelangt, während spät(er) blühende Arten bevorteilt werden. Von den untersuchten Phytozönosen weisen das Cnidio-Deschampsietum, die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft und die *Silaum silaus*-Gesellschaft einen großen Anteil an Arten auf, die erst nach dem ersten Schnitt zur Blüte gelangen und somit durch einen relativ frühen ersten Schnitt gefördert werden. Einzig das Chrysanthemorumicum zeichnet sich durch einen deutlichen Schwerpunkt an Frühblühern aus (siehe Abb. 6.4).

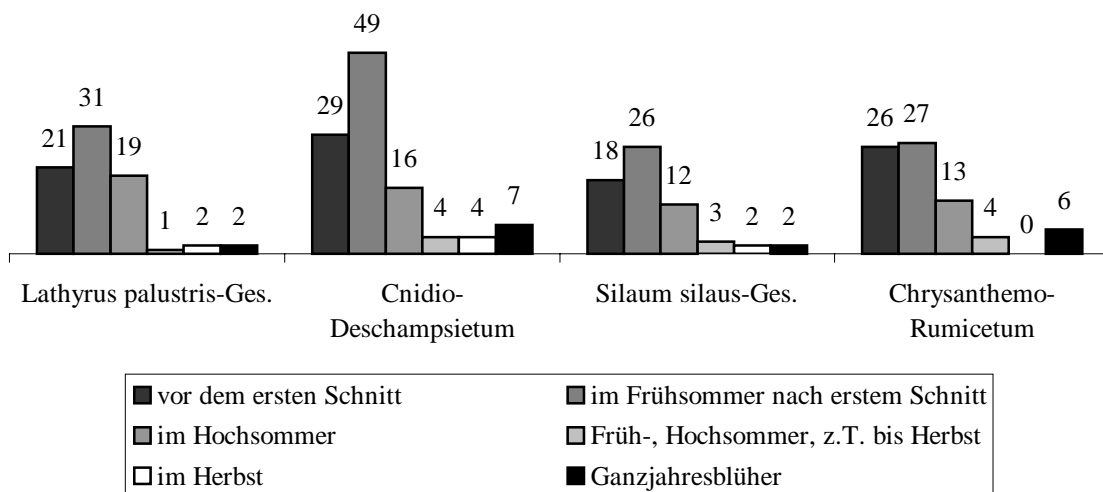


Abbildung 6.4: Artenzahlen in den Blühphasen der Phytozönosen

Als Konsequenz dieser Betrachtungen kann für die Stromtal-Wiesen eine zweischürige Mahd als optimale Nutzung angesehen werden. In Einzelfällen auf nährstoffarmen Standorten des Binnendeich-Stromlandes dürfte auch eine einmalige Mahd ausreichen. In der Regel sind die Erträge, vor allem aufgrund der relativ guten Nährstoffversorgung und

der düngenden Wirkung der Überflutungen, so hoch, dass eine zweimalige Mahd erforderlich ist.

Nicht eindeutig zu klären ist die Toleranz der Stromtal-Wiesen gegenüber einer Nachbeweidung. Als positiver Effekt einer solchen Beweidung können offene Bodenstellen angesehen werden, die dann Pionierarten eine Möglichkeit zum Keimen bieten. Solche Bodenverletzungen werden allerdings im Überflutungsgrünland auch durch die Hochwässer geschaffen.

Aus eigenen Einzelbeobachtungen dicht beieinander liegender Schläge mit und ohne Nachbeweidung ist auf eine negative Wirkung der Nachbeweidung zu schließen. Die Artenvielfalt scheint abzunehmen, während der Anteil der Quecke zunimmt. Dahingegen beschreibt BURKART (1998: 85f) artenreiche Brenndolden-Wiesen, die einschürig gemäht und dann extensiv nachbeweidet werden.

Da keine der Zielarten in den Stromtal-Wiesen auf eine Nachbeweidung direkt angewiesen sind, sollte im Sinne des Vorsorgeprinzips besser darauf verzichtet werden.

Die aktuelle Praxis im Naturschutz zwingt zu einer Festsetzung von fixen Schnittzeitpunkten. Dass dieses nicht (immer) im Sinne des Naturschutzes ist, lässt sich in Talauen besonders deutlich beobachten. Aufgrund des alljährlich unterschiedlichen Überflutungsendes ist auch der Beginn der Vegetationsperiode in jedem Jahr ein anderer. Zusätzlich modifizierend wirkt sich hier die Witterung aus. Als Resultat dieser beiden Faktoren schwankt der Zeitpunkt der Samenreife von Jahr zu Jahr stark. Ein starrer Schnittzeitpunkt z.B. der 15. Juni kann dabei in einem Jahr förderlich sein oder in einem anderen genau in die Hauptblüte fallen¹¹, während in einem dritten Jahr ein Schnitt schon deutlich früher möglich wäre.

Wesentlich zielführender und den ökologischen Ansprüchen angemessener wäre die Orientierung an der jeweiligen Situation der Zielarten. Die Nutzung könnte dann einsetzen, wenn die Samenreife erfolgt ist bzw. die Wiesenvögel ihre Brut abgeschlossen haben. Hierzu sind Indikatorarten zu nennen, bei denen eine Schnellansprache möglich ist, so dass z.B. von Seiten der Naturschutzbehörden die Nutzung für das betreffende Jahr frei gegeben werden kann.

Für die Stromtal-Wiesen ist der erste Schnittzeitpunktes nicht so bedeutend. Viele Arten benötigen vielmehr das Licht und den Biomasseentzug. Hier kann auf eine Regelung verzichtet werden. Dieses hätte zum einen den Vorteil, dass die LandwirtInnen zu dem Zeitpunkt mähen würden, der ihnen die besten Futtererträge und -qualitäten liefern würden. Das dürfte sich weitgehend mit dem Zeitpunkt der höchsten Entzüge decken. Zum anderen ist mit einer betriebsbedingten Streckung des ersten Schnittzeitpunktes zu rechnen. Es

¹¹ So geschehen in der Vegetationsperiode 1998, in der *Senecio aquaticus* auf dem Aland Werder zum Schnitt in voller Blüte stand. 1999 traten vermutlich als Folge davon deutlich weniger blühende Individuen auf.

würden vermutlich nicht mehr wie bisher alle Wiesen gleichzeitig am Stichtag gemäht. Dadurch würde die Vielfalt gefördert. Dies gilt im Besonderen, wenn nicht in jedem Jahr die selbe Wiese etwas später als die anderen gemäht würde. Als drittes Argument für eine flexible Gestaltung des ersten Schnittes ist die resultierende Eigenverantwortlichkeit der LandwirtInnen zu nennen. Daraus könnte eine höhere Akzeptanz für andere Nutzungsaufgaben entstehen.

Dahingegen sollte der zweite Schnittzeitpunkt von Stromtal-Wiesen reglementiert werden. Nur so kann gewährleistet werden, dass auch spätblühende Arten zur Samenreife gelangen. Hier bieten sich unter anderem *Silauum silaus*, *Centaurea jacea* und *Serratula tinctoria* als Indikatorarten an. Haben die Individuen der Mehrzahl dieser Arten die Samenreife abgeschlossen, so kann die Nutzung erfolgen.

So lange sich solche flexiblen, an örtliche und zeitliche Verhältnisse angepasste Modelle in der Praxis nicht durchgesetzt haben, müssen auch weiterhin Schnittzeitpunkte genannt werden. Für die Stromtal-Wiesen ist eine zweite Nutzung nicht vor dem 1. September zu empfehlen.

Für Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen wirkt sich im Gegensatz zu den Brenndolden-Wiesen eine späte erste Nutzung positiv aus. Da aber häufig ein fließender Übergang zwischen diesen Phytozönosen besteht, der auch noch von Jahr zu Jahr leicht schwanken kann, ist es sinnvoll, eine einheitliche Bewirtschaftung vorzuschlagen. Aufgrund der für den Naturschutz höheren Bedeutung der Brenndolden-Wiesen sollten sich die Nutzungsaufgaben an den Bedürfnissen dieses Vegetationstyps ausrichten (siehe Kap. 8.5).

Am Rand artenreicher Wiesen ist zusätzlich eine Ausbildung von Säumen zu befürworten, die nur sporadisch gemäht werden. Neben der besonderen Bedeutung solcher Wiesensäume für die Fauna (HILDEBRANDT 2000), können sie auch einigen floristische Zielarten förderlich sein. Im Besonderen sind hier *Scutellaria hastifolia* und *Veronica longifolia* (Langblättriger Ehrenpreis) zu nennen, aber auch die Brenndolde selber kommt häufiger in den Säumen zur Blüte als in den eigentlichen Schlägen.

In artenärmeren Beständen oder auf Flächen, die erst zu Stromtal-Wiesen entwickelt werden sollen, ist eine Versaumung aus Sicht der Vegetationskunde allerdings abzulehnen. Häufig befinden sich auf derartigen Schlägen die letzten Feuchtwiesenarten gerade an den Rändern, die nicht so intensiv bewirtschaftet werden. Lässt man diese verbrachen, so verlieren die Schläge an Entwicklungspotenzial. Das gleiche gilt für die Feuchtwiesenreste am Rande der Weiden.

Ein wichtiger Hebel für den Erhalt oligo- und mesotropher Vegetationstypen ist die Düngung. REICHHOFF (in WEGENER 1998: 298) hält für Stromtal-Wiesen eine Stickstoffdüngung bis zu 40 kg/ha*a für tolerabel. Eine Begründung für diese Annahme ist in dieser Quelle allerdings nicht zu finden. Betrachtet man die hohen atmosphärischen Einträge, so schließt sich jedoch eine Stickstoffdüngung im Naturschutzgrünland schon alleine deshalb aus. Sie muss immer als Zusatz- und nicht als Ersatzdüngung angesehen

werden (SCHWARTZE 1992: 168). Im Überflutungsgrünland scheint diese Aussage auch für die anderen Hauptnährelement Phosphat und Kalium zu gelten.

Insbesondere die Beobachtungen zur Korrelation zwischen Phosphatversorgung und Artenvielfalt deuten auf die aus Sicht des Naturschutzes negative Wirkung auf die Vegetationsbestände hin. Einzig im Binnendeich-Stromland, wo die eutrophierende Wirkung der Überflutungen fehlt, dürfte der P- und K-Eintrag aus Luft und Wasser nicht ausreichen, um die Entzüge zu decken. Da aus Sicht des Naturschutzes aber generell eine Verringerung der Erträge erstrebenswert ist (siehe Kap. 6.3.2), sollte hier in Einzelfällen eher auf eine einschürige Mahd reduziert werden, als eine Kalium- und Phosphat-Grunddüngung durchzuführen.

Dass Eingriffe wie Umbruch und Ansaat oder auch die Schlitz- bzw. Übersaat mit produktiven Gräsern unterbleiben sollten, ist selbstverständlich und sei hier nur am Rande erwähnt.

Zusammenfassend sind für die Erhaltung von Stromtal-Wiesen folgende Pflegeempfehlungen zu treffen:

- zweischürige Mahd ohne Nachbeweidung
- zweite Nutzung nicht vor der Samenreife von *Silaum silaus*, *Serratula tinctoria*, *Centaurea jacea* u.a. oder nicht vor dem 1. September
- sporadische Mahd der Säume bei einzelnen, artenreichen Schlägen
- keine Düngung
- kein Umbruch, keine Schlitz- oder Übersaat

6.3 Restitution von Stromtal-Wiesen

Für die Restitution von Stromtal-Wiesen gelten viele der bisherigen Ausführungen entsprechend. Zusätzlich sind jedoch zwei Grundvoraussetzungen von Nöten. Zum einen müssen die Standortbedingungen gegeben sein oder geschaffen werden, an die das Vorkommen der Zielgesellschaft gebunden ist. Zusätzlich zu diesem standörtlichen abiotischen Entwicklungspotenzial muss jedoch auch ein biotisches vorhanden sein. Die gewünschte Artenkombination kann sich nur einstellen, wenn diese Arten von irgendwoher, sei es aus Nachbarschlägen, vom Saum oder aus der Samenbank, einwandern können.

Wie wichtig diese biotische Komponente für den Erfolg von Restitutionsmaßnahmen ist, zeigen zum Beispiel Untersuchungen von OOMES & MOOI (1985). In einem über 15 Jahre laufenden Versuch zur Aushagerung von Feuchtwiesen, konnten die Autoren zwar deutlich Abnahmen der Nährstoffgehalte im Boden feststellen, allerdings zeigte sich kaum eine Änderung der Vegetationszusammensetzung und vor allem der Artenzahl.

Dennoch bleiben die Standortbedingungen der Rahmen, ohne den eine Restitution von vornherein unmöglich bleibt.

6.3.1 Mögliche Ursachen für den Bestandesrückgang der Stromtal-Wiesen

Von besonderer Bedeutung ist zunächst die Frage, warum die Bestände in den vergangenen Jahrzehnten so dramatisch zurückgegangen sind, und welche Standortbedingungen wiederhergestellt werden müssen.

Analog zu den Ursachen für den Rückgang des Niedermoorgrünlandes fällt hierbei zunächst sicherlich der Verdacht auf die Entwässerung der Standorte und ihre sekundären Wirkungen (Mineralisation, Sackung, Verdichtung) (KÖLBEL et al. 1990). Hierzu muss jedoch bemerkt werden, dass alle untersuchten Stromtal-Wiesen minerogene Böden hatten. Allerdings gibt es außerhalb des Untersuchungsgebietes auch Brenndolden-Wiesen auf organogenen Böden (BURKART 1998). Für die niedersächsische Elbtalaue muss die Betrachtung der Auswirkungen meliorierender Eingriffe getrennt nach den Landschaftstypen geschehen.

Im Außendeich-Stromland und an den Nebenflüssen spielt die Entwässerung der Schläge durch Gräben und Drainagen allenfalls eine untergeordnete Rolle. Hier führt vor allem die Eindeichung zu einem Rückgang von Überflutungsflächen. Nach SIMON (1984 zit. in MEYENBURG et al. 1999) sind an der Elbe in den vergangenen Jahrhunderten 86,4% der Überflutungsflächen verloren gegangen. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass die heutige Deichlinie bereits gegen 1300 n. Chr. in Grundzügen vorhanden war (FÜHRBÖTER 1981). Da die Entstehung zweischüriger Mähwiesen deutlich jüngeren Datums ist (siehe Kap. 4.6), dürfte der Rückgang an Brenndolden-Wiesen im Untersuchungsgebiet nicht oder nur unwesentlich auf den Verlust von Überschwemmungsflächen zurückzuführen sein. In anderen Regionen außerhalb des Untersuchungsgebietes sieht dieses durchaus anders aus, so beschreibt HAASE (1995: 9) für die Havel einen Verlust von 24.300 ha Überschwemmungsflächen durch Eindeichung in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

Eine zweite Größe, die zu einer veränderten Hydrologie im Außendeich-Stromland geführt haben könnte, sind wasserbauliche Maßnahmen (Buhnen, Stauwehr Geesthacht etc.), die zu einem veränderten Abflussverhalten der Elbe geführt haben, zu nennen. Hierzu untersuchte GRÖNGRÖFT (1999) langjährige Ganglinien des Pegels Lenzen. Im Vergleich der Jahre 1899 bis 1963 und 1964 bis 1997 konnte er eine Veränderung der Eintrittswahrscheinlichkeit von niedrigen Wasserständen von 14 auf 8 % feststellen. Hohe Wasserstände nahmen hingegen leicht von 3,7 auf 5,4 % zu. Da die hydrologischen Untersuchungen (siehe Kap. 5.2) die Annahme nahe legen, dass die Überflutungsdauer von größerer Relevanz für die Zusammensetzung der Vegetation ist als die Tiefststände, kann auch hier nur von minimalen Flächenveränderungen potenzieller Stromtal-Wiesen-Standorte ausgegangen werden.

Gänzlich anders stellt sich die Situation im Binnendeich-Stromland dar. Hier hat in den vergangenen Jahrzehnten eine zum Teil erhebliche Entwässerung der Standorte stattgefunden. Am ausgeprägtesten ist dieses im Amt Neuhaus geschehen. Hier wurde in

den siebziger Jahren des 20. Jahrhunderts das Relief fast vollständig eingeebnet und weitreichende Entwässerungsmaßnahmen vorgenommen (HÜLS 1998: 111).

Dementsprechend verwundert es nicht, wenn die Brenndolden-Wiesen im Amt Neuhaus, von einigen feuchten Senken im Grünland rund um die Ortschaft Preten abgesehen, aus dem Binnendeich-Stromland verschwunden sind.

Doch auch im linkselbischen Bereich ist ein Teil des Rückganges der Stromtal-Wiesen auf die Entwässerung zurückzuführen. So musste EMPEN (1992) in den Pevestorfer Wiesen einen deutlichen Rückgang an Feuchtwiesenarten im Vergleich zu der früheren Kartierung von WALTHER (1977a) feststellen.

Der zweite Ursachenkomplex für die Bestandesverluste ist sicherlich in der Aufdüngung der Standorte zu finden. Auch wenn Stromtal-Wiesen im Vergleich zu anderen Phytozönosen eher als mesotroph einzustufen sind (BFN 1998: 40; siehe auch Kap. 5.2.2), deuten die zum Teil wesentlich höheren Nährstoffgehalte im Boden der artenarmen Vegetationstypen in diese Richtung. Gestützt wird diese These durch die geringeren Artenzahlen bei höherem Phosphatgehalt.

Neben der Düngung durch die Landwirtschaft darf im Untersuchungsgebiet die Bedeutung des Nährstoffeintrages durch die Elbe nicht übersehen werden. Sie schlägt sich in den deutlich höheren P_2O_5 -Gehalten im Vorland nieder. Einen direkten Einfluss auf die Vegetation legt eine häufig zu beobachtende Zonierung im Außendeich-Stromland nahe. Die in Kapitel 4.2 beschriebene Abfolge Silgen-Wiese, Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiese, Trockenrasen ist noch relativ häufig zu finden, wobei die erstgenannte Gesellschaft oft schon fehlt. Dahingegen sind Brenndolden-Wiesen oder gar Sumpf-Platterbsen-Wiesen eine Rarität. Eine Verbindung zwischen Überflutungsdauer und Nährstoffeintrag auf der einen und Seltenheit der Vegetationstypen auf der anderen Seite liegt nahe.

Die Dritte nach Ansicht des Autors allerdings keinesfalls zu vernachlässigende Ursache für das Verschwinden der Stromtal-Wiesen ist die Nutzungsänderung von Mahd auf Mähweide oder reine Beweidung. Auch die Umstellung auf Silierung und die damit einhergehende Erhöhung der Mahdfrequenz und extrem frühe erste Nutzung hat zum Rückgang vieler Zielarten des Naturschutzes geführt. Profiteur ist hier in erster Linie der Wiesen-Fuchsschwanz (DIERSCHKE 1997b), der auch im Elbetal auf intensiven Mähwiesen der Hauptbestandbildner ist.

Die Ergebnisse der Wiederholungskartierung am Radegaster Haken (siehe Kap. 4.5) werfen ein Schlaglicht auf die Bedeutung der Nutzung für die Vegetationszusammensetzung von Grünlandbeständen. Obwohl die Flächen den gleichen Nährstoffeinträgen aus der Elbe ausgesetzt waren, konnte hier eine aus Sicht des Naturschutzes positive Entwicklung beobachtet werden, die nach Ansicht des Autors der vorliegenden Arbeit einzig auf die Umstellung von Beweidung auf Mahd zurückzuführen ist.

6.3.2 Standortökologische Rahmenbedingungen für die Restitution

Zusammenfassend können drei zentrale Standortfaktoren (-komplexe) genannt werden, die für die Existenz, aber auch für das Verschwinden der Stromtal-Wiesen verantwortlich sind: die hydrologische Situation, die trophische Situation und die Nutzung.

Bei der Wiederherstellung der standortökologischen Rahmenbedingungen lässt sich am einfachsten die Nutzung beeinflussen. Eine Umstellung auf die in Kapitel 6.2 genannte (Pflege-) Nutzung lässt sich, im Einverständnis mit den LandwirtInnen, leicht umsetzen.

Die hydrologische Situation der Standorte hat sich im Binnendeich-Stromland verändert. Dementsprechend kann hier oft nur dann eine erfolgreiche Restitution von Stromtal-Wiesen erfolgen, wenn eine Wiedervernässung vorgenommen wurde. Eine generelle Forderung zur Wiedervernässung sollte allerdings nicht ausgesprochen werden, da diese zum Teil unvorhersehbare Folgen haben kann. So würden unter Umständen im derzeitigen Zustand wertvolle Grünlandbestände so nass, dass eine Grünlandnutzung mit den heute üblichen Maschinen nicht mehr möglich ist und eine Verbrachung erfolgen würde (SPATZ 1995: 227). Eine Wiedervernässung sollte dementsprechend immer eine Einzelfallentscheidung auf Basis genauer Kenntnisse der betroffenen Schläge sein und nicht Teil eines generellen Forderungspaketes oder gar eines übergeordneten Leitbildes. Das gleiche gilt für das Ausmaß der Wiedervernässung.

Als zentrales Rädchen, an dem bei der Wiederherstellung der Standorte gedreht werden muss, dürfte sich die trophische Situation herausstellen.

Die Artenvielfalt im Grünland ist maßgeblich mit der Nährstoffversorgung der Standorte verbunden. Ein Maß für die Nährstoffversorgung ist die Produktivität bzw. der Ertrag eines Vegetationsbestandes. Verschiedene AutorInnen geben an, dass artenreiche Feuchtwiesen erst bei einem Ertrag von unter 40 dt/ha Trockensubstanz zu erwarten sind (SCHWARTZE 1992; BFN 1998; SCHIEFER 1984; SACH & SCHRAUTZER 1994). Magerkeitszeiger sollen erst bei 35 dt/ha auftreten (SCHIEFER 1984: 56). Für das *Cynosuro-Lolietum* in den Niederlanden werden hingegen Ertragszielwerte von 46 bis 60 dt TS/ha genannt (BFN 1998: 227). Für Brenndolden-Wiesen ermittelt FRANKE (2000) einen durchschnittlichen Ertrag von 60 dt TS/ha. Sie liegen damit oberhalb der Werte, die gemeinhin für artenreiche Wiesen angenommen werden. Die Pflanzengesellschaften, die das *Cnidio-Deschampsietum* an der Elbe verdrängt haben, die *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft und die *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, weisen deutlich höhere Erträge auf. Hier werden Werte um 100 dt TS/ha erreicht (FRANKE 2000).

Neben der Anpassung der Nutzung und der Wiederherstellung der hydrologischen Verhältnisse müssen also für eine Restitution von Brenndolden-Wiesen die Erträge reduziert werden. Eine Verringerung der Erträge ist jedoch erst bei einer deutlichen Aushagerung der Standorte zu erwarten (SACH & SCHRAUTZER 1994: 47).

Entscheidend für den Erfolg einer Aushagerung ist es, ob es gelingt, den limitierenden Nährstoff ins Pessimum zu bringen. Als limitierend ist derjenige Nährstoff zu betrachten, der am nächsten an die Mangelgrenze der Vegetation heranreicht. Auf Moorböden und

sandigen Mineralböden gilt Kalium als der limitierende Faktor (KAPFER 1988; OOMES & MOOI 1985). Da in Tonböden Kalium sorptiv gebunden ist, sind tonreiche Standorte in der Regel stickstoff-limitiert (BFN 1998: 227). SCHWARTZE (1992: 168) schließt dieses jedoch aufgrund der atmosphärischen Einträge für Norddeutschland generell aus. Die standortökologischen Ergebnisse der vorliegenden Arbeit deuten für das Elbtal-Grünland auf eine Phosphat-Limitierung hin (siehe Kap. 5.2.2). Ein wichtigen Hinweis bieten dabei die C/P und N/P-Verhältnisse (siehe Tab. 5.8). Für beide Parameter werden bei den Brenndolden-Wiesen die höchsten und bei den Queckenfluren die niedrigsten Werte erreicht. Von besonderem Interesse ist dabei das N/P-Verhältnis, da hier Werte oberhalb von 20 auf eine Phosphat-Limitierung der Standorte hinweisen, während niedrigere Werte für eine Stickstoff-Limitierung stehen (BFN 1998: 227). Ähnlich ist das C/P-Verhältnis zu bewerten. Beim einem Wert über 150 liegt ein P-Mangel vor (AMBERGER 1983: 153). Mit einem C/P-Verhältnis von 256,7 und einem N/P-Verhältnis von 26,2 weisen also beide Parameter auf eine P-Limitierung der Brenndolden-Wiesen hin.

Gestützt wird diese These durch die von FRANKE (2000) ermittelten Gehalte an Nährstoffen im Aufwuchs, bei denen auch die produktiveren Pflanzengesellschaften niedrige P-Gehalte aufwiesen (siehe Tab. 6.2).

Tabelle 6.2: Nähstoffgehalte im Schnittgut (Mittelwerte)
nach FRANKE (2000), Grenzwerte nach KNAUER in VOIGTLÄNDER & JACOB (1987)

	Rohprotein		Phosphat		Kalium	
	%	RP-Stufe	%	P-Stufe	%	K-Stufe
Cnidio-Deschampsietum	14,3	B	0,17	sehr starker Mangel	0,93	sehr starker Mangel
<i>Silauum silaus</i> -Ges.	9,9	A	0,19	sehr starker Mangel	0,99	sehr starker Mangel
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	10,9	B	0,28	schwacher Mangel	1,74	Grenzbereich
Chrysanthemo-Rumicetum	11,8	B	0,28	schwacher Mangel	1,20	sehr starker Mangel
<i>Ran.rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	18,1	C	0,35	Grenzbereich	2,10	ausreichend versorgt
<i>Elymus rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	12,1	B	0,28	schwacher Mangel	2,04	ausreichend versorgt
Cynosuro-Lolietum	19,3	C	0,36	Grenzbereich	2,60	ausreichend versorgt

SCHIEFER (1984: 56) unterscheidet vier Aushagerungstypen:

1. natürliche Anreicherungsstandorte ohne Potenzial zur Aushagerung
2. schnell aushagernde Standorte
3. langsam aushagernde Standorte
4. von vornherein nährstoffarme Standorte, die nicht weiter aushagern können

Die Geschwindigkeit der Aushagerung des zweiten und dritten Typs ist dabei abhängig von den Nährstoffreserven, das Ausmaß von der natürlichen Bodenfruchtbarkeit. Zusätzlich wird die Aushagerungsgeschwindigkeit vom Tonanteil und auf sandigen Böden vom organischen Anteil beeinflusst (SCHWARTZE 1992: 169). Lehmige Auenböden hagern laut BFN (1998: 232) bei allen drei Hauptnährelementen (N, K und P) langsam aus.

Böden mit ober - und unterirdischem Nährstoffzufluss, also auch Auenböden, können nach der Einschätzung von SCHWARTZE (1992: 172) nicht ausgehagert werden und gehören demnach sogar zum ersten Typ in der Einstufung nach SCHIEFER.

Dem widersprechen Ergebnisse aus einer Langzeituntersuchung in der Dannenberger Marsch (LWK 1998). Hier wurden im Zeitraum von 1982 bis 1997 Brenndolden-Wiesen bei unterschiedlichen Schnitffrequenzen und Düngegaben untersucht. Dabei konnte auf ungedüngten Probestellen bei einer vierschürigen Nutzung ein Ertragsrückgang auf 44 % des Ausgangswertes beobachtet werden. Bei drei Schnitten waren es noch 48 % bzw. 53 % bei einer zweischürigen Nutzung. Angaben zur Veränderung der Nährstoffgehalte im Boden wurden leider nicht publiziert. Die hohen Ertragsrückgänge lassen jedoch auch eine Reduktion der Nährstoffgehalten vermuten.

Die Ergebnisse von FRANKE (2000) deuten darauf hin, dass eine deutliche Aushagerung der Standorte über eine Mahd möglich ist (siehe Tab. 6.3). Die von ihm ermittelten Nährstoffentzüge lagen im oberen Spektrum der Nährstoffentzüge aus vergleichbaren Untersuchungen.

Tabelle 6.3: Nährstoffentzüge über die Mahd in verschiedenen Grünlandtypen

Vegetation	Quelle	N-Entzüge kg/ha*a	P ₂ O ₅ -Entzüge kg/ha*a	K ₂ O-Entzüge kg/ha*a
Cnidio-Deschampsietum	FRANKE 2000	144	25	72
<i>Silau silau</i> -Ges.	FRANKE 2000	86-151	23-27	61-72
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	FRANKE 2000	88	41	142
Chrysanthemo-Rumicetum	FRANKE 2000	101-137	34-62	77-144
<i>Ran.rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	FRANKE 2000	158-250	62	194
<i>Elymus rep.-Alop.prat.</i> -Ges.	FRANKE 2000	167-278	60-98	197-329
Cynosuro-Lolietum (2-schürig)	SCHWARTZE 1992	72,9-143,9	31,9-50,1	60,2-148,3
Senecioni-Brometum (""")	SCHWARTZE 1992	61,7-155,5	28,3-59,7	37,4-83,1
Ranunculo-Alopecuretum (""")	SCHWARTZE 1992	51,5-106,0	17,2-41,0	15,8-116,8
verschieden Ausprägungen der Glatthafer-Wiesen	SCHIEFER 1984 (umgerechnet in P ₂ O ₅ u. K ₂ O)	23-292	7-98	0-254
verschiedene Flutrasen- Gesellschaften	SACH & SCHRAUTZER 1994 (umgerechnet in P ₂ O ₅ u. K ₂ O)	32-123	16-30	25-41
1-2 schürige Wiesen	SCHÖLLHAUS 1984 zit. in BRIEMLE et al 1987	70-120	30-45	120-180
2-schürige Wiesen mit Nachweide	SCHÖLLHAUS 1984 zit. in BRIEMLE et al 1987	170	60	240

Entscheidend für den Erfolg der Aushagerung ist jedoch letztendlich die Nährstoffzufuhr und damit die Frage des Eintrages aus dem Grund- und Überschwemmungswasser. SCHWARTZ (1999: 63) konnte in seinen Untersuchungen Hinweise auf einen Phosphat-Anreicherungs-pfad über das elbgespeiste Grundwasser finden. Für Kalium ermittelte er keine deutlichen Belege. URBAN et al. (2000) konnten keine generelle Tendenz für eine Nährstoffzufuhr über das Überschwemmungswasser ableiten. Auf den von ihnen untersuchten Flächen gab es sowohl Beispiele für eine Nährstoffzufuhr als auch Beispiele für eine Nährstoffauswaschung.

Die Frage der Aushagerbarkeit des Stromtalgrünlandes bleibt also mit vielen Fragezeichen behaftet. Dies gilt im Besonderen, wenn man berücksichtigt, dass die P-Fracht der Elbe zwischen 1984 und 1997 auf ein Drittel der ursprünglichen Konzentration gesunken ist (SCHWARTZ et al. 1999: 79). Daraus könnte sich eine positive Prognose für die Bestandesentwicklung der Brenndolden-Wiesen ableiten.

Geringe Phosphat- und Kalium-Vorräte der zu entwickelnden Flächen sind sicherlich von Vorteil. Grenzwerte lassen sich jedoch anhand der Ergebnisse von URBAN et al. (2000) nicht ableiten.

Als Quintessenz der Ausführungen können die Flächen, die für eine Restitution ausgewählt werden, nach zwei Gesichtspunkten charakterisiert werden. Sie sollten den hydrologischen Ansprüchen der Zielgesellschaften entsprechen oder die Möglichkeit zur Wiedervernässung bieten. Außerdem sollten sie geringen Gehalt an Phosphat und Kalium aufweisen.

In den ersten Jahren sollten die Bestände möglichst häufig geschnitten werden, um einen Aushagerungseffekt zu erzielen. Dabei lässt sich auch ein früher Schnitt, der aus Sicht der Ornithologie abzulehnen ist, nicht umgehen. Sinken die Erträge auf das Niveau der Stromtal-Wiesen, so kann die Nutzung auf die in Kapitel 6.2 vorgestellten Maßnahmen zur Erhaltung der Stromtal-Wiesen umgestellt werden.

6.3.3 Biotisches Entwicklungspotenzial

Neben den standortökologischen Rahmenbedingungen spielt auch das biotische Entwicklungspotenzial eine wichtige Rolle für den Erfolg der Feuchtwiesen-Restitution. Besteht keine Möglichkeit zur Einwanderung der Zielarten, so führt eine Aushagerung und/oder Vernässung ehemaliger Feuchtwiesen nicht zum gewünschten Ergebnis. Als Quelle für die (Wieder-) Einwanderung können entweder Samenbanken oder Mutterpopulationen in der Umgebung dienen.

KALLEN (1996) schließt aus seinen Beobachtungen im Elbtal und der Jeetzel-Niederung, dass Auenböden sehr langlebige Diasporenbanken aufbauen. Unter den von ihm genannten Pflanzen, die spontan auf Bodenentnahmestellen oder nach Bodenverletzungen auftraten, tauchen aber in erster Linie Pionierarten und Offenbodenbesiedler auf. Neben verschiedenen Flutrasenarten konnte er mit *Gratiola officinale* nur eine Grünlandart finden. Auch KLEINSCHMIDT & ROSENTHAL (1995: 41) stellten in den Borgfelder Wümmen Wiesen eine überproportionale Häufigkeit von Arten der gestörten Standorte gegenüber denen des Grünlandes, der Röhrichte und Großseggenrieder fest. Es kann daher wohl davon ausgegangen werden, dass der Aufbau von langlebigen Samenbanken, die KALLEN (1996: 233f) für eine effektive Überlebensstrategie von Stromtalpflanzen hält, in erster Linie für Pionierarten und Offenbodenbesiedler typisch ist und nicht unbedingt für die Arten des Dauergrünlandes. Dieses ist auch nicht weiter verwunderlich, da gerade die erste Artengruppe darauf angewiesen ist, ständig neue Standorte zu besiedeln.

Bei der Restitution artenreicher Stromtal-Wiesen wird die Bedeutung der Samenbanken zusätzlich durch die Tatsache geschmälert, dass diese unter einer intensiven Nutzung schon nach wenigen Jahren "ausgepowert" sind (BFN 1998: 234). Die Böden von Intensivgrünlandschlägen weisen entsprechend wenig Diasporen von Zielarten des Naturschutzes auf. Etwas günstiger sind die Diasporenbanken in brachgefallenen Feuchtwiesen einzuschätzen (BFN 1998: 235).

Viele Zielarten der Feuchtwiesen bauen zudem auch unter optimaler Nutzung keine persistenten Samenbanken auf. Diasporen müssen aus mehr oder weniger entfernt liegenden Mutterpopulationen einwandern, wobei in Flussauen die winterlichen Überschwemmungen als wichtiger Ausbreitungsvektor dienen.

Soll die Wiederbesiedlung artenarmer Schläge aus Nachbarpopulationen erfolgen, so müssen neben entsprechenden Spendergebieten auch Ausbreitungsvektoren vorhanden sein. Zu den Überschwemmungen tritt hier die Landwirtschaft selbst hinzu. Gerade in der traditionellen Landwirtschaft wurden Diasporen regelmäßig von landwirtschaftlichen Maschinen und -vor allem wandernden- Weidevieh verschleppt und ausgebreitet (BONN & POSCHLOD 1998: 175ff). Heute fehlen viele dieser Vektoren. Wanderviehherden existieren kaum noch. In den Wiesen wird durch die Möglichkeit des Silierens früher geschnitten, so dass wesentlich weniger Samen auf die Erntewagen gelangen.

Zudem sind die Restbestände des Feuchtgrünlandes inzwischen so isoliert, dass häufig keine artenreichen Schläge in der Nähe von potenziellen Restitutionsflächen liegen. Hierbei muss darauf hingewiesen werden, dass entgegen früherer Annahmen schon jenseits von 100 m von einer Fernverbreitung gesprochen werden muss (BONN & POSCHLOD 1998: 1¹²).

In abgestufter Reihenfolge sind deshalb die folgenden Flächen für eine Restitution geeignet:

1. Grünlandschläge mit Arten der Stromtalwiesen in der Diasporenbank¹³
2. Brachgefallene Stromtal-Wiesen
3. Grünlandschläge mit Arten der Stromtal-Wiesen im Saum
4. Grünlandschläge mit artenreichen Stromtal-Wiesen in der näheren Umgebung (< 100m)

Stellen sich auch nach der Wiederherstellung der Standortbedingungen nicht die gewünschten Arten ein, weil sie weder in der Samenbank erhalten sind, noch nahe

¹² WESTHOFF (zit. in HOBOHM 1998: 230) weist zwar auf die hohe Bedeutung von Zufallsereignissen - "den Vogel mit Verstopfung" - hin, allerdings kann bei Naturschutzmaßnahmen kaum auf diesen Vogel gewartet werden.

¹³ In der Regel liegen keine Informationen zur Diasporenbank vor. Auf eine standardmäßige Untersuchung aller potenziellen Flächen sollte aufgrund des hohen Aufwandes verzichtet werden.

Spendergebiete existieren - oder aus einem anderen Grund - , so verbleibt die Möglichkeit, künstlich Diasporen einzubringen. Einen umfassenden Überblick über den Kenntnisstand und die Methodik gibt BOSSHARD (1999, 2000).

Er empfiehlt zur Aufwertung von Wiesen die Heugrassaat. Es handelt sich hierbei um ein Verfahren, bei dem auf einer Fläche, die in ihrer Artenzusammensetzung dem Zielzustand entspricht, Heu gewonnen wird und dieses dann in den zu entwickelnden Bestand eingebracht wird. Im günstigsten Falle sollten Spender- und Empfängerfläche im gleichen landwirtschaftlichen Betrieb liegen. Ein Vorteile gegenüber der Ansaat ist die Übertragung von Spross teilen, Moosen und Kleintieren. Zudem wird bei diesem Verfahren gewährleistet ist, dass nur Sippen übertragen werden, die in der Region heimisch sind.

Zunächst sollte eine Vorbereitung der Fläche vorgenommen werden, indem in 10 bis 20 m Abstand 2 bis 3 m breite Streifen gefräst werden. Auf diese Streifen soll dann das im feuchten Zustand, nach der Blüte der Wiesen-Margerite¹⁴ geschnittene Mahdgut eingebracht werden. Die beimpfte Fläche sollte etwa doppelt so groß sein wie die Herkunftsfläche.

Generell sollte der Ertrag der zu entwickelnden Fläche unter 80 kg TS/ha liegen (BOSSHARD 1999: 166). Im Elbtalgrünland müsste demnach bei vielen Vegetationsbeständen eine Aushagerung der Heugrassaat vorangehen.

Als "Sorgenkinder" bei der Restitution der Stromtal-Wiesen dürften sich vor allem *Lathyrus palustris* und *Cnidium dubium* herausstellen. Die Sumpf-Platterbse braucht relativ lange zum Ausreifen der Hülsen. Oft erfolgt der Schnitt, bevor diese abgeschlossen ist (EMPEN 1992: 91). Zudem sind die Samen relativ schwer. Die primäre Ausbreitung erfolgt barochor. Nach eigenen Beobachtungen nimmt das Gewicht der Samen nach dem Abfallen jedoch ab. Getrocknet schwimmen sie in einem Gefäß mit Wasser auf. In der Natur ist daher wohl von einer sekundären Hydrochorie auszugehen. Neue Standorte können also nur dann besiedelt werden, wenn eine Pflanze zur Samenreife gelangt, und anschließend eine Überschwemmung erfolgt, die die Diasporen zum neuen Siedlungsraum trägt. In Anbetracht der wenigen verbliebenen Restpopulationen ist eine Besiedlung von Grünlandschlägen, auf denen die Art bisher nicht vorkam, eher unwahrscheinlich. Auch eine künstliche Ansiedlung dürfte schwierig sein, da die Samen bei der Heugrassaat zu schwer sind und auf dem Boden liegen bleiben. PAZELT & PFADENHAUER (1998) ist es bei ihren Versuchen nicht gelungen, die Sumpf-Platterbse zu übertragen.

Die Brenndolde scheint sich vor allem vegetativ auszubreiten bzw. im Bestand zu halten. Blühende Exemplare sind in den Wiesen eher die Seltenheit und stehen in keiner Relation zur Deckung und Individuendichte dieser Art. Wie viele andere Arten des

¹⁴ Ob diese Art auch in der Elbtalgrünland als Indikatorart geeignet ist, müßte experimentell erprobt werden. Da die Zielarten im Elbtalgrünland eher spät blühen und reifen, dürfte sich eine Art des zweiten Aufwuchses, Z. B. *Centaurea jacea*, als günstiger erweisen.

Überflutungsgrünlandes bildet *Cnidium dubium* jedoch lange Wurzelausläufer aus, die ihr zumindest eine langsame Ausbreitung ermöglichen. Die Bedeutung der wesentlich häufiger blühenden Individuen in den Säumen der Schläge kann nicht eingeschätzt werden. Hier wären detaillierte Untersuchungen zur Ausbreitungsbiologie notwendig.

Inwieweit sich *Cnidium dubium* über eine Heugrassaart übertragen lässt, ist ebenfalls nicht klar einzustufen. Ein Eintrag über vegetative Diasporen ist unwahrscheinlich, da sich im Schnittgut nur wenige Wurzeln und Wurzelausläufer befinden. HÖLZEL (mündl. Mitt.) konnte zudem auch unter Laborbedingungen nur sehr geringe Keimungsraten bei Brenndolden-Samen ermitteln, die er in Beständen am Rhein gesammelt hatte.

Bevor für die Restitution von Stromtal-Wiesen die Heugrassaart empfohlen werden kann, müssen deshalb Untersuchungen zur Effizienz dieser Methode im Stromtalgrünland erfolgen.

6.3.4 Potenzialflächen für eine Stromtal-Wiesen-Restitution

Für die konkrete Flächenauswahl für Restitutionsmaßnahmen sollten die oben angeführten Prioritätensetzungen beachtet werden. Im Rahmen der Leitbildentwicklung ist auch ein gröberes Herangehen zulässig, ja sogar notwendig. Hier sollen Potenzialflächen ausgewiesen und quantifiziert werden (siehe Tab. 6.3 und Abb. B1 als Beilage).

Tabelle 6.3: Umfang der Flächen mit Entwicklungspotenzial zu Stromtal-Wiesen

	Außen- deichs	Binnen- deichs	Talsande	Neben- flüsse	Moor	Σ
aktuelle Stromtal-Wiesen-Bestände	148 ha	156 ha	< 1 ha	334 ha	< 1 ha	639 ha
Flächen mit standortökologischem Entwicklungspotenzial	2.015 ha	92 ha	-	418 ha	-	2.525 ha

Für die Stromtal-Wiesen der Elbe wurden hierzu vier Datenquellen verarbeitet: die Wasserspiegellagen der Elbe (BAW 1999), das Biotopentwicklungspotenzial (NiBis), die Fundpunkte von *Cnidium dubium* (KALLEN, schrift. Mitt.) und die eigenen Erhebungen zum aktuellen Vorkommen von Stromtal-Wiesen im Gebiet.

Dabei wurde davon ausgegangen, dass das standortökologische Entwicklungspotenzial gegeben ist, wenn die Flächen im NiBis (basierend auf der BÜK 50¹⁵) den Standorttypen "schwach feucht/nährstoffarm", "mittel frisch/nährstoffarm", "schwach feucht/nährstoffreich" oder "mittel feucht/nährstoffreich" zugeordnet wurden (siehe Kap. 5.3.1) und sie innerhalb einer Überflutung von 43-100 d/a lagen (siehe Kap. 5.2.1). Diese Berechnung wurde an der Elbe, der Seege, der Jeetzel und dem Aland durchgeführt. Aufgrund der hohen wasserbaulichen Beeinträchtigung und des zum Teil auch vom Elbgang abgekoppelten Abflussverhaltens wurden die anderen, meist kleineren Fließgewässer nicht berücksichtigt.

Binnendeichs sind Stromtalwiesen vor allem auf Flächen mit Qualmwassereinfluss beschränkt. Es liegen aus dem Gebiet leider keine flächendeckenden Daten zu den Qualmwasserflächen vor. Deshalb wurden im Binnendeich-Stromland all jene Bereiche als Potenzialflächen eingestuft, die die genannten NiBis-Stufen aufweisen.

Das biotische Entwicklungspotenzial lässt sich nicht in einer entsprechenden Form darstellen. Einen Anhaltspunkt für potenzielle Diasporenquellen bilden die in Abbildung B1 dargestellten Fundpunkte der Brenndolde und die aktuellen Bestände von Stromtal-Wiesen.

Dieses Vorgehen weist viele Mängel auf (unsichere Datenquelle des NiBis, keine Daten zum Qualmwasser im Binnendeichstromland, Beschränkung des biotischen Potenzials auf *Cnidium dubium*, unzureichende Kenntnisse zur Ausbreitungsbiologie der Brenndolde). Es lässt jedoch eine Abschätzung des Ausmaßes, der Lage und Verteilung potenzieller

¹⁵ Die BÜK 50 wurde zu Grunde gelegt, da hierzu flächendeckende Daten für das Gebiet vorlagen.

Brenndolden-Wiesen Standorte zu. Für eine konkrete Flächenauswahl sei noch einmal auf die obigen Ausführungen verwiesen.

Abschließend sei an dieser Stelle angemerkt, dass der Erhalt aktueller Bestände im Mittelpunkt der Naturschutzbemühungen stehen sollte.

Die hier angeführten Überlegungen stellen ein rein theoretisches Herangehen an die Problematik dar. Ob Brenndolden-Wiesen wirklich wieder neu geschaffen werden können, muss sich erst in langjährigen Praxisuntersuchungen erweisen. Da ein in jeder Hinsicht befriedigender Erfolg bis dahin ungewiss bleibt, ist ein konservatives "schützen, was noch schutzwürdig ist" unumgänglich.

7 Leitbildentwicklung

7.1 Leitbildentwicklung als Methode in der Landschaftsplanung

Für die Leitbildentwicklung gibt es von einer ganzen Reihe von AutorInnen Vorschläge zur Vorgehensweise (FINCK 1998; HEIDT et al. 1994, 1997; HORLITZ 1998; JESSEL 1994; KIEMSTEDT 1993; KOHMANN 1997; MARZELLI 1994; WIEGLEB 1997 u.a.). Obwohl sich dabei in der Regel auf die grundlegende Arbeit von FÜRST et al. (1989) bezogen wird, differieren die Vorschläge sowohl in der Definition der Begriffe als auch in der Methodik beträchtlich. Dies soll hier anhand einiger Begriffsdefinitionen verdeutlicht werden. Unter Leitbild verstehen die betreffenden AutorInnen folgendes:

"(...) bestimmte sachlich, räumlich und ggf. zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potentialen oder Funktionen, die in konkreten Situationen erhalten und entwickelt werden sollen. Sie konkretisieren übergeordnete Zielvorstellungen der Umweltpolitik, für die nochmals zwei Ebenen unterschieden werden können: die der Leitlinien oder Grundsätze und darüber die der Leitbilder (FÜRST et al. 1989: 10)."

"Das Landschaftliche Leitbild definiert allgemein gültige Entwicklungsziele für einen größeren Landschaftsausschnitt. Es orientiert sich an den gesellschaftlichen Vorgaben zum Schutz und zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie an den spezifischen Anforderungen der unterschiedlichen Gruppen von Landnutzern, wägt die daraus resultierenden unterschiedlichen Ansprüche nachvollziehbar gegeneinander ab (...). Das Leitbild besitzt einen definierten zeitlichen Gültigkeitsbereich und wird in Abständen fortgeschrieben (HEIDT et al. 1994: 146)."

"Unter einem Umwelt-Leitbild soll daher der gesellschaftlich angestrebte Zustand der abiotischen, biotischen und ästhetischen Ressourcen eines bestimmten Raumes, unter Berücksichtigung der soziökonomischen Bedingungen verstanden werden (MARZELLI 1994: 12)."

"Heutiger, potentiell natürlicher Gewässerzustand, von gesellschaftspolitischen Vorgaben unabhängige Messlatte für die Bewertung des Gewässerzustandes, die sich ausschließlich am gegenwärtigen Erkenntnisstand über die natürliche Funktion des Ökosystems Fließgewässer entsprechend dem heutigen Naturpotential orientiert. (...) Es wird durch wachsende naturwissenschaftliche Erkenntnisse differenziert, seine Substanz bleibt unverändert (KOHMANN 1997: 925)."

"Landschafts-Leitbilder stellen die Grobziele des Naturschutzes für die Entwicklung von Landschaftsausschnitten dar (...). Sie werden aus allgemeinen Zielvorstellungen der

Umweltpolitik abgeleitet (...). Ihre zunehmende Konkretisierung und Operationalisierung innerhalb einer Planungsebene erfahren sie u.a. durch Naturschutz- und Umweltqualitätsziele, auf deren Grundlage für bestimmte Bereiche Umweltqualitätsstandards aufgestellt werden (FINCK 1998: 7f)."

Die vorgestellten Definitionen unterscheiden sich grundlegend in der Beantwortung der Frage, ob es a priori gültige Ziele des Naturschutzes gibt. Innerhalb der Wasserwirtschaft wird dieses eindeutig mit Ja beantwortet (KOHMANN 1997; HERBST 1998). Hier wird postuliert, dass die jeweils naturnächste Ausprägung eines Parameters auch die beste sei. Aus dem mit naturwissenschaftlichen Methoden ermittelten IST kann insofern nach dieser Auffassung auch ein SOLL abgeleitet werden. Die Genauigkeit der Zielformulierung ist demnach einzig vom Stand der Wissenschaft abhängig.

Dahingegen betonen verschiedene andere AutorInnen, dass eine solche Vorgehensweise nicht zulässig sei (FINCK 1998; HORLITZ 1998; JESSEL 1994; MARZELLI 1994; WIEGLEB 1997). Sie berufen sich dabei häufig auf den Philosophen HUME, der bereits im 18. Jahrhundert feststellte, dass sich aus einer Erkenntnis, also einem Ist-Zustand, keine Norm, ein Soll-Zustand, ableiten lasse. Nach Ansicht der AutorInnen, der diese Arbeit folgt, können Normen nur in einem ethischen Diskurs abgeleitet werden. Dementsprechend ist es möglich unter verschiedenen Vorgaben mehrere gleichwertige Leitbildvarianten zu formulieren. Das von seiten der Wasserwirtschaft formulierte "ökologische Leitbild" ist nach dieser Herangehensweise nur eine von mehreren möglichen Leitbildvarianten (HORLITZ 1998: 327). Aufgabe der Naturwissenschaften ist es, diese Varianten in messbare Parameter umzuwandeln, Wege aufzuzeigen, wie die Ziele erreicht werden können, sowie Prognosen über die Wahrscheinlichkeit dieser Zielerfüllung abzugeben. Die Leitbilder selber richten sich bei diesem Ansatz an übergeordneten, zum Teil in Gesetzen manifestierten Leitprinzipien oder -motiven aus.

Eine hierarchisch gegliederte Konkretisierung der Ziele ist allen Leitbildansätzen gemein. Das Umweltqualitätsziel (UQZ) und der Umweltqualitätsstandard (UQS) sind dabei die gängigsten Gliederungsebenen. Sie sind Teil des erstmals von FÜRST et al. (1989: 10) formulierten hierarchischen Systems, nach dem Umweltqualitätsziele die Konkretisierung des Leitbildes darstellen. Umweltqualitätsstandards setzen diese Ziele dort, wo dies möglich ist, in quantifizierbare Grenzwerte um (FINCK 1998: 8). Während Umweltqualitätsstandards im abiotischen Bereich schon lange üblich sind, ist es schwierig, solche aus Sicht der Biotik zu formulieren. MARZELLI (1994: 16) hält dieses sogar für unzulässig. Rahmenbedingungen, die zum Erreichen eines Zieles erforderlich sind, zum Beispiel ein bestimmter Grundwasserflurabstand zum Erhalt einer Feuchtwiese, könne hingegen als UQS definiert werden. Hier wird also nicht das UQZ quantifiziert, sondern seine Rahmenbedingung.

In der Definition des UMWELTBUNDESAMTES (1997: 324) sind bereits die Umweltqualitätsziele quantifizierbar. Eine Trennung zwischen UQZ und UQS wird hier nicht mehr vorgenommen.

Auch wenn die Bedeutung der genannten Begriffe Umweltqualitätsziele und -standards einheitlich erfolgt, so unterscheidet HORLITZ (1998: 327) doch zwei Hauptfälle in der Anwendung. Beim einen stellt das Leitbild eine Entwicklungsrichtung dar, beim anderen die Gesamtheit präzise formulierter Umweltqualitätsziele. Es wird hier also ein Top-Down-Ansatz, vom Leitbild als Entwicklungsrichtung hin zum UQZ, einem Bottom-Up-Ansatz, vom UQZ hin zum Leitbild, gegenüber gestellt.

Zu den Top-Down-Ansätzen zählt sowohl die Orientierung an postulierten Klimaxzuständen ohne menschlichen Einfluß, als auch die Auswahl historischer Landschaftsverhältnisse als Reverenzsituation. Hier wird zum Beispiel das Ende des 18. Jahrhunderts gewählt, da damals die ersten aussagekräftigen, topografischen Karten entstanden. Häufig wird auch die Mitte des 19. Jahrhunderts als Bezugszeitraum ausgewählt. Für diesen Zeitpunkt wird in Mitteleuropa die höchste Artenvielfalt angenommen (PLACHTER 1996: 297). Auch die Mitte des 20. Jahrhunderts bietet sich zur Referenz an. Aus dieser Zeit liegen die ersten "harten" Daten zur Umweltsituation und zur Artenausstattung der Landschaft vor. Die Industrialisierung der Landwirtschaft hatte zudem noch nicht vollständig begonnen.

Unabhängig davon welcher historische Zustand ausgewählt wird, die Entscheidung bleibt immer willkürlich und unbefriedigend (MARZELLI 1994). JESSEL (1994: 56) und PLACHTER (1996:297f) weisen darauf hin, dass auch früher die Landschaftszustände nicht optimal, die Nutzung nicht nachhaltig und die Eingriffe im Rahmen des damals technisch Möglichen immer intensiv waren. Eine starre Fixierung auf einen statischen Zustand wird zudem der Tatsache nicht gerecht, dass unter den früheren kulturellen und wirtschaftlichen Bedingungen ein ständiger Nutzungswandel erfolgte (JESSEL 1994). Gerade diese Nutzungsdynamik stellte die Grundlage für den Artenreichtum früherer Jahrhunderte (PLACHTER 1996: 298) dar¹⁶.

Die Betrachtung historischer Landschaftszustände ist dennoch für den Naturschutz von besonderem Interesse (siehe auch Kap. 4.6). Beinhaltet das Leitbild Kulturlandschaftselemente, so ist deren Schutz bzw. Pflege am ehesten zu gewährleisten, wenn man sich an den gebietspezifischen Nutzungsformen orientiert. Konzepte wie das der potenziellen natürlichen Vegetation (HÄRDTLE 1989) geben Anhaltspunkte über die Umsetzungsperspektiven naturschutzfachlicher Leitbilder.

WIEGLEB (1997) schlägt eine Vorgehensweise für die Leitbildentwicklung vor, die den Bottom-Up- und den Top-Down-Ansatz miteinander verbindet. Im ersten Schritt wird aus den gesellschaftlichen Vorgaben heraus ein Protoleitbild formuliert (zum Beispiel nachhaltige Landnutzung, Naturnähe/Wildnis etc.). Das Protoleitbild ist dabei mit der Ideenlehre PLATONS (GIGON & ZIMMERMANN 1975: 166ff) zu vergleichen, bei der die Idee "Pferd" quasi

¹⁶ Entgegengesetzt hierzu vertritt TREPL (1987) die These, dass die historische Landwirtschaft aufgrund ihrer beschränkten Möglichkeiten gezwungen war, die jeweiligen Landnutzung an die Standortbedingungen anzupassen und nicht umgekehrt. Daraus resultierte nach ihm eine hohe Nutzungskontinuität, die seines Erachtens die Ursache höherer Artenvielfalt war. Dabei lässt er jedoch unberücksichtigt, dass gerade in Auen die Nutzung stark von Hochwasser und Witterung abhängig war. In manchen Jahren erfolgte daher die Ernte früher, in anderen später oder gar nicht. Es kann in diesem Zusammenhang also sehr wohl von einer Nutzungsdynamik gesprochen werden, auch wenn die Verteilung Acker, Wiese, Weide über längere Zeiträume stabil geblieben ist.

als Gussform für das Pferd der realen oder von uns als real empfundenen Welt dient. Dieses Prototypbild oder seine Varianten lassen sich mit Umweltqualitätszielen konkretisieren. Die Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards bilden dann wiederum in ihrer Gesamtheit das eigentliche Leitbild. Einen ähnlichen Ansatz stellt JESSEL (1994) vor.

7.2 Prototypbild

Welches sind nun die Leitprinzipien, von denen sich ein Prototypbild ableiten lässt?

Die IUCN nennt drei zentrale Ziele für eine Welt-Naturschutz-Strategie (SPELLERBERG & HARDES 1980 sinngemäss übersetzt in PLACHTER 1994: 91):

1. Aufrechterhaltung der wesentlichen Prozesse und lebenserhaltenden Systeme;
2. Schutz der genetischen Diversität und wildlebender Arten;
3. Nachhaltige Nutzung von Arten und Ökosystemen mit dem Ziel, Ressourcen für künftige Generationen zu erhalten.

Diese Gedanken schlagen sich auch in der 1992 in Rio de Janeiro beschlossenen Konvention über die Biologische Vielfalt nieder. Hier heißt es im Artikel 8:

"Jede Vertragspartei wird, soweit möglich und sofern angebracht, (...)

d) den Schutz von Ökosystemen und natürlichen Lebensräumen sowie die Bewahrung lebensfähiger Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung fördern (...). (BMU 1993)"

Das Bundes- und das Niedersächsische Naturschutzgesetz nennen als Ziele den Schutz von Tier- und Pflanzenwelt, sowie der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft. Zudem soll die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes erhalten bleiben.

In § 2 (2) Bundesnaturschutzgesetz wird zusätzlich ausgeführt, dass wildlebende Tiere und Pflanzen und ihre Lebensgemeinschaften in ihrer natürlich und historisch gewachsenen Artenvielfalt zu schützen sind. Auch historische Kulturlandschaften und -landschaftsteile von besonderer charakteristischer Eigenart sollen erhalten bleiben.

Die genannten Ziele werden unter anderem in der FFH-Richtlinie und den Paragraphen §20c des BNatschG bzw. §28 des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes konkretisiert. Hierbei handelt es sich jeweils um eine Auflistung von schutzwürdigen und schutzbedürftigen Arten und Biotoptypen. Den höchsten Konkretisierungsgrad der hoheitlichen Fachplanung erreicht das Niedersächsische Landschaftsprogramm. Hier wird ein Kanon von Zielbiotopen aufgeführt (MELF 1989). Ein übergeordnetes Leitbild wird allerdings nicht explizit genannt. Betrachtet man die verschiedenen Rechtsquellen, so gelangt man bei unterschiedlichem Konkretisierungsgrad immer wieder auf die drei anfangs genannten, von der IUCN formulierten, Ziele: Erhalt der Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften, Schutz natürlicher Prozesse und nachhaltiger Ressourcenschutz für zukünftige Generationen.

Neben rechtlichen Vorgaben sollten für die Leitbildentwicklung auch die laufenden umweltpolitischen Diskurse Berücksichtigung finden. Dabei ist sicherlich als erstes die "Nachhaltige Entwicklung" zu nennen.

Sie verbindet zwei Begriffe, die aus unterschiedlichen Zusammenhängen stammen. Der Begriff der Nachhaltigkeit entstammt in seinem Ursprung den Forstwissenschaften, in denen er Ende des 19. Jahrhunderts für eine Wirtschaftsweise geprägt wurde, bei der sich Holzernte und Zuwachs die Waage hielten. Entwicklung ist hingegen ein Terminus neueren Ursprunges. Er wurde vor allem in den geografischen Wissenschaften geprägt und bezog sich auf die "nachholende" Entwicklung der Länder der sogenannten "Dritten Welt" auf ihrem Weg zum Status der Industrienationen. In Kombination treten die beiden Begriffe als "Nachhaltige Entwicklung" etwa ab Mitte der Achtziger vermehrt ins öffentliche Interesse. Hier seien vor allem HAUFF (1987) und die Studie Nachhaltiges Deutschland (BUND & MISEREOR 1996) genannt. Aktuell zählt die Nachhaltige Entwicklung wohl zu den am häufigsten benutzten, aber auch am vehementesten diskutierten Begriffen im Umweltschutz. Dabei werden an dem Diskurs vor allem zwei Gesichtspunkte kritisiert.

Entwicklungspolitische Nichtregierungsorganisationen stellen ihn ganz grundsätzlich in Frage (umfassender Überblick bei BUKO 1996). Sie kritisieren, dass er zu einer Entpolitisierung der Umweltdiskussion führt, beziehungsweise geführt hat. Der laufende Nachhaltigkeits-Diskurs umschließt keine grundlegende Gesellschaftskritik, die nicht nur Stoff- und Energieflüsse betrachtet, sondern auch Akteure und Machtstrukturen, die zu Erfolg oder Misserfolg im Umwelt- und Naturschutz beitragen. Hegemoniale Strukturen werden nicht mehr in Frage gestellt. Die KritikerInnen des Diskurses sehen darin einen Rückschritt hinter die politische Diskussionskultur in Deutschland in den 70er und 80er Jahren.

Für den Naturschutz lässt sich diese, ansonsten aus Sicht des Autors der vorliegenden Arbeit berechnete Kritik, nur bedingt übertragen, da machtpolitische Interessen hier eine geringere Rolle spielen als z.B. in der Atompolitik. MARZELLI (1994) weist jedoch darauf hin, dass die Leitbildentwicklung an sich schon unter demokratischen Gesichtspunkten kritisch zu reflektieren ist, da nur ein beschränkter Teil der Bevölkerung, nämlich die WissenschaftlerInnen, intensiv in die Formulierung von Umweltqualitätszielen einbezogen wird. Auch hier, so seine Kritik, werden hegemoniale Strukturen deutlich. Dieses wird durch Ergebnisse aus der Umweltbewusstseinsforschung bestätigt, nach denen sich die LandwirtInnen in Deutschland stark marginalisiert fühlen (ADOMBENT 2000).

Der zweite Hauptkritikpunkt am Nachhaltigkeits-Diskurs ist seine Beliebigkeit. HABER (1994) vergleicht Nachhaltigkeit mit Schlagwörtern wie ökologisches Gleichgewicht, Schließung von Stoffkreisläufen, Dezentralisierung, Grenzen des Wachstums, ökologische Stabilität und Ausgleich von Eingriffen. Bei genauerem Hinsehen ist all diesen Termini eine begriffliche Schwammigkeit zu eigen, die im konkreten Umsetzen fast jegliche Definition ermöglicht.

Besonders schwierig lässt sich Nachhaltige Entwicklung in Bezug auf die biotischen Schutzgüter konkretisieren. Welche Arten und Biotope sollen nachhaltig entwickelt werden?

Wenn überhaupt, kann diese Frage dahingehend interpretiert werden, dass auch zukünftige Generationen die Möglichkeit bekommen sollen, sich an allen heute existierenden Arten und Biotopen zu erfreuen und sie zu nutzen. Diese Definition bleibt letztlich jedoch unbefriedigend, da sie statisch ist und den natürlichen Prozess des Entstehens und Erlöschens von Arten außer acht lässt. Dennoch soll hier Nachhaltigkeit mit dem Erhalt der globalen Vielfalt gleichgesetzt werden.

Der zweite zentrale Diskurs, auf den an dieser Stelle kurz eingegangen werden soll, ist die Anthro-Biozentrik-Diskussion. VerfechterInnen dieser ethischen Standpunkte streiten um die Begründung für den Natur- und Umweltschutz. Während die VertreterInnen der anthropozentrischen Ethik die Natur zum Wohle des Menschen als Ressource schützen wollen, billigen diejenigen, die eine biozentrische Ethik befürworten, Tieren und Pflanzen einen Eigenwert zu. Im Detail erscheint diese Diskussion wenig zielführend, da es für den praktischen Naturschutz irrelevant ist, ob eine Art aufgrund ihrer Nutzbarkeit oder ihres Eigenwertes geschützt wird (vgl. DIERSSEN & WÖHLER 1997). Es ist zudem zweifelhaft, ob eine biozentrische Ethik in Reinform überhaupt möglich ist, da der Mensch immer einen Nutzen aus dem Schutz eines Tieres oder einer Pflanze zieht, sei es, weil er oder sie sich an dem Anblick erfreut oder weil durch den Schutz das Gefühl vermittelt wird, ein guter Mensch zu sein.

Für die Leitbildentwicklung ist die Anthro-Biozentrik-Diskussion unfruchtbar, da sich zumindestens im Bereich des Arten- und Biotopschutzes keine unterschiedlichen Ziele aus den verschiedenen Ethiken ableiten lassen. Letztlich bleibt derselbe Schluss wie bei der Nachhaltigkeit: Die globale Vielfalt ist zu erhalten, sei es nun zum Nutzen der Menschheit oder um ihrer selbst Willen.

Als drittes und letztes soll eine Zieldiskussion im engeren Naturschutz genannt werden, die in den vergangenen Jahren von Nordamerika nach Europa getragen wurde - die des Leitbildes Wildnis. Einen guten Überblick über das Thema gibt ein von JESSEL (1997) herausgegebener Tagungsband.

Sowohl im wissenschaftlichen Naturschutz als auch von der - vor allem städtischen - Allgemeinbevölkerung wird der Wunsch nach Bereichen geäußert, in denen sich die Natur frei und unbeeinflusst entwickeln kann. Dabei ist zum Teil eine Überhöhung und positive Besetzung des eigentlich wertfreien Begriffes "Natur" festzustellen (vgl. DIERSSEN & WÖHLER 1997). In dieser Wertsetzung wird die Entfremdung des postmodernen Menschen von der Natur deutlich. Ein in der Landschaft verwurzelter Mensch wird wohl angesichts der Naturgewalt eines Gewitters oder eines Sommerhochwassers an der Elbe vielleicht auch von Ehrfurcht erfüllt. In erster Linie sieht er jedoch die Natur sowohl als gebende Mutter als auch als wirtschaftliche oder gar physische Bedrohung an. Unterbewusst schwingt bei vielen Menschen heute sicherlich der Wunsch mit, die eigene Fremdbestimmtheit im Leben und Arbeiten in der Konsumgesellschaft durch das Wissen um die freie und selbstbestimmte Natur zu kompensieren.

Diese Interpretation soll nicht die Notwendigkeit in Frage stellen, Bereiche zu schaffen, in denen die Natur sich selbst überlassen bleibt. Derartige Bereiche sind extrem selten. Zumindest in Mitteleuropa hat sich der Mensch in einem geradezu erschreckenden Maße von der Natur unabhängig gemacht und die Natur als Gefahrenquelle in den Hintergrund gedrängt. Wirtschaftlich erscheint es sogar angesichts der landwirtschaftlichen Überproduktion sinnvoll, größere Bereiche aus der Nutzung zu entlassen.

Im Gegensatz zur Forderung nach dem Erhalt der globalen Vielfalt an Arten und Biotopen stehen beim Konzept Wildnis die zu erwartenden Arten im Hintergrund. Der Weg ist hier das Ziel. Häufig wird in diesem Zusammenhang vom Schutz der Prozesse oder vom Prozessschutz gesprochen (PLACHTER 1996; SCHERZINGER 1990 u.a.). Um Verwechslungen zu vermeiden sollte der Begriff Prozessschutz, hierfür jedoch nicht verwendet werden, da er sich im ökologischen Waldbau für ein klar umrissenes Naturschutz- und Bewirtschaftungskonzept etabliert hat (STURM 1993).

WEGENER (1998: 20) ist der Ansicht, dass aus Sicht des Naturschutzes 3-5% der Landschaft sich selbst überlassen werden sollten. Er nennt hierbei explizit die Auen. Dabei macht es jedoch keinen Sinn, jeden Prozess zu schützen. Der Prozess an sich ist kein Schutzziel (SCHERZINGER 1990: 294). Es sollte auf die natürlichen Prozesse des betrachteten Landschaftsausschnittes beschränkt werden. Zudem sollte analysiert werden, inwieweit nach Rückzug des Menschen überhaupt eine dem Landschaftstyp entsprechende Sekundärsukzession zu erwarten ist. Maßgeblich ist hierbei die Reversibilität der menschlichen Eingriffe.

Auch aus dem Überblick über diese Diskurse lassen sich letztlich erneut die drei Grundziele, Erhalt von Prozessen, Erhalt der Vielfalt und Nachhaltigkeit ableiten. Interpretiert man den Beitrag des Arten- und Biotopschutzes zur Nachhaltigkeit wiederum als einen Erhalt der Vielfalt, so verbleiben zwei Ziele. Daraus resultieren für die Leitbildentwicklung zwei unterschiedliche Prototypen, das Leitbild "Wildnis" und das Leitbild "Vielfalt".

7.3 Erfassen und Bewerten des Ist-Zustandes

Für die Formulierung regionalisierter UQZ ist eine Ist-Analyse des betrachteten Raumes unabdingbar. Die Zahl der abiotischen und biotischen Parameter, die berücksichtigt werden können, ist dabei unendlich. Alleine die Berücksichtigung aller Faunengruppen würde den Planungsprozess auf ein sowohl zeitlich als auch finanziell unzumutbares Maß ausdehnen. Aus pragmatischen Gründen ist es deshalb notwendig, sich auf eine begrenzte Zahl von Parametern zu beschränken. Diese Auswahl setzt jedoch bereits eine grobe Zielrichtung voraus (JESSEL 1994: 53). Für das Leitbild Wildnis ist zum Beispiel die Erfassung von Wiesenbrütern nicht notwendig.

An die Analyse des Ist-Zustandes schließt sich seine Bewertung an. Hierzu werden in der naturschutzfachlichen Praxis eine ganze Reihe von Kriterien herangezogen: Artenvielfalt, Seltenheit, Naturnähe, Regenerierbarkeit, Repräsentanz, Stabilität, Flächengröße, β -Diversität, Gefährdung, synökologische Bedeutung u.a. (KAULE 1986; PLACHTER 1994; USHER & ERZ 1994; WILMANS & DIERSSEN 1979 u.a.). HEIDT et al. (1997: 267) nennen für die Leitbildentwicklung die "landschaftliche Eigenart" als zentrales Kriterium.

PLACHTER (1994: 94) trennt bei der Bewertung zwischen Typus- und Objektebene. Bei der Typusbewertung wird der Biotoptyp, die Art oder die Parameterausprägung an sich bewertet. Auf der Objektebene werden konkrete Flächen betrachtet. Typusbezogene Kriterien sind zum Beispiel durchschnittliche Artenzahl, Gefährdung, Seltenheit, landschaftliche Eigenart, Naturnähe, Regenerierbarkeit. Zu den objektbezogenen Kriterien zählen Flächengröße, Erhaltungszustand, Störungsarmut und Artenzahl.

Bei der Leitbildentwicklung wird zunächst ausschließlich auf der Typusebene bewertet. Objektbezogene Parameter wie die Flächengröße werden nur dort herangezogen, wo sich an ihnen Umweltqualitätsstandards messen lassen (Minimumareal).

Auch die Auswahl der relevanten Bewertungskriterien ist von der Zielrichtung des Protoleitbildes abhängig. Für das Leitbild Wildnis stellt sich diese relativ einfach dar. Hier ist die Naturnähe das zentrale Bewertungskriterium. Als Parameter bieten sich die Landschaftstypen selbst (Außendeich, Binnendeich etc.) aber auch die in ihnen vertretenen Biotoptypen an. Hierzu gibt die von DIERKING (1992) durchgeführte Biotoptypenkartierung eine hinreichende Datengrundlage. Eine einzelartige Betrachtung ist nicht zwingend notwendig, da unter dieser Leitbildvariante der Weg das Ziel ist, Zielarten dementsprechend nicht vorhanden sind.

Vielfalt lässt sich mit einer ganzen Reihe von Kriterien überprüfen, α -Diversität (Artenzahl pro Flächeneinheit), Seltenheit, Gefährdung, regionale Eigenart.

Unter α -Diversität versteht man auf der Typusebene die Artenzahl, die ein Biotoptyp bei einheitlicher Flächengröße erreicht. Vergleicht man unter diesem Kriterium ein degeneriertes Hochmoor mit einem naturnahen, so schneidet das Entwässerungsstadium weitaus besser ab. Eine Optimierung aller Flächen im Bezug auf die α -Diversität hin würde also zur Forderung nach der Entwässerung der Hochmoore und damit zu einem Verlust an Vielfalt führen.

Auch das Kriterium Seltenheit wirft die Frage der berücksichtigten Flächengröße auf. Wann ist eine Art selten? Sind Endemiten, die in ihrem Verbreitungszentrum hohe Abundanzen erreichen als selten einzustufen oder kosmopolitische Arten, die überall in kleinen Populationen vorkommen?

Auch die Gefährdung der Arten und Biozönosen, die sich in ihrer Einstufung in den Roten Listen widerspiegelt, kommt an der Beantwortung der Frage nach dem Raumbezug nicht vorbei. Am Beispiel einiger subkontinental verbreiteter Arten wird dieses Problem besonders deutlich. So ist das Echte Labkraut (*Galium verum*) zum Beispiel in Niedersachsen in erster Linie deshalb selten und steht folgerichtig auf der Roten Liste, weil es aus klimatischen Gründen hier an den Rand seiner Verbreitung tritt. Im subkontinental geprägten Untersuchungsgebiet ist es nahezu ubiquitär. Dementsprechend ist die Art auf den Roten Listen der östlichen Bundesländer und auf der bundesdeutschen Liste auch nicht zu finden (JEDICKE 1997: 48).

Als zentrales Bewertungskriterium eignet sich nach Ansicht des Autors die von HEIDT et al. (1997: 267) vorgeschlagene "landschaftliche oder regionale Eigenart". Global betrachtet lässt sich Vielfalt dann am besten erhalten, wenn Arten und Lebensgemeinschaften dort geschützt werden, wo sie ihren Verbreitungsschwerpunkt besitzen. In einem Landschaftsausschnitt ist dementsprechend das von besonderem Schutzwert, was ihn von anderen Lebensräumen unterscheidet. Der Gefährdungsgrad kann als sekundäres Kriterium herangezogen werden und gibt dann Aussagen zur Schutzbedürftigkeit. α -Diversität sollte erst auf der Objektebene als Bewertungskriterium verwendet werden, nämlich dann, wenn es um den Vergleich zweier Flächen des gleichen Biotoptypes geht.

Als Parameter für die Bewertung wird die genannte Biotoptypenkartierung im Bereich Grünland für das Leitbild Vielfalt weiter differenziert (siehe Kap. 4.2). Neben Zielgesellschaften lassen sich unter diesem Leitbild auch Zielarten benennen. Hierbei ist es von Interesse, welche gefährdeten und gebietsspezifischen Arten im Untersuchungsgebiet vorkommen und vor allem wo sie ihren Schwerpunkt haben.

Nach Maßgabe der Bewertungskriterien lassen sich für die gewählten Parameter Umweltqualitätsziele formulieren. So lassen sich zum Beispiel naturraumtypische Pflanzengesellschaften, gefährdete Pflanzenarten oder Vögel, die eine hohe Naturnähe indizieren, nennen.

Die resultierenden Umweltqualitätsziele sind in der Regel nicht gleichzeitig auf einer Fläche zu verwirklichen. Dies gilt im Besonderen, wenn mehrere Leitbildvarianten parallel Berücksichtigung finden. Wie zwischen konkurrierenden Zielen abgewogen werden kann, soll weiter unten am konkreten Beispiel verdeutlicht werden (siehe Kap.8.5).

7.4 Entwicklungsszenarien

Je nach Verständnis der AutorInnen endet an dieser Stelle die Leitbildentwicklung oder es schließt sich eine Abwägungsphase mit den anderen Nutzungsinteressen an den Landschaftsraum an. Dieser Abgleich kann nur in einem iterativen Prozess mit den einzelnen NutzerInnen geschehen, und es sollte bereits während der Zielfindung des Naturschutzes damit begonnen werden (VAN HAAREN 1988; MARZELLI 1994; WIEGLEB 1997; HORLITZ 1998.). Zunächst sollte jedoch der Naturschutz unabgestimmt sein sektorales Leitbild formulieren, dabei Maximal- und Minimalforderungen kenntlich machen und Zielprioritäten benennen.

Um die Konsequenzen einzelner Leitbilder sowohl ökonomisch als auch ökologisch beurteilen zu können müssen die Umweltqualitätsziele mit einem konkreten Flächenbezug versehen werden. Für eine differenzierte Betrachtung eignet sich hierzu im besonderen Maße die Szenariotechnik (HORLITZ 1998). Dieses gilt vor allem, wenn mit LandnutzerInnen unterschiedliche Optionen der Landschaftsentwicklung diskutiert werden sollen.

Dabei bieten sich zwei unterschiedliche Vorgehensweisen an. Zunächst können in Reinform die Umweltqualitätsziele der Leitbilder entsprechend der vorgeschlagenen Prioritätensetzung dargestellt werden. Dabei ist eine Abstufung in minimale und maximale Erfüllungsgrade denkbar. Außerdem können gerade beim Leitbild Vielfalt unterschiedliche Schutzziele in den Vordergrund gestellt werden. So könnte zum Beispiel das Untersuchungsgebiet für Wiesenbrüter optimiert werden oder auch für die Stromtal-Wiesen. Die anderen Schutzziele blieben jeweils unberücksichtigt.

Trotz der Vorteile, die Entwicklungsszenarios bieten, indem sie mögliche Zielzustände plakativ abbilden und damit schon frühzeitig Konfliktfelder aber auch Handlungsspielräume aufzeigen, sind sie mit äußerster Vorsicht zu interpretieren. Leicht besteht die Gefahr, dass aufgrund der notwendigen Vereinfachung und Standardisierung Normlandschaften produziert werden, die der Besonderheit der Einzelsituation nicht mehr gerecht werden. Außerdem resultiert aus der notwendigen Festlegung von genauen Zielen für die einzelnen Flächen auch eine gewisse Unflexibilität, die unter Umständen sich ändernden Rahmenbedingungen nicht mehr gerecht wird. Dennoch sollte aufgrund der angeführten Vorteile nicht auf die Abbildung der Szenarien verzichtet werden.

Nach der ökonomischen Bewertung der Szenarien und einer Analyse der Nutzungsalternativen und Nutzungseinschränkungen ist ein Rückkopplungsprozess denkbar und notwendig. Neben die unabgestimmten Naturschutz-Szenarien lässt sich dann ein zumindest teilabgestimmtes umsetzbares Szenario stellen.

7.5 Definitionen und Zusammenfassung der Vorgehensweise

Bisher wurden die verschiedenen Ansätze der Leitbildentwicklung dargestellt. Das für die vorliegende Arbeit gewählte Vorgehen soll hier noch einmal kurz in Wort und Bild zusammengefasst werden (siehe Abb. 7.1).

Aus den übergeordneten **Leitprinzipien** werden mehrere **Protleitbild**varianten abgeleitet die grobe Entwicklungsrichtungen vorgeben. Anhand des Protleitbildes werden **Parameter** (Flora, Faunengruppen, abiotische Parameter) ausgewählt, die für eine konkrete Beschreibung des Leitbildes notwendig sind

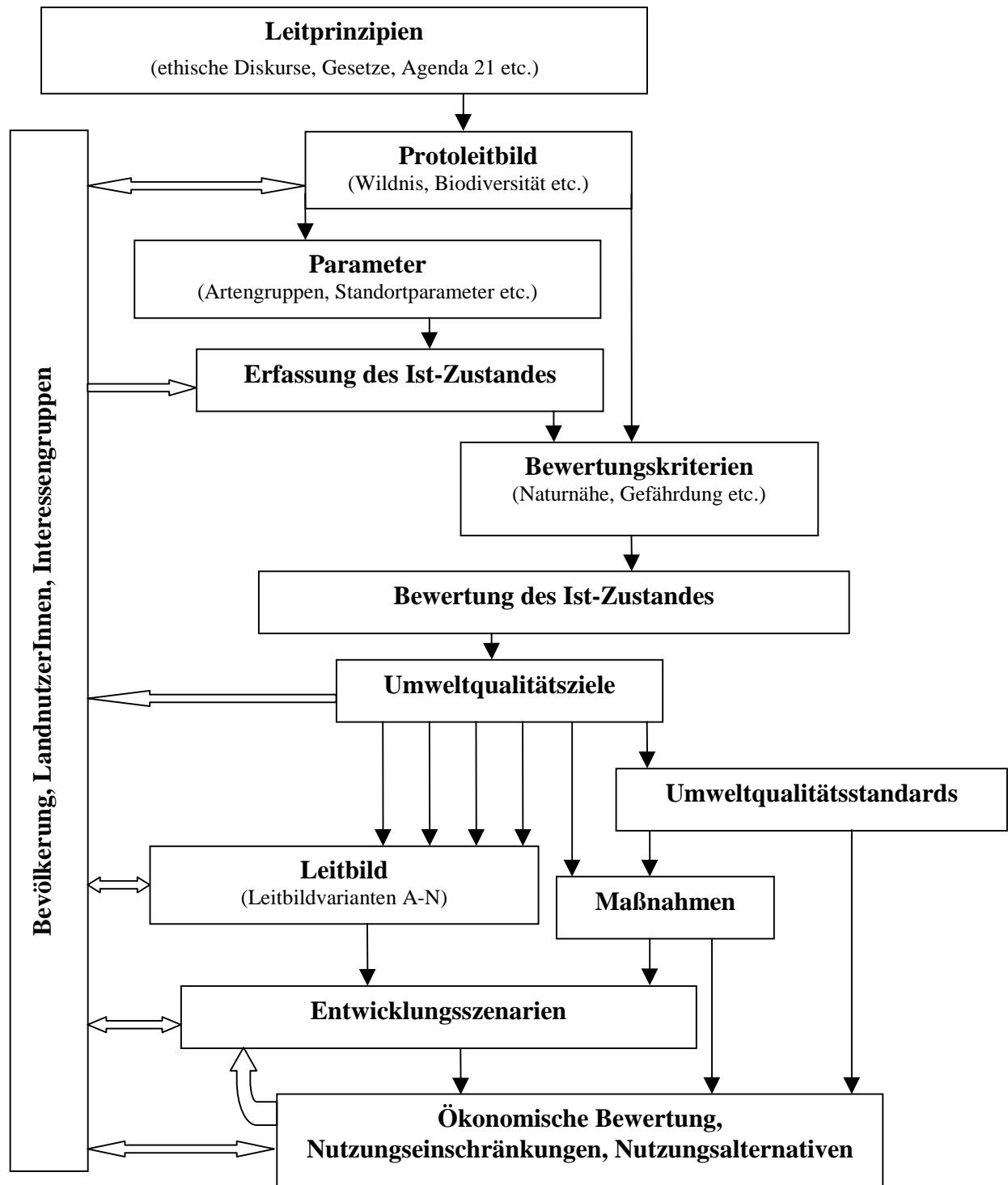


Abbildung 7.1: Schaltschema der Leitbildentwicklung

Jedem Protleitbild können spezifische **Bewertungskriterien** (Naturnähe, Gefährdung u.a.) beigeordnet werden. Werden nun diese Bewertungskriterien auf die Parameter bezogen, so lassen sich **Umweltqualitätsziele** formulieren. Sie bestimmen sachlich, grob räumlich und zeitlich, welche Ziele in einem Landschaftsausschnitt verwirklicht werden sollen. Dabei sollte auch der Zeitraum bis zur Verwirklichung oder Konkretisierung der Ziele benannt werden.

Für manche UQZ ist eine Quantifizierung möglich und sinnvoll. Diese **Umweltqualitätsstandards** lassen sich zum Teil aus ExpertInnenkonventionen (z.B. Technische Anleitung Luft) entnehmen, zum Teil müssen sie aber über eigene Untersuchungen im Rahmen der Leitbildentwicklung bestimmt werden. Die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen der Leitbilder lassen sich anhand von **Entwicklungsszenarien** abbilden.

Auch wenn nach dieser Definition das Leitbild sich aus den UQZ zusammensetzt, sollte der beschreibende, bildhafte Charakter des Leitbildes nicht übersehen werden, der leicht bei der Aneinanderreihung der Ziele verloren gehen mag. Durch diesen erlangt das Leitbild erst seine visionäre Kraft, indem es ein schönes Bild davon zeichnet, wie es sein könnte.

In der vorliegenden Arbeit wird auf die Abbildung von Entwicklungsszenarien verzichtet, da eine Sektorale Betrachtung des Schutzgutes Vegetation nicht sinnvoll ist. An dieser Stelle sei auf den gemeinsamen Abschlussbericht des Verbundforschungsvorhabens verwiesen (NNA 2000). Entsprechendes gilt auch für die Diskussionsprozesse mit den LandwirtInnen. Ihre Dokumentation würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit übersteigen.

8 Leitbild Vielfalt

Für das Leitbild Vielfalt steht die Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften im Vordergrund der Betrachtung. Hier muss vor der Formulierung von Umweltqualitätszielen eine Analyse erfolgen, welche Arten oder Lebensgemeinschaften für den Naturschutz besonders wichtig sind, also welche Zielarten und Zielgesellschaften unter diesem Leitbild zu berücksichtigen werden müssen.

8.1 Zielarten

Nach der Definition von MEYER-CORDS & BOYE werden im Naturschutz als Zielarten

"Tiere und Pflanzen ausgewählt, die als Repräsentanten für bestimmte Lebensformen und Biotoptypen fungieren, und anhand derer die Wirksamkeit von Naturschutzmaßnahmen kontrolliert werden kann. Die anderen Arten der Lebensgemeinschaften werden sozusagen im Kielwasser der Zielarten mitgeschützt, wenn deren Populationen durch Erhaltung ihrer spezifischen Lebensgrundlagen langfristig gesichert werden. (...) Als Zielarten kommen Tiere und Pflanzen mit unterschiedlichsten Eigenschaften in Frage. So können Schlüsselarten aufgrund ihrer besonderen Bedeutung in Lebensgemeinschaften geeignet sein, es können Leitarten wegen ihrer Stetigkeit in bestimmten Biotoptypen sein oder Arten der Roten Listen, deren Erhaltung prioritär ist (MEYER-CORDS & BOYE 1999: 100)."

Die AutorInnen weisen zudem daraufhin, dass Zielarten des Naturschutzes deutlich von den wissenschaftlich ableitbaren Leitarten - im Sinne der Charakterarten der Pflanzensoziologie - zu trennen sind. Zielarten werden deterministisch festgelegt.

Für die hier vorgeschlagene Vorgehensweise in der Leitbildentwicklung muss die von MEYER-CORDS & BOYE vorgestellte Auflistung noch um die Arten erweitert werden, die den Naturraum im besonderen Maße repräsentieren, also um Arten, die in ihrem Vorkommen auf den betrachteten Raum beschränkt sind, oder hier zumindest einen Schwerpunkt besitzen. Im Weiteren werden diese Arten als naturraumtypische Arten bezeichnet.

Um diese zu ermitteln, wurden die auf internationaler (HULTEN 1986), nationaler (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1989; BENKERT et al. 1996) und regionaler (GARVE 1994) Ebene vorliegenden Verbreitungsatlantent ausgewertet¹⁷.

Kamen die Fundpunkte einer Art dabei auf der jeweiligen Betrachtungsebene gehäuft im Elbtal bzw. in den Stromtälern vor und befanden sich außerhalb des Elbtals nur vereinzelte Fundpunkte, so wurde von einer besonderen Bedeutung des Elbetales als Verbreitungsschwerpunkt ausgegangen.

¹⁷ Berücksichtigung fand zudem BFN 1999.

Nach dieser Definition wurden 55 heimische Farn- und Blütenpflanzen ermittelt, für die der Mittelberaum ein wichtiges Verbreitungsgebiet darstellt. Hinzu treten zehn Neophyten. Ein Großteil der genannten Pflanzen ist den Stromtalpflanzen zuzuordnen (siehe Kap. 2.5). Einige erreichen klimatisch bedingt im Untersuchungsgebiet ihren Arealrand. Innerhalb des Untersuchungsgebietes wirkt sich die von Nordwest nach Südost zunehmende Kontinentalität aus. Viele Stromtalarten haben einen deutlichen Schwerpunkt in der Gartower Elbmarsch. Es handelt sich hierbei um Arten mit subkontinentaler Verbreitung. Eindrücklich ist dies an den Fundpunkten von *Viola persicifolia* zu erkennen (siehe Abb. 8.1 und für weitere Zielarten die Abb. A1-A9 im Anhang).

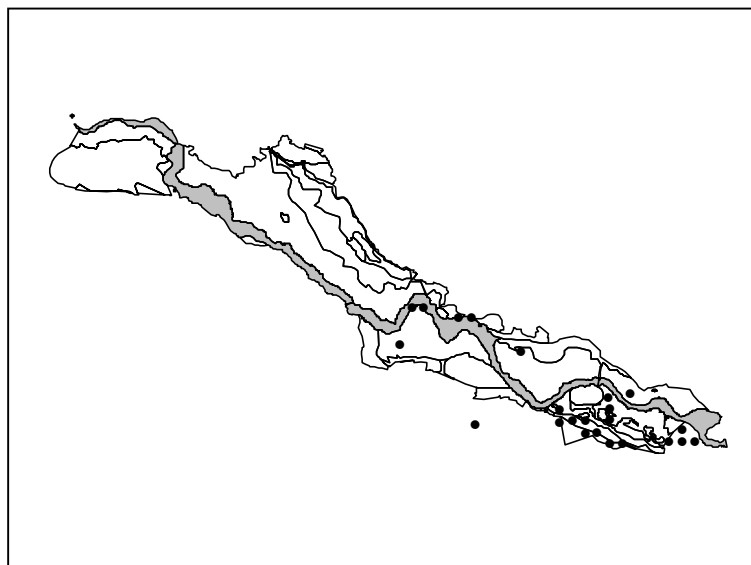


Abbildung 8.1: Fundpunkte von *Viola persicifolia* (KALLEN, schrift. Mitt.) (Stand März 1998)

Einige Arten mit Verbreitungsschwerpunkt an der Elbe wie *Viola pumila* erreichen das Untersuchungsgebiet nicht einmal und kommen nur oberhalb im brandenburger und sachsen-anhaltiner Bereich der Mittelbe vor (BENKERT et al. 1996: Karte:1974).

Die Bedeutung, die das Untersuchungsgebiet für die Gesamtverbreitung der jeweiligen Arten hat, ist demnach unterschiedlich hoch einzustufen. Daraus ergibt sich die folgende Aufstellung:

- Arten, für die der Mittelberaum weltweit eines der wichtigsten Verbreitungsgebiete darstellt:

<i>Cardamine parviflora</i>	<i>Carex ligERICA</i>	<i>Carex pseudobrizoides</i>
<i>Teucrium scordium</i>	<i>Xanthium albinum</i>	

- Arten, für die der Mittelberaum in Mitteleuropa einen wichtigen, isolierten Vorposten darstellt:

<i>Allium angulosum</i>	<i>Allium schoenoprasum</i>	<i>Bidens radiata</i>
<i>Cerastium dubium</i>	<i>Cnidium dubium</i>	<i>Cucubalus baccifer</i>

<i>Erysium hieraciifolium</i>	<i>Euphorbia palustris</i>	<i>Koeleria glauca</i>
<i>Lathyrus palustris</i>	<i>Leonurus marabiasstrum</i>	<i>Myosotis sparsiflora</i>
<i>Nymphoides peltata</i>	<i>Petasitis spurius</i>	<i>Scutellaria hastifolia</i>
<i>Spergularia echinosperma</i>	<i>Viola persicifolia</i>	

- Arten, die in Deutschland nur an den großen Strömen¹⁸ vorkommen:

<i>Alisma gramineum</i>	<i>Carex praecox</i>	<i>Corrigiola litoralis</i>
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	<i>Mentha pulegium</i>	<i>Poa bulbosa</i>
<i>Potentilla supina</i>	<i>Pulicaria vulgaris</i>	<i>Senecio paludosa</i>
<i>Senecio sarraceniis</i>	<i>Taraxacum subalpinum</i>	<i>Tragopogon orientalis</i>

- Arten, die in Deutschland schwerpunktmäßig an Strömen und Flüssen vorkommen:

<i>Alisma lanceolatum</i>	<i>Barbarea stricta</i>	<i>Chenopodium ficifolium</i>
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	<i>Erysimum virgatum</i>	<i>Inula britannica</i>
<i>Iris sibirica</i>	<i>Limosella aquatica</i>	<i>Rorippa x anceps</i>
<i>Rorippa austriaca</i>	<i>Thalictrum flavum</i>	<i>Trifolium striatum</i>
<i>Ulmus laevis</i>	<i>Veronica longifolia</i>	<i>Veronica spicata</i>

- Arten, die in Norddeutschland nur an den großen Strömen vorkommen:

<i>Allium scorodoprasum</i>	<i>Cerastium pumilum</i>	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>
<i>Gratiola officinalis</i>	<i>Sanguisorba officinalis</i>	<i>Verbascum blattaria</i>

- Neophyten, die in Mitteleuropa nur Strömen und Flüssen vorkommen:

<i>Amaranthus bouchonii</i>	<i>Amaranthus emarginatus</i>	<i>Artemisia annua</i>
<i>Artemisia biennis</i>	<i>Brassica nigra</i>	<i>Cruciata laevipes</i>
<i>Cuscuta campestris</i>	<i>Echinochloa muricata</i>	<i>Eragrostis albensis</i>
<i>Portulaca oleracea</i>	<i>Rumex stenophyllus</i>	

Neben diesen naturraumspezifischen Arten sind die gefährdeten Arten die zweite Zielgruppe. Zum Vorkommen von Pflanzenarten der Roten Liste liegen zwei umfangreiche Quellen über das Untersuchungsgebiet vor. DIERKING (1992: 30) nennt 248 in Niedersachsen gefährdete Farn- und Blütenpflanzen. Er bezieht sich hierbei jedoch auf die inzwischen veraltete 3. Fassung der Roten Liste von 1984. In der umfangreichen Detailkartierung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie konnten GARVE & ZACHARIAS (1996) für das Amt Neuhaus 198 Arten der Roten Liste nachweisen.

Zusammengefasst und bezogen auf die 4. Fassung der Roten Liste (GARVE 1993) ergibt das für das Untersuchungsgebiet 301 gefährdete Farn- und Blütenpflanzen. Die Verteilung auf die

¹⁸ Rhein, Weser, Elbe, Oder, Donau

einzelnen Gefährdungskategorien ist der Tabelle 8.1 zu entnehmen. Eine Liste der Arten befindet sich im Anhang (Tabelle A7).

Tabelle 8.1: Anzahl der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen im Untersuchungsgebiet

Gefährdungskategorie	Rote Listen	
	Niedersachsen (GARVE 1993)	BRD (JEDICKE 1997)
0 - ausgestorben bzw. verschollen	1	-
1 - vom Aussterben bedroht	29	-
2 - stark gefährdet	105	20
3 - gefährdet	161	80
4 - potentiell gefährdet	6	-

In der Roten Liste der BRD sind 100 der im Gebiet vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen aufgeführt.

Das Untersuchungsgebiet ist damit innerhalb Niedersachsens von herausragender Bedeutung. Unter den zehn Messtischblättern mit den meisten gefährdeten Arten nennt GARVE (1994: 17) gleich fünf Blätter aus dem Untersuchungsgebiet.

Für niedere Pflanzen liegen leider keine flächendeckenden Daten über das Gesamtgebiet vor. HAUKE (1998: 454ff) nennt jedoch alleine 39 gefährdete epiphytische Flechten für einen Feuchtwald im Amt Neuhaus und 14 gefährdete epigäische Flechten für das Gemeindegebiet. Von den naturraumtypischen 55 Arten (ohne Neophyten) sind immerhin 43, also 80 %, in Niedersachsen gefährdet (GARVE 1993). 23 Arten (42%) sind auf der bundesdeutschen Roten Liste vertreten (JEDICKE 1997).

Als weitere Zielarten kommen solche Arten in Frage, die früher im Gebiet heimisch waren und heute als verschollen gelten. KALLEN (1994) nennt für den Landkreis Lüchow-Dannenberg 104 solcher Arten, von denen 26 im niedersächsischen Flachland oder in ganz Niedersachsen als ausgestorben gelten. Als Zielarten im Rahmen der Leitbildentwicklung ist diese Artengruppe nur sehr bedingt einsetzbar, da auch bei einer Wiederherstellung der ursprünglichen Standortbedingungen - soweit diese überhaupt noch möglich ist - eine Einwanderung oft aufgrund von Ausbreitungsbarrieren, fehlender Ausbreitungsvektoren oder zu weit entfernter Restareale nur in Einzelfällen zu erwarten ist.

8.2 Zielbiotoptypen und Zielgesellschaften

Für eine synoptische Betrachtung im Rahmen der Leitbildentwicklung ist es von besonderem Interesse, in welchen Biotoptypen die Zielarten schwerpunktmäßig auftreten. Die Abbildung 8.2 gibt einen Überblick über die Verteilung der naturraumtypischen und der gefährdeten Pflanzenarten auf Biotoptypen. Die Einschätzung der Arten erfolgte dabei nach Angaben von GARVE (1994), ROTHMALER (1994) und OBERDORFER (1993). Einzelne Zielarten wurden dabei für mehrere Biotoptypen gewertet.

Deutlich herausragend ist die Bedeutung der beweideten und gemähten Biotope, also des Grünlandes, der Heiden und der Trockenrasen. Viele Fundpunkte xerothermer Arten im Übergangsbereich zwischen den armen Dünen- und Talsanden und dem Binnendeich-

Stromland zu finden sind. Oft sind es hier die Ränder der Wälder auf nährstoffarmen Sandstandorten, wie dem Carrenziener Forst, an denen diese Arten zu finden sind (GARVE & ZACHARIAS, mündl. Mitt.). Von besonderer Bedeutung sind zudem Dünenbereiche, in denen die Aufforstung mit Kiefern (noch) nicht zum vollständigen Schluss der Vegetationsdecke geführt hat (z.B. Stixer Wanderdüne). Innerhalb der landwirtschaftlichen Flächen sind Trockenrasenarten vor allem auf sandigen Kuppen zu finden.

Das heterogene Standortmosaik trägt generell zur Artenvielfalt der einzelnen Schläge bei. Oft liegen Trockenrasen in dichter räumlicher Nähe zu Flutmulden. Von besonderer Bedeutung ist dementsprechend das Grünland des Außendeich-Stromlandes mit seinem bewegten Relief.

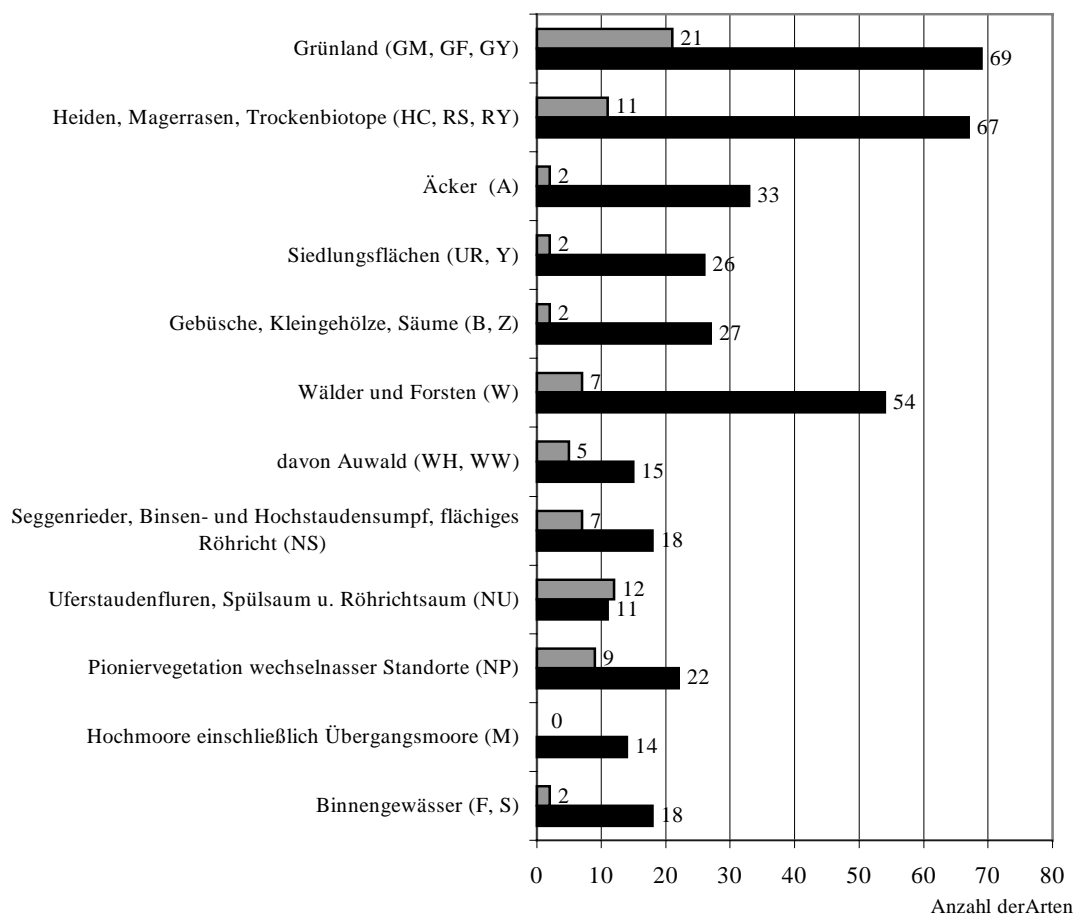


Abbildung 8.2: Verteilung der naturraumtypischen (grau; N=55 ohne Neophyten) und gefährdeten (schwarz; N=302) Farn- und Blütenpflanzen auf unterschiedliche Biotoptypen

Von den in Kapitel 4.1 aufgeführten Pflanzengesellschaften des Grünlandes weisen vor allem die Stromtal-Wiesen besonders viele Zielarten auf (siehe Tab. 8.2). Hier sind u.a. *Cnidium dubium*, *Lathyrus palustris*, *Viola persicifolia*, *Carex praecox* zu nennen. In ihren Säumen, besonders im Kontakt zu Weidengebüschen, befindet sich der Schwerpunkt von *Scutellaria hastifolia* und *Veronica longifolia* (Veronico-Scutellarietum nach WALTHER 1955). Auf das Außendeichs-Grünland beschränkt sind Störstellenzeiger wie *Cerastium dubium* und *Cardamine parviflora*.

Tabelle 8.2: Stetigkeit naturraumtypischer und gefährdeter Pflanzen in den Vegetationstypen des Grünlandes

- Sp. 1: Phalaridetum
 Sp. 2: Glycerietum maximae
 Sp. 3: Caricetum vulpinae
 Sp. 4: Ranunculo-Alopecuretum
 Sp. 5: *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Ges.
 Sp. 6: *Lathyrus palustris*-Ges.
 Sp. 7: Cnidio-Deschampsietum
 Sp. 8: Cnidio-Deschampsietum , artenarm
 Sp. 9: *Silaum silaus*-Ges.
 Sp. 10: Molinieta-Basalgesellschaft
 Sp. 11: Arrhenatheretum
 Sp. 12: Chrysanthemo-Rumicetum
 Sp. 13: *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Ges.
 Sp. 14: Cynosuro-Lolietum
 Sp. 15: *Lolium multiflorum*-Ges.
 Sp. 16: Diantho-Armerietum
 Sp. 17: *Plantago major-Trifolium repens*-Ges.

Spalten-Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Anzahl der Aufnahmen		11	6	11	21	14	11	29	13	13	19	8	14	20	29	7	9	11
naturraumtypische Arten (Stetigkeit >10%)		1	0	1	1	2	4	7	2	5	1	2	1	2	0	1	4	0
RL -Arten Niedersachsen (Stetigkeit >10%)		0	1	3	1	1	7	11	1	4	3	4	3	1	1	1	17	0
	3F <i>Agrimonia eupatoria</i>	I
	3 <i>Agrimonia procera</i>	I
	3 <i>Allium scorodoprasum</i>	II	I	.
	3 <i>Armeria elongata</i>	+	.	.	.	IV	.
	3 <i>Artemisia campestris</i>	II	.
	3 <i>Caltha palustris</i>	.	.	II	.	.	II	I	.	.	II
	2F <i>Campanula patula</i>	+	.	.	III
x	4 <i>Cardamine parviflora</i>	.	.	+
x	3 <i>Carex ligerica</i>	I	.
	3 <i>Carex panicea</i>	r
x	3 <i>Carex praecox</i>	I	.	I	+	r	.	.	II	.
x	3 <i>Carex vulpina</i>	+	.	V	.	.	II	II	+	+	I
	3 <i>Carum carvi</i>	r
	3B <i>Centaurium pulchellum</i>	r
x	4 <i>Cerastium dubium</i>	.	.	.	I
x	2 <i>Cnidium dubium</i>	.	.	+	.	.	III	V	V	III
x	<i>Cruciata laevipes</i>	I
x	<i>Cuscuta europaea</i>	+
	2 <i>Dianthus carthusianorum</i>	II	.
	3 <i>Dianthus deltoides</i>	r	III	.
	3B <i>Eleocharis uniglumis</i>	.	I	III	r	.	II	I
x	3F <i>Eryngium campestre</i>	III	.
x	2 <i>Galium boreale</i>	+	.	.	+
	3F <i>Galium verum</i>	+	.	I	.	+	.	II	II	+	r	I	V	.
	2 <i>Gratiola officinalis</i>	+	r
x	3F <i>Inula britannica</i>	+	.	.	r	.	+	.	+	.	.	.	+	r
x	2F <i>Lathyrus palustris</i>	V
x	3 <i>Leonurus marabaistrum</i>	+
x	2 <i>Mentha pulegium</i>	.	.	+
	3 <i>Myosurus minimus</i>	+
x	3F <i>Oenanthe fistulosa</i>	.	.	+	+
	2F <i>Potentilla neumanniana</i>	II	.
x	2F <i>Pulicaria vulgaris</i>	.	.	.	r
	3F <i>Ranunculus bulbosus</i>	IV	.
	2F <i>Ranunculus sardous</i>	I	.	.	+
x	<i>Rorippa x anceps</i>	+
x	<i>Rumex thyrsiflorus</i>	I	.	+	.	II	.	II	II	I	.	III	IV	I	.	I	III	.
x	3 <i>Sanguisorba officinalis</i>	I	.	I	.	.	.	r
	2 <i>Saxifraga granulata</i>	+
x	2 <i>Scutellaria hastifolia</i>	r
	3 <i>Sedum reflexum</i>	III	.
	3F <i>Sedum sexangulare</i>	II	.
	3 <i>Senecio aquaticus</i>	.	.	+	.	.	I	I	.	.	I
	2 <i>Serratula tinctoria</i>	I
x	2 <i>Silaum silaus</i>	V
x	3 <i>Thalictrum flavum</i>	.	.	+	.	.	.	II	+	.	+

Fortsetzung Tabelle 8.2

Spalten-Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
	2F	<i>Thymus serpyllum</i>	II	.
	4	<i>Tragopogon pratensis</i>	I
	2B	<i>Trifolium fragiferum</i>	r	.	.	.
x	3	<i>Veronica longifolia</i>	I	.	.	II
	2F	<i>Veronica spicata</i>	II	.
	3F	<i>Vicia lathyroides</i>	+	.	.	II	.
	3	<i>Viola canina</i>	I	.
x	2F	<i>Viola persicifolia</i>	I
x		<i>Xanthium albinum</i>	+	.	.	r

Das Chrysanthemo-Rumicetum weist zwar einige Arten der Roten Listen auf, allerdings nur wenige der naturraumtypischen Arten. Das gleiche gilt für die Bestände der Molinietalia-Basalgesellschaft. Besonders viele gefährdete aber ebenfalls wenige naturraumtypische Arten sind im Diantho-Armerietum zu finden.

Die Übersicht über das Vorkommen von Zielarten in den Äckern des Untersuchungsgebietes zeigt deutlich, dass sie für den Naturschutz von untergeordneter Bedeutung sind (DIERKING 1992: 27). Eine Ausnahme machen qualmwasserbeeinflusste Äcker, die periodisch unter Wasser stehen, und auf denen sich im Zuge des Abtrocknens Pionierarten wechsellasser Standorte (*Elatine alsinastrum*, *Juncus tenageia* u.a.; KALLEN 1995) etablieren können. Hinzu treten weitere Nano-Cyperion-Arten, von denen einige auch auf anderen wechsellassen Standorten außerhalb der Äcker vorkommen.

Eine zweite Gruppe von gefährdeten Ackerarten ist auf sandigen und sandig-lehmigen Standorten in den Talsandgebieten und auf der Geest zu finden. Hier sind es vor allem *Aperion spicae-venti*-Arten. Gefährdete Arten toniger und lehmiger Böden, vor allem des Caucalidion, sind hingegen in der Unterzahl.

Außerhalb der landwirtschaftlich genutzten Biotope sind es vor allem die Uferbereiche mit Pioniervegetation, Spülsäumen und Uferstaudenfluren, in denen viele Zielarten zu finden sind. Unter den gehölzbetonten Biotopen haben Hart- und Weichholzauwälder die größte Bedeutung.

Bisher erfolgte die Bewertung der Biotoptypen alleine unter dem Gesichtspunkt der an sie gebundenen Pflanzenarten. Betrachtet man den Biotoptyp an sich als schutzwürdigen "Überorganismus", so kann man auch hier sowohl gefährdete und naturraumtypische Typen nennen.

Die Gefährdung der Pflanzengesellschaften des Grünlandes kann anhand der derzeit diskutierten Fassung der Roten Liste der gefährdeten Pflanzengesellschaften in Deutschland beurteilt werden (BFN 2000) (siehe Tabelle 8.3).

Tabelle 8.3: Gefährdung der Pflanzengesellschaften des Grünlandes (BFN 2000)

(2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste; * = derzeit nicht gefährdet; ** = nicht gefährdet; - = keine Angabe)

Pflanzengesellschaft	Gefährdung	
	Flachland	BRD
Phalaridetum	*	*
Glycerietum maximae	**	**
Caricetum vulpinae	3	3
Ranunculo-Alopecuretum	V	V
<i>Elymus repens-Alopecurus prat.</i> -Ges.	-	-
<i>Lathyrus palustris</i> -Ges.	-	-
Cnidio-Deschampsietum	2	2
Cnidio-Deschampsietum verarmit	-	-
<i>Silaum silaus</i> -Ges.	2	3
Molinietalia-BasalGes.	-	-
Chrysanthemo-Rumicetum	2	3
Arrhenatheretum	3	3
<i>Ranunculus rep.</i> - <i>Alopecurus prat.</i> -Ges.	*	*
<i>Lolium multiflorum</i> -Ges.	-	-
Cynosuro-Lolietum	3	3
<i>Plantago major-Trifolium repens</i> -Ges.	**	**
Diantho-Armerietum	*	*

Da es keine Verbreitungsatlanen für Biotoptypen gibt, ist die Ableitung naturraumtypischer Biotoptypen methodisch nicht so konsequent möglich wie bei den Pflanzenarten. Man kann jedoch davon ausgehen, dass all jene Biotoptypen, die an die besonderen Standortbedingungen der Talauen - Überflutung, Sedimentation und Erosion, Qualmwasser, Binnendünenbildung - gebunden sind, die Talaue im besonderen Maße repräsentieren (siehe Tab. 8.4). Des Weiteren gibt die Tabelle 8.4 einen Überblick über ihre Gefährdung. Als Bezugsgrundlage dienen hier die von DIERKING (1992) abgegrenzten Biotoptypen. Die Gefährdung wurde dabei aus der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen abgeleitet (DRACHENFELS 1996).

Biotoptypen, die weder als gefährdet noch als naturraumtypisch einzuschätzen sind, blieben in der Darstellung unberücksichtigt.

Zu den bereits aus Sicht des Artenschutzes genannten bedeutsamen Lebensräumen müssen entsprechend dieser synoptischen Betrachtung noch alle naturnahen Wälder, insbesondere die Feuchtwälder, hinzugerechnet werden. Ebenfalls hohe Bedeutung ist den offenen Binnendünen und den Hoch- und Übergangsmooren zuzubilligen. Für die verbleibenden Biotoptypen entspricht die Einschätzung ihres Schutzwertes der Betrachtung in Kapitel 8.1.

Tabelle 8.4: Übersicht über die gefährdeten und naturraumtypischen Biotoptypen des Untersuchungsgebietes

Biotoptyp-/Vegetationstyp	naturraumtypisch	gefährdet¹⁹
Mesophiler Buchenwald		2
Bodensaurer Buchenwald		2
Bodensaurer Eichen-Mischwald		2
Eichenmischwald armer trockener Sandböden		2
Mesophiler Eichen-Mischwald		2
Hartholzauwald	•	1
Weiden-Auenwald	•	1
Erlen-Eschenwald der Auen und Quellbereiche	•	2
Erlen-Bruchwald	•	2
Birken- und Kiefern- Bruchwälder		2
Kiefernwald nährstoffarmer Sande		2
Gebüsche trockenwarmer Standorte	•	2
Feuchtgebüsch	•	2
Moor- und Sumpfgebüsch		2
Feldhecke		2
Bach	•	in Teilen 1
Mäßig ausgebauter Fluss		1
Nährstoffarmes Stillgewässer		1
Altwasser	•	2
Nährstoffreiches Stillgew. natürlicher Entstehung (Bracks, Qualmgewässer)	•	2
Seggen-, Binsen Hochstaudensumpf, flächiges Röhricht	•	2
Uferstaudenfluren, Spül- und Röhrichtsäume	•	2
Pioniervegetation wechsellasser Standorte	•	2
Naturnahes Hoch- oder Übergangsmoor		1
Wollgras-Stadium von Hoch- und Übergangsmoor		2
Sand-Zwergstrauchheide		2
Sand-Magerrasen (incl. Diantho-Armerietum)	•	2
Offene Binnendüne	•	1
Acker und Ackerbrachen		in Teilen 2

8.3 Umweltqualitätsziele

Die Ziele des Leitbildes "Vielfalt" lassen sich grob zu drei Oberzielen zusammenfassen.

- Erhalt von Rahmenbedingungen und Strukturen, die für die Vielfalt innerhalb der Region entscheidend sind
- Vermeidung oder Minimierung aller negativen Einflüsse aus der Region auf die Vielfalt in anderen Gebieten
- Direkter Schutz von Zielarten und -gesellschaften

Zunächst sind also einige allgemeine Ziele zu nennen, die unabhängig vom Biotoptyp und der Nutzung Gültigkeit haben. Sie orientieren sich an Faktoren, die innerhalb der Mehrzahl der Biotoptypen oder innerhalb von Biotoptypenkomplexen Gültigkeit haben. Daraus leiten sich die nachfolgenden Umweltqualitätsziele ab:

¹⁹ Einstufung "gefährdet" erfolgte nach DRACHENFELS 1996 für Biotoptypen, die in Niedersachsen „von vollständiger Vernichtung bedroht bzw. sehr stark beeinträchtigt“ (1) oder „stark gefährdet bzw. stark beeinträchtigt“ (2) sind.

UQZ: Erhalt der reliefbedingten Standortvielfalt

UQZ: Erhalt der auentypischen Ökotope von feucht zu trocken

UQZ: Erhalt der auentypischen Sedimentations- und Erosionsdynamik und Schutz der daran angepassten Arten

Die genannten Umweltqualitätsziele sind auf den Erhalt der Vielfalt innerhalb des Betrachtungsraumes ausgerichtet. Aber auch der Einfluss auf Lebensräume außerhalb der Region muss berücksichtigt werden. An der unteren Mittelelbe handelt es sich hierbei vor allem um die negative Wirkung der erhöhten Nährstofffracht auf die Ökosysteme der Nordsee. Ein weiteres Umweltqualitätsziel lautet dementsprechend:

UQZ: Reduktion der Nährstoffausträge ins Grundwasser und direkt in die Elbe auf ein Mindestmaß²⁰

Die Mehrzahl der Umweltqualitätsziele, die sich aus Sicht der Vegetationskunde formulieren lassen, beziehen sich auf den Schutz von Zielarten und -biotopen. Sie lassen sich aus den in den Kapiteln 8.1 und 8.2 angeführten Analysen ableiten:

UQZ: Schutz der Stromtal-Wiesen und ihrer Säume

UQZ: Schutz von Sandtrockenrasen, Heiden, Binnendünen und trocken warmer Säumen

UQZ: Schutz der Pioniervegetation der Ufer und der Uferstaudenfluren

UQZ: Schutz der Weichholzauwälder

UQZ: Schutz der Hartholzauwälder

UQZ: Erhalt von potenziellen Standorten für die Pioniervegetation wechsellasser Äcker

UQZ: Schutz der Hochmoore

UQZ: Schutz von Feuchtgrünland und artenreicher Flutrasen

UQZ: Schutz des mesophilen Grünlandes, insbesondere der Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen

UQZ: Schutz naturnaher Waldgesellschaften, insbesondere der Feuchtwälder

UQZ: Schutz der Ackerbegleitflora sandiger und lehmig-sandiger Standorte

Zu den schutzwürdigen Landschaftsbestandteilen sollten neben den Biotoptypen, die aufgrund ihrer Artenzusammensetzung, ihrer Gefährdung und ihrer Repräsentanz für den Naturraum zu nennen sind, solche gestellt werden, die die Nutzungsgeschichte des Raumes besonders widerspiegeln.

²⁰ Mit diesem Umweltqualitätsziel setzt sich ARUM (2000) eingehend auseinander.

UQZ: Schutz von landschaftstypischen Nutzungsformen (Marschhufenlandschaft, Kopfbäume, Hudelandschaft)

8.4 Umweltqualitätsstandards

Aus Sicht des biotischen Naturschutzes lassen sich, unter den in Kapitel 7.1 genannten Vorbehalten, zwei Formen von Umweltqualitätsstandards benennen. Zunächst kann das Ziel selbst als Standard fungieren. Als Beispiel wäre das Ziel "Schutz der Stromtal-Wiesen" auf einer Fläche erfüllt, wenn die in Kapitel 4.1 genannte Kennartenkombination aufträte. Diese Kennartenkombination entspräche dann dem Umweltqualitätsstandard. Die vorgelegte Typisierung kann innerhalb des Grünlandes dementsprechend als Standard oder Referenzzustand für die Umweltqualitätsziele gelten. Außerhalb des Grünlandes sei vor allem auf die Abgrenzungen der Biotoptypen von DRACHENFELS (1994) verwiesen. Eine Operationalisierung oder gar Quantifizierung der Standards in diesem ersten Sinne ist gerade in so dynamischen Lebensräumen wie den Talauen aufgrund der hohen Variabilität äußerst schwierig. Minimale Arten- oder Kennartenzahlen sind über das Maß einer systematischen Typisierung hinaus nicht zu benennen. Auch die Frage nach der Flächengröße von Zielgesellschaften lässt sich nicht eindeutig klären. Nach oben sind hier keine Grenzen gesetzt. Solange kein anderes Schutzziel zurück stecken muss, kann es aus Sicht des Naturschutzes nicht zu viele Stromtal-Wiesen geben. Eine minimale Flächengröße und Anzahl im Gebiet lässt sich nur schwer bestimmen. Fundierte Untersuchungen zu Minimalarealen liegen derzeit nur für sehr wenige Arten (vor allem Tiere) vor (HORLITZ 1994).

Die zweite Form der Umweltqualitätsstandards bezieht sich nicht auf den Zielzustand selbst, sondern auf die notwendigen Rahmenbedingungen. Hier können Grenzwerte in der, zum Beispiel aus dem Grundwasserschutz schon seit Jahren bekannten, Art und Weise benannt werden.

Aber auch hier ist es in dynamischen Ökosystemen schwierig, die wichtigen Regelgrößen zu parametrisieren. Bei Schwankungen von viereinhalb Metern lassen sich kaum minimale Grundwasserflurabstände benennen. Etwas einfacher ist dieses schon bei der Überflutungsdauer. Hier kann man als Beispiel für die Brenndolden-Wiesen eine mittlere jährliche Überflutung von 43 bis 100 Tagen im Jahr als Standard annehmen. Aber auch dieser UQS ist aufgrund der großen Spannweite eigentlich in der Praxis nicht als überprüfbarer Grenzwert geeignet. Die Nutzung, die sich als zentrales Element in der Vegetationsdifferenzierung herausgestellt hat, kann schon gar nicht in das Korsett eines Messwertes gepresst werden.

Das gleiche gilt für die Dynamik der Erosions- und Sedimentationsprozesse. Nach JAX (1999: 249) ist die Artenvielfalt bei mittlerer Störung am größten. Aber wie will man eine "mittlere Störung" quantifizieren?

Der einzige Parameter, der wirklich den Anforderungen eines Grenzwertes gerecht wird ist der Phosphat-Gehalt. Oberhalb von 17 mg $P_2O_5/100ml$ im Oberboden treten keine artenreichen Grünlandbestände mehr auf. Dieser Wert könnte also als UQS dienen.

Alles in Allem bleibt die Benennung von Umweltqualitätsstandards jedoch unbefriedigend. Das wirft die Frage auf, ob es nicht sinnvoller ist, bei den biotischen Schutzgütern weitgehend auf ein zwanghaftes Quantifizieren zu verzichten und lieber beschreibend Zielzustände (UQZ) und daraus resultierende (Pflege-) Maßnahmen darzustellen.

8.5 Prioritätensetzung innerhalb des Leitbildes Vielfalt

Für die Beschreibung des Leitbildes und vor allem für die Formulierung flächenbezogener Entwicklungsziele ist eine ungewichtete Aneinanderreihung von Umweltqualitätszielen unzureichend. Zwischen den einzelnen Zielen müssen Prioritäten gesetzt werden.

Hierbei muss eine Besonderheit des Arten- und Biotopschutzes berücksichtigt werden. Im Gegensatz zu Umweltqualitätszielen und -standards aus Sicht des Wasser- und Bodenschutzes sind die Ziele des biotischen Naturschutzes nicht immer eindeutig ableitbar. Oft gibt es für eine Fläche mehrere denkbare Entwicklungsrichtungen, die im Sinne des biotischen Naturschutzes sind, die aber nur eines der genannten Umweltqualitätsziele verwirklichen. Manches Mal sind zum Erreichen unterschiedlicher Ziele widersprüchliche Maßnahmen erforderlich. Nicht selten ist es unmöglich, mehr als ein Ziel auf einer Fläche zu erreichen.

Als Beispiel mag ein geradezu klassischer Konflikt dienen. Will man einen degenerierten Grünlandbestand wieder in eine pflanzenartenreiche Feuchtwiese zurückführen, so ist in der Regel eine Aushagerung des Standortes unumgänglich. Hierzu ist wenigstens in den ersten Jahren eine mehrmalige, frühzeitige Mahd erforderlich, um möglichst viele Nährstoffe über das Schnittgut zu entziehen (siehe auch Kap. 6.3.2). Aus Sicht des ornithologischen Naturschutzes ist jedoch gerade die frühe Mahd während der Brutphase der Wiesenbrüter abzulehnen.

Derartige Konflikte lassen sich nur durch eine klare Prioritätensetzung auflösen, bei der vorzeitig geklärt wird, welches Ziel auf der jeweiligen Fläche verwirklicht werden soll.

Im Rahmen der Leitbildentwicklung müssen also die folgenden Fragen beantwortet werden:

- In welche Richtung soll eine Fläche entwickelt werden, die in ihrem derzeitigen Zustand nicht den Zielen des Naturschutzes entspricht, aber ein Entwicklungspotenzial in mehrere Richtungen aufweist?
- Welche Ziele haben Priorität, wenn sich Ziele aus Sicht der Vegetationskunde und z.B. des ornithologisch orientierten Naturschutzes widersprechen?

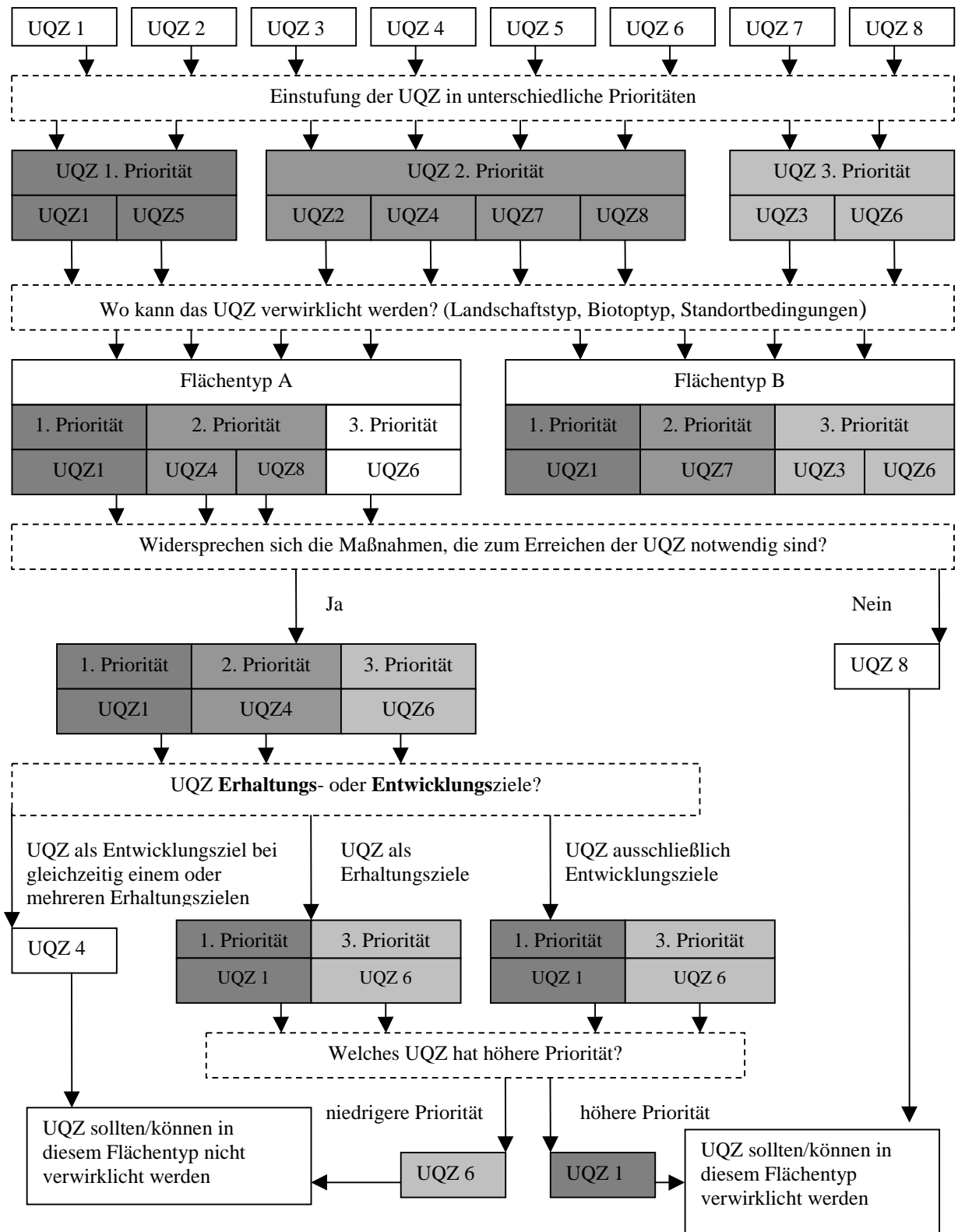


Abbildung 8.3: Ablaufschema des Abwägungsprozesses bei der Zielfindung im Leitbild Vielfalt

Zur Festlegung, welches Ziel wo den Vorrang hat, ist ein komplexer Abstimmungsprozess notwendig. Die Abbildung 8.3 gibt einen - stark schematisierten - Überblick über den Ablauf dieses Prozesses. Der erste notwendige Arbeitsschritt ist die Einordnung der Umweltqualitätsziele in Prioritätenstufen. Als Bewertungsmaßstab sollten hierbei die naturräumliche Eigenart und die Gefährdung dienen, wobei ersterem der Vorrang zu gewähren ist.

Im weiteren Vorgehen werden Flächentypen umrissen, auf denen die jeweiligen Umweltqualitätsziele verwirklicht werden können und sollen. Die Abgrenzung dieser Typen orientiert sich an der Gliederung der Landschafts- und Biototypen. Ergänzend sind notwendige Standortfaktoren (Trophie, Hydrologie, Nutzung etc.) oder Rahmenbedingungen (Nähe zu anderen Biotopen, Störungsarmut) zu nennen.

Anschließend wird für die in Frage kommenden Umweltqualitätsziele geklärt, ob sich die notwendigen Maßnahmen widersprechen oder nicht.

Sind keine widersprechenden Maßnahmen notwendig, so kann bzw. sollte das betreffende UQZ auf der Fläche verwirklicht werden. Im andren Fall ist ein weiterer Abwägungsgang notwendig. Nun sind drei Fälle denkbar:

1. Für den betrachteten Flächentyp kommen sowohl Erhaltungs- als auch Entwicklungsziele in Frage.
2. Für den betrachteten Flächentyp kommen nur Entwicklungsziele in Frage.
3. Für den betrachteten Flächentyp kommen nur Erhaltungsziele in Frage.

Im ersten Falle haben Erhaltungsziele Priorität. Die Entwicklungsziele können bzw. sollten nicht verwirklicht werden.

Bei den beiden anderen Möglichkeiten erfolgt die Entscheidung, welches UQZ umgesetzt werden soll anhand der eingangs vorgenommenen Prioritätensetzung.

8.6 Maßnahmen im Rahmen des Leitbildes Vielfalt

Entsprechend der bisherigen Ausführungen resultiert die Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet vielfach aus dem kleinflächigen Standortmosaik und zumindest im überfluteten Bereich aus der Sedimentations- und Erosionsdynamik der Elbe. Deshalb ist eine Grundforderung aus Sicht des vegetationskundlichen Naturschutzes hier nicht (weiter) nivellierend einzugreifen. Das Relief sollte nicht weiter eingeebnet werden. Wasserbauliche Maßnahmen zur Niedrigwasserregulation oder zum Kappen der Hochwasserspitzen (Buhnen, Leitwerke, Staustufen etc.) sollten unterbleiben. Ein Rückbau wäre dahingehend wünschenswert, wenn auch sicherlich nur in Teilbereichen umsetzbar.

Darüber hinaus sind zum Erhalt von Zielarten und -biototypen spezielle Pflegemaßnahmen notwendig. Die aus vegetationskundlicher Sicht notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung der Stromtal-Wiesen und der Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen wurden bereits in Kapitel 6.2

eingehend beschrieben und begründet. Für die anderen Umweltqualitätsziele sollen sie hier kurz umrissen werden (siehe auch Tab. 8.5).

Tabelle 8.5: Übersicht über die Pflegemaßnahmen im Rahmen des Leitbildes Vielfalt

Ziel	Maßnahme
Erhaltung von Stromtal-Wiesen	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung (auch keine P,K Grunddüngung) – 2-schürige Mahd; 2. Schnitt ab 1.9. – keine Nachweide – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich – keine Meliorationen, keine Entwässerung; Dränagen/ Entwässerungsgräben ggf. zurückbauen
Entwicklung von Stromtal-Wiesen	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung (auch keine P,K Grunddüngung) – 2-schürige Mahd – eventuell in den ersten Jahren je nach Aufwuchs bis zum Erreichen der Aushagerung auch 3 Schnitte, dann 2. Schnitt ab 1.9.²¹ – keine Nachweide – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich – keine Meliorationen, keine Entwässerung; Dränagen/ Entwässerungsgräben ggf. zurückbauen
Schutz von Sandtrockenrasen	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung – extensive Beweidung, Besatzdichte < 1,4 GVE/ha oder 2-schürige Mahd – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich
Schutz von artenreichen Feuchtweiden und Flutrasen	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung – extensive Beweidung, Besatzdichte < 1,4 GVE/ha – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich – keine Meliorationen, keine Entwässerung; Dränagen/ Entwässerungsgräben ggf. zurückbauen
Erhaltung artenreicher Feuchtgrünlandreste (feuchte Ränder)	<ul style="list-style-type: none"> – in Teilflächen: – keine Düngung – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich – keine Meliorationen, keine Entwässerung; Dränagen/ Entwässerungsgräben ggf. zurückbauen
Schutz von Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung (auch keine P,K Grunddüngung) – 2-schürige Mahd – kein Grünlandumbruch; Über-/ Schlitzsaat nicht möglich
Schutz des sonstigen mesophilen Grünlandes	<ul style="list-style-type: none"> – extensive Beweidung, Besatzdichte < 1,4 GVE/ha oder 2-schürige Mahd – keine Düngung – kein Grünlandumbruch; keine Schlitz-/ Übersaat
Schutz von Pioniervegetation wechsellasser Äcker	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung – Umbruch im Herbst – kein vorzeitiges Umbrechen nach Hochwasserereignissen
Schutz der Ackerbegleitflora sandiger und lehmig-sandiger Äcker	<ul style="list-style-type: none"> – keine Düngung – kein PSM-Einsatz

8.6.1 Schutz von Sandtrockenrasen und trocken warmen Säume

Genau wie bei den Stromtal-Wiesen ist die Reduktion der Nährstoffzufuhr eine der zentralen Forderungen zum Schutz der Sandtrockenrasen und Heiden. Eine Düngung sollte unbedingt unterbleiben. Zum Offenhalten eignet sich sowohl die Mahd als auch die Beweidung. Da Sandtrockenrasen im Untersuchungsgebiet meist sehr kleinflächig auftreten ist eine Integration in die Nutzung der umliegenden Flächen sinnvoll. An den Rändern der

²¹ Zu den Mängeln fixer Schnittzeitpunkte siehe 6.2.

Trockenrasen ist eine Versaumung wünschenswert. Solche nur alle paar Jahre gemähten Säume entlang von Grünlandökosystemen haben vor allem für die Fauna einen besonders hohen Wert. Deshalb sollten sich Schnittzeitpunkte und Schnittfrequenzen dieser Säume auch an den Bedürfnissen der faunistischen Zielarten ausrichten (siehe HILDEBRANDT 2000).

Nehmen die Sandtrockenrasen größere Bereiche ein, so ist eine extensive Beweidung zu befürworten. Die Besatzdichte sollte in diesem Falle unter 1,4 GVE/ha²² liegen. Da in den Trockenrasen des Untersuchungsgebietes eine Reihe von dornigen Pflanzen auftreten (*Ononis spinosa*, *Eryngium campestre*, *Rosa spec. u.a.*), entsteht unter dieser Nutzung eine hudeartige Vegetationsstruktur, in der Säume und weiche Übergänge zwischen intensiv genutzten und ungenutzten Bereichen automatisch entstehen.

8.6.2 Feuchtgrünland und artenreiche Flutrasen

Die Maßnahmen zum Schutz des Feuchtgrünlandes und der artenreichen Flutrasen (Molinietalia-Basalgesellschaft, *Ranunculo-Alopecuretum geniculati*, *Caricetum vulpinae*) gliedert sich in zwei Teile. Dort, wo noch ganze Schläge oder doch große Flächen von diesen Vegetationstypen eingenommen werden, sollten eine extensive Beweidung mit einer Besatzdichte von weniger als 1,4 GVE/ha ohne Düngung erfolgen. Der Beweidung ist hier den Vorzug gegenüber der Mahd zu geben, da aufgrund des Viehtrittes ein bewegtes Relief entsteht. Dieses weideinduzierte Bult-Schlenken-Mosaik weisen eine sehr hohe Standortvielfalt und daraus resultierend auch Artenvielfalt auf (VOSS 1999).

Auch auf intensiv beweideten Schlägen finden sich z.T. noch artenreiche, feuchte Randzonen. Die optimale Pflege aus Sicht des Naturschutzes wäre ebenfalls eine extensive Beweidung ohne Düngung. Dort, wo dieses nicht möglich ist, sollten die artenreichen, feuchten Ecken wenigstens ungedüngt bleiben. Ein Auszäunen und Verbrachen ist nicht im Sinne des vegetationskundlichen Naturschutzes, da damit die verbliebenen Feuchtgrünlandarten verschwinden würden. Die Flächen würden somit nicht nur an aktuellem Wert sondern auch an Entwicklungspotenzial verlieren.

Umbruch, Über- oder Schlitzsaat sollten sowohl in artenreichem Feuchtgrünland als auch in den kleinen feuchten Ecken unterbleiben, da sie sich negativ auf die Artenvielfalt auswirken. Auf die Frage der Wiedervernässung wurde in Kapitel 6.3.2 eingegangen.

8.6.2 Sonstiges mesophiles Grünland

Relativ selten finden sich im Binnendeich-Stromland artenreiche Ausprägungen des *Cynosuro-Lolietum* oder der *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft, die weder zu den Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen noch zu den Feuchtweiden zu rechnen

²² Der Wert von 1,4 GVE/ha ist nicht empirisch abgeleitet sondern orientiert sich an den derzeit bestehenden Extensivierungsprogrammen.

sind. Für derartige Bestände, wie auch für die artenreicheren Glatthafer-Wiesen ist eine extensive Bewirtschaftung ohne Düngung zu empfehlen.

Umbruch, Über- und Schlitzsaat sollten auch hier unterbleiben.

8.6.4 Pioniervegetation wechsellasser Äcker

Auf wechsellassen Äckern treten im Untersuchungsgebiet vereinzelt Pionierfluren mit seltenen und gefährdeten Pflanzenarten auf. Hier sollte entgegen der Forderungen seitens des Bodenschutzes eine extensive Ackernutzung erfolgen.

Potenzielle Flächen sollten im Herbst beackert werden. Eine Düngung sollte unterbleiben. Kommt es zu einer Überflutung und damit zum Auftreten der Zielvegetation, so sollten die Flächen nicht, wie sonst üblich, gleich umgebrochen werden, sondern der Lebenszyklus der Pionierarten abgewartet werden (KALLEN 1995: 371). Gegebenenfalls ist in solchen Jahren dann keine Nutzung der Flächen möglich.

8.6.5 Schutz der Ackerbegleitflora sandiger und lehmig-sandiger Standorte

Der Schutz der Ackerbegleitflora sandiger und lehmig-sandiger Standorte ist ein untergeordnetes Ziel in der Elbtalaue. Da dem Autor der vorliegenden Arbeit keine flächenbezogenen Daten über das Vorkommen gefährdeter Ackerarten vorliegen, sind keine Aussagen mit Raumbezug möglich. In der Region wäre es wünschenswert, wenn etwa 10 % der sandigen Ackerfläche zum Schutz der Wildkräuter nicht gedüngt und mit Pflanzenschutzmitteln behandelt würden.

8.6.6 Kopfbäume

Neben der Pflege von Kopfbäumen ist auch die Neuanpflanzung von Solitärgehölzen oder kleineren Gehölzinsel aus Sicht des Naturschutzes wünschenswert. In Weiden sollten solche Anpflanzungen in den ersten Jahren ausgezäunt werden. Bei der Anlage ist darauf zu achten, dass keine artenreichen Stromtal-Wiesen zur Bepflanzung ausgewählt werden. Nach HOBOM (1998: 86ff) sind im Schatten von Kopfbäumen vor allem artenarme Queckenfluren und nur selten Brenndolden-Wiesen zu finden. Diese sind dann eher der artenarmen Ausprägung zuzurechnen.

8.7 Leitbilder für die Landschaftstypen

Im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens "Leitbilder des Naturschutzes" entstanden aus dem oben beschriebenen Abwägungsprozess für jeden Landschaftstyp Entscheidungsschlüssel, um die jeweils relevanten Ziele darzustellen. Diese Schlüssel wurden in Zusammenarbeit mit Herrn Jörn HILDEBRANDT (Universität Bremen; Fauna) entwickelt. Da eine sektorale Auskopplung des Beitrages der Vegetationskunde wenig sinnvoll ist, sind die gemeinsam erarbeiteten Schlüssel in den Abbildungen 8.4-8.7 dargestellt. Die Bedeutung der

einzelnen Umweltqualitätsziele und das eigentliche Leitbild aus Sicht der Vegetationskunde soll für die einzelnen Landschaftstypen im folgenden beschrieben werden.

8.7.1 Außendeich-Stromland und Vorland der Nebenflüsse

Der Bestimmende Faktor im Außendeich-Stromland ist die Überflutung mit den daraus resultierenden Erosions- und Sedimentationsprozessen. Dementsprechend ist hier das zentrale Umweltqualitätsziel eine größtmögliche Überflutungsdynamik. Alle Maßnahmen, die zu einer Regulierung des Hochwassergeschehens führen, sollten auf ein Mindestmaß reduziert werden. Insbesondere gilt dieses für alle wasserbaulichen Eingriffe, die Hochwasserspitzen kappen sollen²³.

In Teilbereichen ist eine un gelenkte Vegetationsentwicklung anzustreben. Hier soll vor allem jenen Arten eine Entwicklungsmöglichkeit gegeben werden, die an die sich immer wieder verändernden Standortbedingungen angepasst sind. Dieser Sukzessionsbereich sollte groß genug gewählt werden, so dass dynamische Veränderungen nebeneinander möglich sind und alle Überflutungszonen umspannen. Er sollte aktuell möglichst wenige Werte der Kulturlandschaft aufweisen.

Da die Vielfalt der unterschiedlichen Vegetationstypen im Außendeich-Stromland vor allem aus dem bewegten Relief resultiert, ist dieses auf jeden Fall zu erhalten.

Entlang des direkten Elbufers sollte ein etwa 30 m breiter ungenutzter Streifen aus Pioniervegetation, Uferstaudenfluren und Weichholzauwäldern entstehen. Dieser Streifen dient neben dem Schutz der Vegetation vor allem auch der Ausbreitung des Bibers. Zudem können so Nährstoffeinträge in die Elbe vermindert werden. Die wenigen bestehenden Hartholzauwälder sollten erhalten und ausgedehnt werden.

Landwirtschaftliche Nutzung sollte im Außendeich-Stromlandes auf das Grünland beschränkt sein. Hier ist vor allem ein reliefabhängiges Mosaik aus Flutrasen, Stromtal-Wiesen, Strauß-Ampfer-Margeriten-Wiesen und Trockenrasen anzustreben. Im Kontakt zu ungenutzten Bereichen sollten sporadisch genutzte Säume geschaffen werden.

In Teilbereichen des Außendeich-Stromlandes ist eine extensive Weidehaltung wünschenswert. Hier sollten großflächige Weiden mit Hudestrukturen entstehen. Ziel sind dabei nicht artenreiche und stromtaltypische Wiesen, sondern ein vielfältiges Mosaik von stärker über schwächer beweideten Bereichen bis hin zu Verbuschungen mit Dornsträuchern. Für die Vorländer der Nebenflüsse gelten die Ausführungen gleichermaßen, wobei hier den Stromtal-Wiesen aufgrund der höheren Bedeutung des Landschaftstypes für deren Erhaltung (siehe Kap. 4.5) ein noch größeres Gewicht eingeräumt werden muss.

²³ Eine Vergrößerung des Retentionsraumes durch eine Deichrückverlegung ist dahingegen in der Regel im Sinne des Naturschutzes.

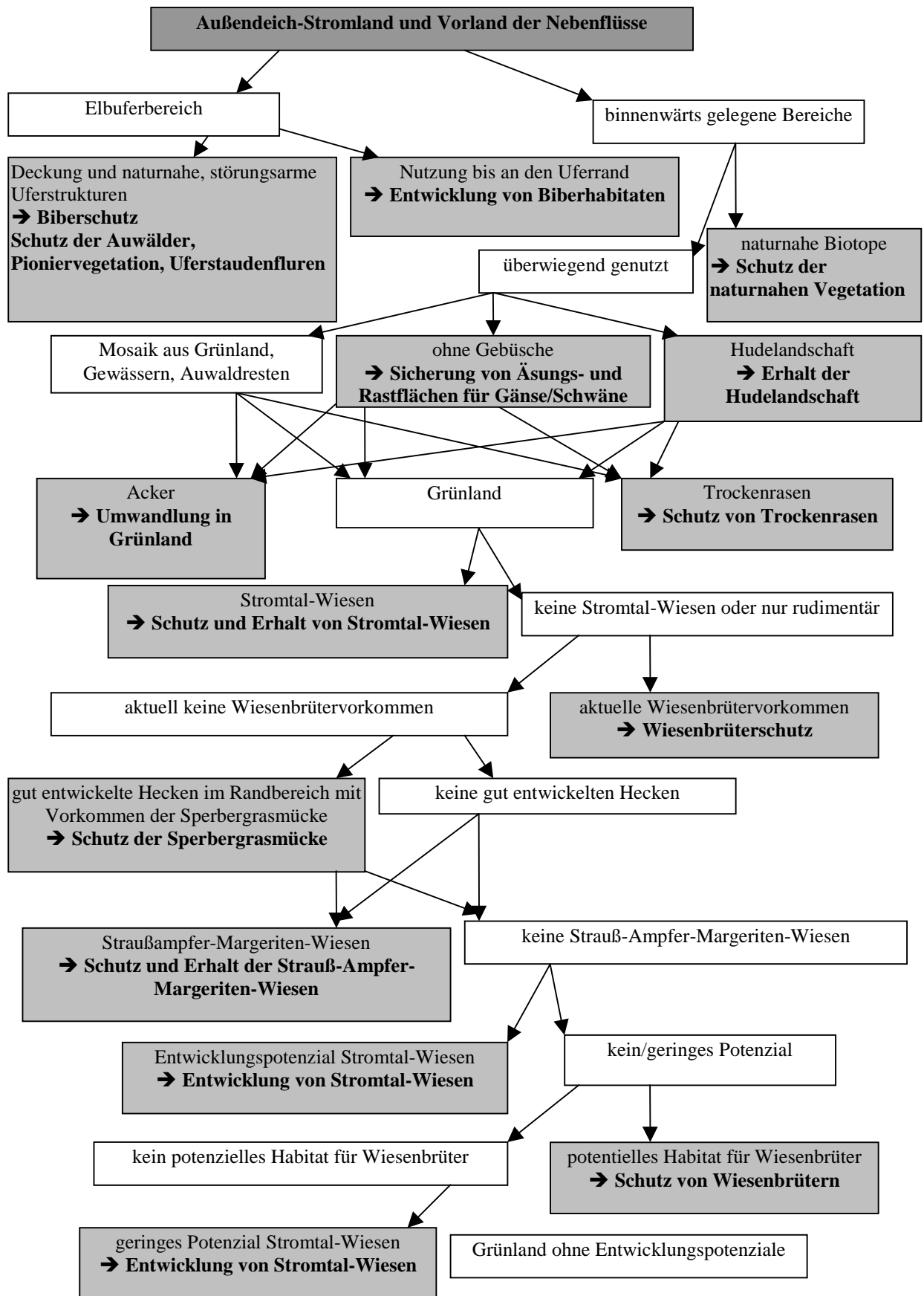


Abbildung 8.4: Entscheidungsschlüssel Außendeich-Stromland und Vorland der Nebenflüsse (Entwurf HILDEBRANDT & REDECKER in NNA 2000)

8.7.2 Binnendeich-Stromland

Auch im Binnendeich-Stromland ist das Relief des Grünlandes unbedingt zu erhalten. Allerdings ist dieses im Zuge von Meliorierung und Nutzungsintensivierung schon weitgehend eingeebnet. Einen gravierenden Eingriff in den Landschaftstyp stellt die Entwässerung der Standorte in den vergangenen Jahrzehnten dar. Die Entwässerung sollte zumindestens auf den Status-Quo eingefroren werden. Eine Wiedervernässung der Standorte ist in allen Nutzungstypen aus Sicht der Vegetationskunde unter den in Kapitel 6.3 gemachten Einschränkungen wünschenswert.

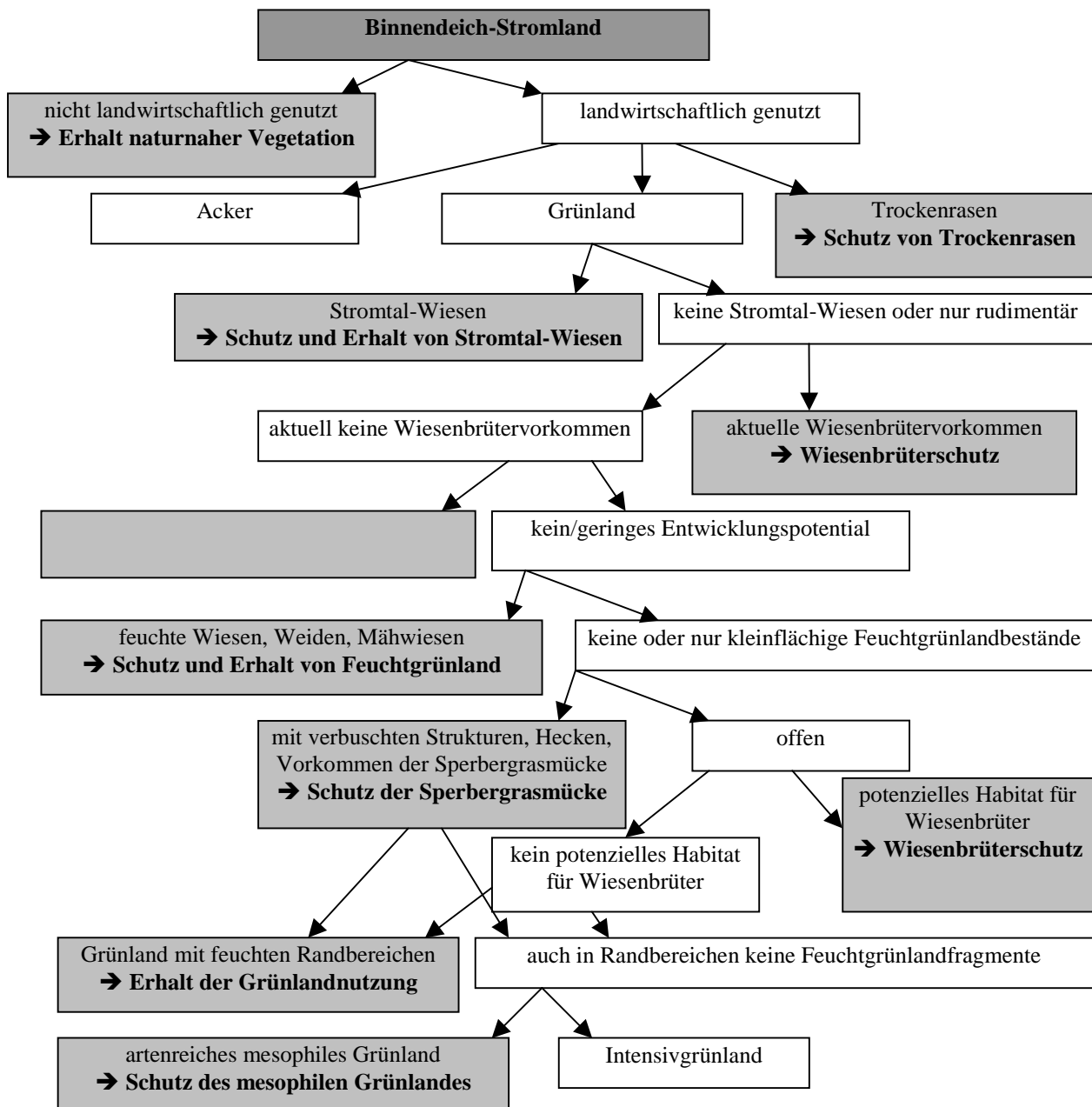


Abbildung 8.5: Entscheidungsschlüssel Binnendeich-Stromland
(Entwurf HILDEBRANDT & REDECKER in NNA 2000)

Aus Sicht des vegetationskundlichen Naturschutzes ist auch Binnendeichs eine Grünlandnutzung zu befürworten, allerdings nicht mit der Ausschließlichkeit, wie es für das Außendeich-Stromland zu fordern ist. Vielmehr sollten sogar einige Äcker erhalten bleiben, die periodisch mit nährstoffarmem Qualmwasser überflutet werden, um Pionierarten wechsellasser Standorte potenzielle Lebensräume zu geben.

Auf den Wiesen des Binnendeich-Stromlandes steht der Erhalt und die Entwicklung der Brenndolden-Wiesen im Vordergrund. In den Weiden sind es Feuchtweiden-Bestände und artenreiche Flutrasen, die erhalten bleiben sollten. Die relativ häufig auftretenden "feuchten Ecken" innerhalb des Intensivgrünlandes, die zum Teil noch artenreiche Feuchtgrünland-Fragmente enthalten, sollten auf jeden Fall weiterhin in der Nutzung verbleiben und nicht ausgezäunt werden. Eine Ausweitung solcher Bestände ist anzustreben.

Gewässer (Still- und Fließgewässer, Gräben etc.) sollten gegen einen Nährstoffeintrag aus den angrenzenden Nutzflächen durch einen mindestens 5 m breiten Streifen ohne Düngung abgeschirmt werden²⁴. Dort, wo entlang der jeweiligen Gewässer noch Feuchtgrünland (-Fragmente) zu finden sind, sollte die Grünlandnutzung erhalten bleiben. In anderen Bereichen ist eine langsame Verbuschung wünschenswert.

Die noch verbliebene traditionelle Marschhufenlandschaft sollte geschützt werden. Dabei sollten die Hecken verlängert und vor allem verbreitert werden. Eine Neuanlage von Hecken ist aufgrund der negativen Auswirkungen auf die Avifauna allenfalls in Teilbereichen anzustreben (siehe HILDEBRANDT 2000).

Naturnahe Wälder sind auf jeden Fall zu erhalten bzw. in Naturwälder ohne Nutzung zu überführen. Für die sonstigen Wälder und Forste ist eine Umwandlung in naturnahe Wälder anzustreben. Dieses gilt auch für die Wälder und Forste der folgenden Landschaftstypen.

8.7.3 Talsandgebiete

Mehr als die Hälfte der Talsandgebiete sind bewaldet. Innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen überwiegt der Ackerbau bei weitem. Auf diesen sandigen Äckern sollte die Ackerbegleitflora gefördert werden. Innerhalb des Grünlandes sehr kleinflächig auftretende, trockene oder nasse Bereiche mit artenreicher Vegetation sollten geschützt oder ausgedehnt werden.

8.7.4 Dünenfelder

Die drei im Untersuchungsgebiet auftretenden Dünenfelder sind fast flächendeckend bewaldet. In den verbleibenden Bereichen sind vor allem Trockenrasen und offene Sande anzutreffen. Eine Ausdehnung der Bestände wäre aus Sicht des Naturschutzes wünschenswert.

²⁴ Maßnahmen und Auflagen zum Schutz des Grund- und Oberflächenwasser vor Nährstoffeinträgen sind ARUM (2001) zu entnehmen.

8.7.5 Geestränder und -inseln

Auch die Geestränder und -inseln sind überwiegend bewaldet. Auf den grünlandwirtschaftlich genutzten Flächen treten kleinflächig Trockenrasen und Heiden auf, die auch weiterhin durch eine extensive Nutzung gepflegt werden sollten.

Auf sandigen Äckern der Geest ist wie auf jenen der Talsandflächen die Ackerbegleitflora zu erhalten und zu entwickeln.

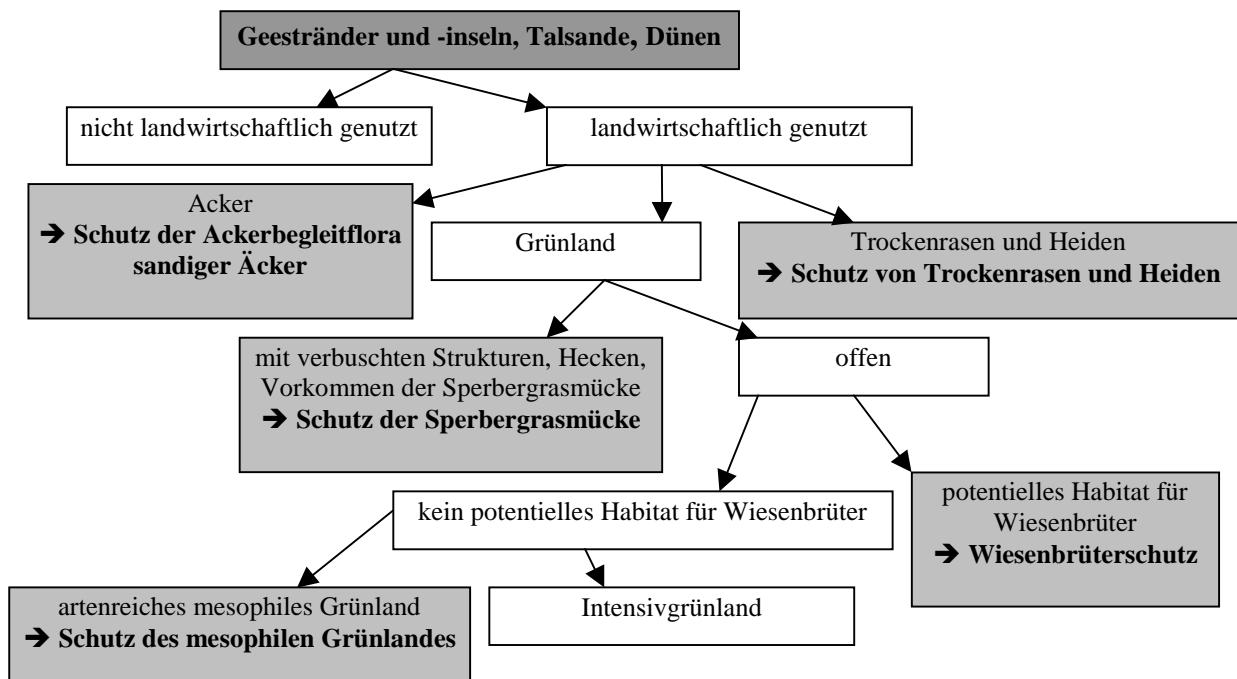


Abbildung 8.6: Entscheidungsschlüssel Geestränder und -inseln, Talsande und Dünen (Entwurf HILDEBRANDT & REDECKER in NNA 2000)

8.7.6 Moore

Die Moore des Untersuchungsgebietes sind heute meist mehr oder weniger entwässert und zu großen Teilen irreversibel zerstört (DIERKING 1992). Die verbleibenden kleinen Hochmoor-Reste (Laaver Moor) und die Feuchtwälder auf Moorstandorten sollten auf jeden Fall geschützt werden. Auf den verbleibenden Flächen ist eine Entwicklung hin zu naturnahen Wäldern oder eine Grünlandnutzung anzustreben. Die aktuellen Feuchtgrünlandbestände sollten bestehen bleiben oder ausgedehnt werden.

Wie im Binnendeich-Stromland ist die Entwässerung mindestens auf dem Status-Quo zu belassen. Für eine Wiedervernässung gelten die obigen Ausführungen, wobei in Teilbereichen ein starker Anstau und eine Einstellung der Nutzung wünschenswert ist. In solchen Bereichen sollte eine erneute Vermoorung ermöglicht werden. Die ausgewählten Bereiche sollten möglichst großflächig und ohne starken randlichen Einfluß sein.

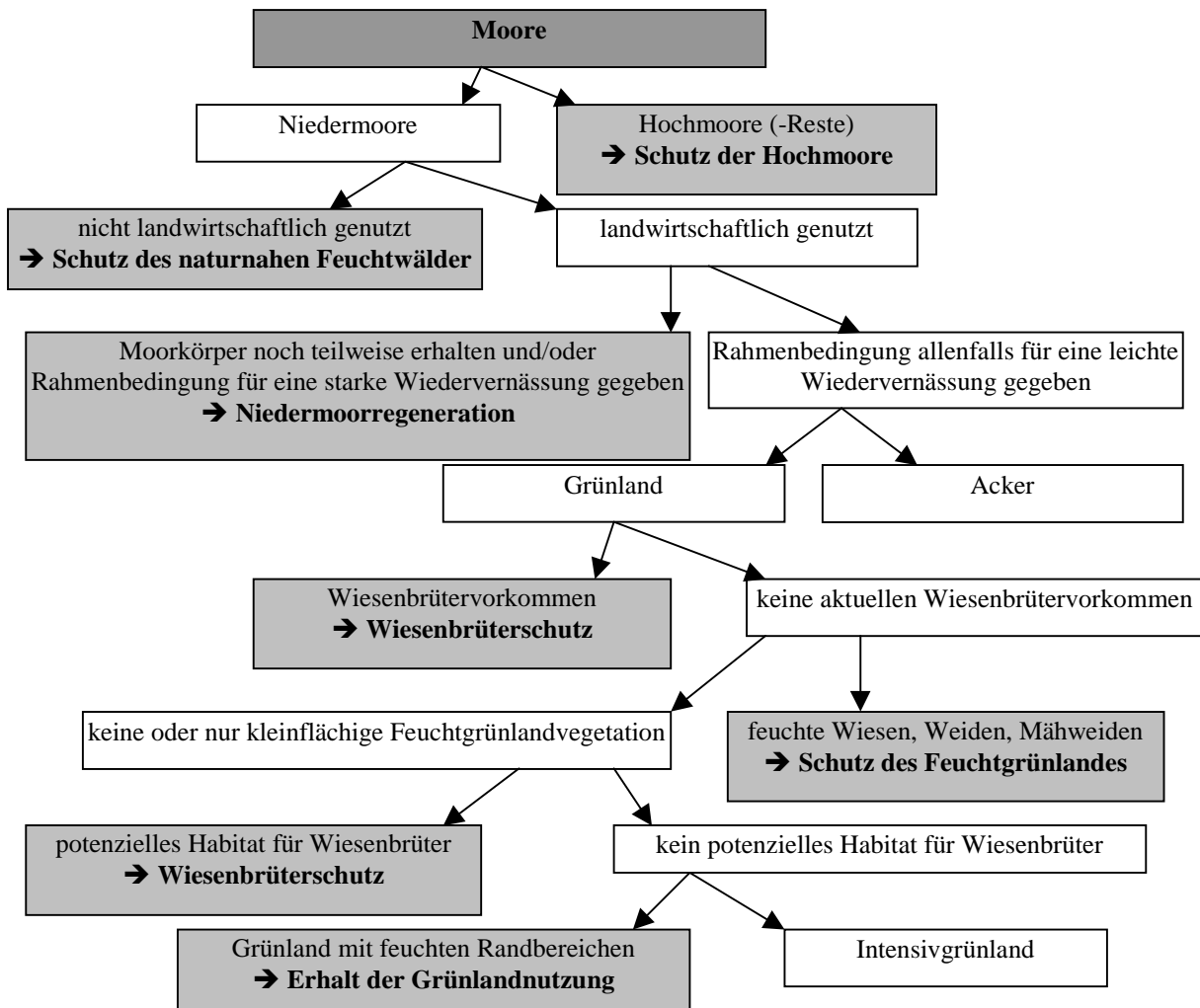


Abbildung 8.7: Entscheidungsschlüssel Moore
(Entwurf HILDEBRANDT & REDECKER in NNA 2000)

9 Leitbild Wildnis

Für das Leitbild Wildnis ist eine grundlegend andere Vorgehensweise notwendig als beim Leitbild Vielfalt. Hier müssen keine Umweltqualitätsziele, Maßnahmen und Entwicklungsszenarios formuliert und entworfen werden. Einziges Umweltqualitätsziel ist nach PLACHTER (1996: 299) der Erhalt eines möglichst hohen Natürlichkeitsgrades und damit die Reduktion des menschlichen Einflusses. Dem entsprechend müssen auch nicht wie beim Leitbild Maßnahmen vorgenommen werden. Es geht viel mehr um das „Lassen“ als ums „Machen“.

Wie auch beim Leitbild Vielfalt sollte die Ableitung des Leitbildes mit einer Beschreibung des Ist-Zustandes begonnen werden. Hierzu muss zum einen analysiert werden, wo sich derzeit noch naturnahe Bereiche befinden. Da es zudem notwendig ist, die Prozesse der natürlichen Entwicklung zu identifizieren, sollte auch eine Prognose vorgenommen werden in welche Richtung sich die Vegetation nach der Nutzungsaufgabe entwickeln würde - also nach Umsetzung des Leitbildes Wildnis.

9.1 Bewertung des Ist-Zustandes

Als Grundlage für die Analyse des derzeitigen Zustandes kann erneut die Kartierung von DIERKING (1992) dienen. Die Tabelle 9.1 gibt eine Übersicht über den Flächenanteil naturnaher Bereiche²⁵ in den einzelnen Landschaftstypen²⁶.

Tabelle 9.1: Flächenanteil naturnaher Bereiche in den Landschaftstypen des Untersuchungsgebietes

Landschaftstyp	Naturnahe Biotope	
	Flächengröße	Flächenanteil
Außendeich-Stromland	1383 ha	17 %
Nebenflüsse-Außendeichs	207 ha	11 %
Binnendeich-Stromland	1972 ha	6 %
Dünen	51 ha	1 %
Talsandgebiete	258 ha	5 %
Geestränder und -inseln	188 ha	5 %
Moore	576 ha	24 %
Summe	4636 ha	8 %

Insgesamt ist mit 4636 Hektar und 8 % ist der Anteil der naturnahen Biotope im Untersuchungsgebiet relativ hoch. Den größten Anteil haben sie dabei in den Nieder- und Hochmooren (24%). Ebenfalls von großer Bedeutung sind die Vorländer der Elbe und der Nebenflüsse mit 17 bzw. 11 %.

²⁵ Die Einstufung der Naturnähe der einzelnen Biotoptypen wurde von DIERKING (1992: 40f) übernommen.

²⁶ Die GIS-Verschneidungen wurden dankenswerterweise von Frau Ragna MIßKAMPF, Universität Bremen vorgenommen.

9.2 Prognose der Vegetationsentwicklung

Ein gängiges Verfahren zur Prognose der Vegetationsentwicklung ist die Ableitung der sogenannten potentiellen natürlichen Vegetation (PNV) (TÜXEN 1956; KOWARIK 1987; HÄRDTLE 1989).

Nach der Definition von KAISER & ZACHARIAS ist die PNV *"ein Gedankenmodell. Sie beschreibt die höchstentwickelte Vegetation, die sich unter gegenwärtigen Standortbedingungen einstellen würde, wobei im Zuge eines gedachten Regenerationszyklus auftretende autogene Anreicherungsprozesse (z.B. Humus-Akkumulation) und das biotische Besiedlungspotential an autochthonen Arten der naturräumlichen Region berücksichtigt werden (KAISER & ZACHARIAS 1999: 46)."*

Die PNV ist demnach ein theoretisches Konstrukt, das den zeitlichen Aspekt, die Dauer der Entwicklung hin zur Schlussvegetation weitgehend unberücksichtigt lässt. Die Frage, wann sich die PNV einstellt, ist für dieses Gedankenmodell irrelevant.

Für die Leitbildentwicklung und vor allem auch für die Darstellung der Konsequenzen gegenüber den LandnutzerInnen ist jedoch gerade der Zeithorizont von zentraler Bedeutung. Ein Entwicklung vom Grünland zum Hartholzauwald, deren Abschluss erst zukünftige Generationen erleben werden, ist ohne Beschreibung der Übergangsstadien kaum vermittelbar.

Der betrachtete Zeitraum innerhalb der Leitbildentwicklung sollte deshalb das Vorstellungsvermögen der "normalen Bevölkerung" nicht übersteigen. Er muss andererseits auch lang genug gewählt werden, so dass auch langsamer verlaufende Prozesse der Vegetationsentwicklung noch Berücksichtigung finden können. Als günstiger Betrachtungszeitraum bieten sich 30 Jahre, eine Generation, an.

9.2.1 Außendeich-Stromland und Vorland der Nebenflüsse

Die Vegetationszonierung an der Elbe ist in erster Linie abhängig von der Überflutungsdauer. Eine grundlegende Verschiebung der Überflutzungszonierung ist nicht zu erwarten, so lange wasserbauliche Maßnahmen zu einer Flussregulierung führen. Eine Einstellung dieser Eingriffe ins Überflutzungsregime würde zwar ebenfalls die Vegetationszonierung nicht verändern, allerdings die Flächenverteilung und das Ausmaß einzelnen Zonen. Eine genaue Vorhersage, wo sich innerhalb von 30 Jahren welche Vegetationstypen eingestellt haben werden, ist nicht möglich, da die bestimmenden Prozesse der Talauen stochastisch verlaufen. Im Besonderen gilt dieses für alle Entwicklungen, die von Erosion- und Sedimentation beeinflusst werden. Die Beschreibung der Vegetationsentwicklung erfolgt deshalb im Weiteren ohne direkten Flächenbezug.

Auch nach 30 Jahren ohne menschliche Eingriffe gehören Flächen mit einer Überflutungsdauer oberhalb von 174 d/a zur Zone der permanenten Gewässer und Uferbereiche (ARUM 1997: 14). Eine landwirtschaftliche Nutzung findet derzeit in dieser Zone allenfalls in Niedrigwasserphasen statt, in denen Pionierfluren in Flutrasen übergehen,

die auf Teilflächen auch beweidet werden. Die Artenzusammensetzung kann sich auf den einzelnen Flächen von Jahr zu Jahr stark unterscheiden. Sie ist von den jährlich wechselnden Verhältnissen des Hochwasserganges abhängig. Nach Einstellung der Nutzung ist in diesem Bereich mit ähnlichen Pionier- und Uferstaudenfluren und Flutrasen zu rechnen, wie sie auch heute zu finden sind.

Die eigentliche landwirtschaftliche Nutzfläche liegt im Außendeich-Stromland oberhalb einer Überflutungsdauer von 174 d/a. Hier ist nach der Nutzungseinstellung mit grundlegenden Veränderungen der Vegetationszusammensetzung zu rechnen.

Aus anderen Regionen der Bundesrepublik liegen verschiedene Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung offengelassener Grünländer vor (BFN 1998; BRIEMLE et al. 1987; KÖLBEL et al. 1990; MÜLLER et al. 1992; ROSENTHAL 1992; RUNGE 1985; WOLF et al. 1984 u.a.). Überträgt man die Ergebnisse unter Berücksichtigung der naturräumlichen Besonderheiten auf das Elbtal so kann von der im folgenden beschriebenen Vegetationsentwicklung ausgegangen werden.

Da nach der Einstellung der Grünlandnutzung die Vegetationsentwicklung nicht durch Mahd oder Beweidung unterbrochen wird, kann die Vegetation wesentlich höher aufwachsen. Dieses führt zunächst vor allem zu Veränderungen der mikroklimatischen Verhältnisse. In den Vegetationsbeständen wird es dunkler und kühler. Die jahres- und tageszeitlichen Temperaturschwankungen nehmen ab. In Folge dessen sinkt auch die Evapotranspirationsrate und die Standorte werden feuchter. Verstärkt wird dieses zusätzlich durch das Zuwachsen von Entwässerungsgräben. Da der Entzug der Biomasse durch die Mahd oder Beweidung ausbleibt, entstehen im Herbst wesentlich höherer Streuauflagen. Die Biomasse verlagert sich aus dem *standing crop* verstärkt in den Wurzelbereich.

In der Vegetation werden niedrigwüchsige, lichtliebende Arten von höherwüchsigen, großblättrigen Arten verdrängt. Vor allem Arten mit hoher Biomasseproduktion nehmen zu, wobei besonders Arten bevorteilt sind, die ein hohes Anreicherungsvermögen für Nährstoffe aus der Streu besitzen. Des Weiteren werden Pflanzen begünstigt, die gut in der Lage sind im Frühjahr die herbstliche Streuaufgabe zu durchwachsen. Im besonderen Maße gilt dieses für Rhizompflanzen.

Die Artenzahl nimmt in aufgelassenem Grünland rasch ab. Meist bilden sich fast einartige Dominanzbestände aus, wobei jüngere Brachen noch artenreicher sind als ältere. Arten späterer Brachephase können häufig in diese dichten Dominanzbestände nicht eindringen (ROSENTHAL 1992: 211). Zur Dominanz gelangen vor allem hochwüchsige Süß- und Sauergräser und nitrophile Hochstauden. Welche Art auf dem jeweiligen Schlag beherrschend wird, hängt vor allem vom Ausgangsbestand (*initial floristic composition*; EGLER 1954) ab. Auch die Sukzessionsgeschwindigkeit wird maßgeblich davon bestimmt, ob bereits Brachearten im Ausgangsbestand vorhanden sind oder ob sie erst einwandern müssen. Flächenkonkrete Aussagen zur Vegetationsentwicklung sind demnach nur in genauer Kenntnis des Ausgangszustandes möglich (WOLF et al. 1984: 321). Tendenziell lassen sich

allerdings im Elbtal Prognosen auch aus der Überflutungsdauer und dem Grünlandtyp vor Nutzungsaufgabe treffen.

In aufgelassenen Beständen des *Phalaridetum*, des *Glycerietum maximae*, des *Caricetum vulpinae*, des *Ranunculo-Alopecuretum*, der *Lathyrus palustris*-Gesellschaft, des *Cnidio-Deschampsietum* und der *Molinietalia*-Basalgemeinschaft dürften in Abhängigkeit vom Ausgangsbestand und der Überflutungsdauer *Carex acuta*, *Glyceria maxima* oder *Phalaris arundinacea* zur Dominanz gelangen (siehe Abb. 9.1).

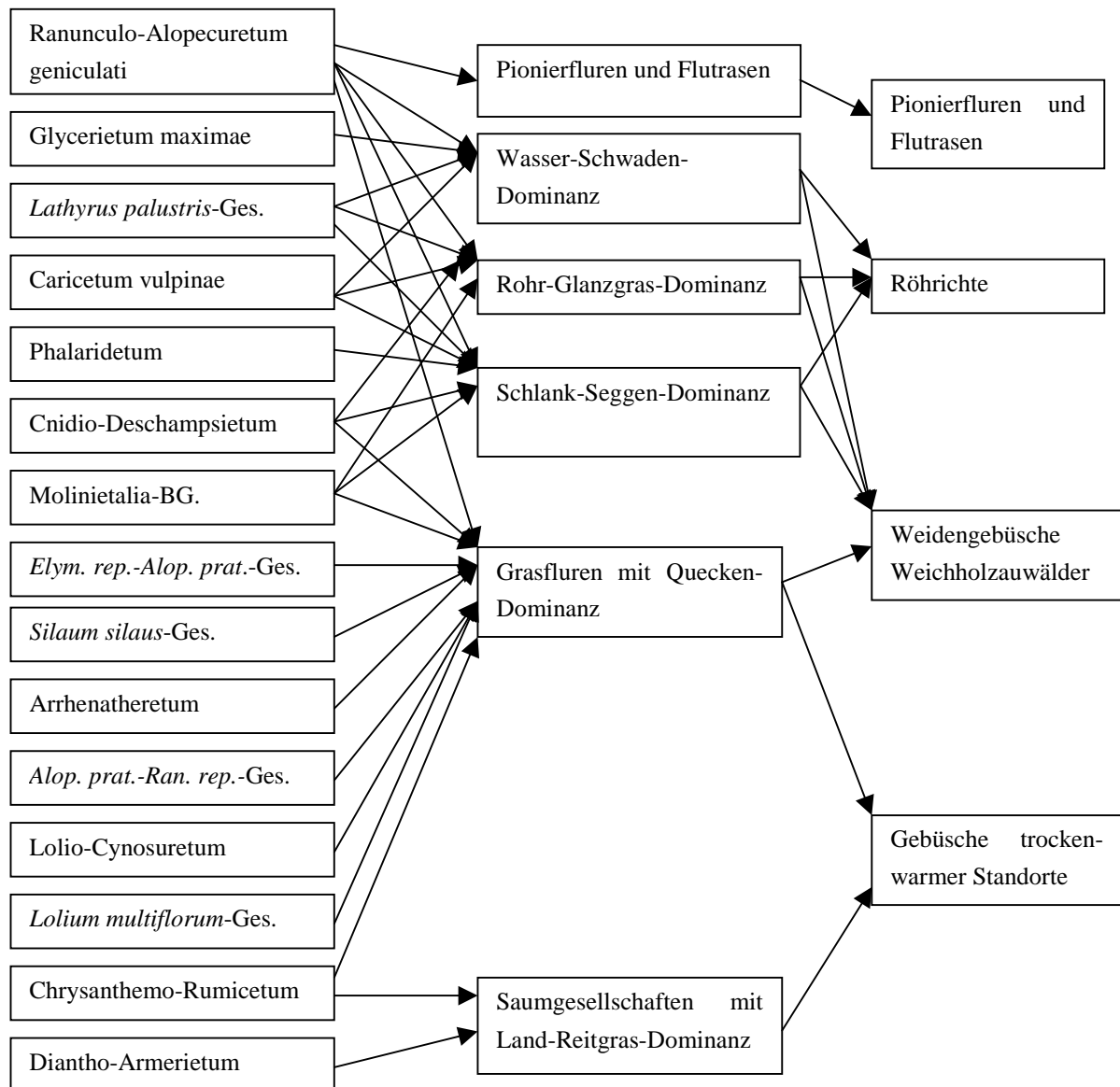


Abbildung 9.1: Kurz- und mittelfristig zu erwartende Vegetationsentwicklungen in aufgelassenen Außendeichgrünland

Neben dem Vorsprung den die Art hat, die bereits im Ausgangsbestand vorhanden ist, dürfte die Überflutungstoleranz als zusätzlicher Faktor im Konkurrenzkampf wirken. Das Schlank-Seggen-Ried ist nach MEISEL (1977: 84) in nordwestdeutschen Flusstälern bei einer Überflutungsdauer von 186-276 d/a zu finden, das Rohr-Glanzgras-Röhricht bei 103-193 d/a.

Für Wasserschwaden-Röhrichte gibt er aus anderen Regionen 120-150 Überflutungstage im Jahr an.

Auf mesophilen Standorten ist mit Grasfluren zu rechnen, in denen *Elymus repens* den Hauptbestandbildner darstellt. In diesen Grasfluren können auch Nitrophyten wie *Urtica dioica* (Brennnessel), *Galium aparine* (Klett-Labkraut) und *Cirsium arvense* (Acker-Kratzdistel) nennenswerte Anteile erlangen.

Aus trockenen Ausprägungen des *Chrysanthemo-Rumicetum* und Beständen des *Diantho-Armerietum* werden sich vermutlich helio- und thermophile Saumgesellschaften entwickeln, in denen *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras) dominiert. Dieser erste Sukzessionsschritt erfolgt in der Regel relativ zügig bereits in den ersten vier bis sieben Jahren nach der Nutzungsaufgabe (MÜLLER et al. 1992: 240). Auf feuchten Standorten ist mit einer etwas schnelleren Entwicklung zu rechnen als auf trockenen und flachgründigen. Auch ein höheres Nährstoffangebot beschleunigt die Entwicklung.

Die resultierenden Brachebestände können mehrere Jahrzehnte anhaltende Dauerstadien bilden (BRIEMLE et al. 1987; MÜLLER et al. 1992 u.a.). Der Autor der vorliegenden konnte im Elbtal mehrfach artenarme Schlank-Seggen-, Rohr-Glanzgras- und Quecken-Dominanzbestände beobachten, die nach Angaben der ansässigen LandwirtInnen bereits vor bis zu 30 Jahren aus der Nutzung genommen wurden.

In Bereichen mit einer Überflutungsdauer von 122 - 174 d/a ist langfristig kein Waldwachstum möglich (ARUM 1997: 14). Aber auch auf höher gelegenen Flächen ist das Aufkommen von Sträuchern und Bäumen erschwert. Gehölze dürften vor allem aufgrund der dichten, filzigen Streuschicht in den Brachen Schwierigkeiten beim Eindringen in die Bestände haben. In der Regel ist eine Einwanderung fast nur auf vegetativem Wege über Wurzelbrut vom Saum aus möglich. BRIEMLE et al. (1987: 142) gibt hier für eine Geschwindigkeit von wenigen Zentimetern bis zu einem Meter pro Jahr an. Von größerer Bedeutung sind in der rezenten Aue stochastische Prozesse, die zu Rohböden führen. Vor allem sind hier Winterhochwässer mit starkem Eisgang und Getreibsel zu nennen. In den entstehenden Lücken in der Grasnarbe können dann Gehölzarten, vor allem Pappeln und Weiden keimen. Besonders wichtig sind dabei auch angespülte Zweige die an offenen Bodenstellen neu anwachsen können. Die für ein derartiges Eindringen notwendigen Rahmenbedingungen - Hochwasser, Eisgang oder Getreibsel, offener Boden zu Vegetationsbeginn, Samenpotenzial oder angespülte Äste - und vor allem ihr gleichzeitiges Auftreten sind nicht vorhersagbar. Dieses gilt im Besonderen für die Betrachtung einzelner, konkreter Flächen. Auf das Gesamtgebiet bezogen kann davon ausgegangen werden, dass nach 30 Jahren die Verbuschung mit Weiden und Pappeln begonnen hat und sich erste Weichholzauwälder ausgebildet haben. Es dürften jedoch in Teilbereichen auch noch die Dauerstadien der ersten Sukzessionsphase vorherrschen. Im Besonderen gilt dieses für Flächen die weniger als 76 d/a im Jahr überflutet werden. Dieses ist die Zone in der Hartholzauwälder die potenzielle natürliche Vegetation darstellen (ARUM 1997: 14). Aufgrund der selteneren und kürzeren Überflutung ist in dieser Zone mit einer geringeren

Anzahl von Bodenverletzung bei Hochwasser zu rechnen. Zudem haben die Gehölzarten der Hartholzauwälder im Vergleich zu den Weiden ein geringeres Vermögen auf vegetativem Wege in die Grasfluren einzuwandern. Es ist zwar davon auszugehen, dass auch auf mesophilen und trockenen Standorten Gebüsche entstehen werden, jedoch nicht in dem Ausmaß wie das für die Weidengebüsche zu erwarten ist. Von größter Bedeutung ist hierbei die Distanz zu bereits vorhandenen Gehölzen. An dieser Stelle sei noch mal auf bereits oben erwähnte Einwanderungsgeschwindigkeit von Gehölzen in Grasfluren verwiesen. Eine Entwicklung vom Grünland über die Brache und Gebüschstadien bis hin zum Hartholzauwald innerhalb des betrachteten Zeitraumes von 30 Jahren ist unwahrscheinlich.

Auf Äckern ist im Prinzip eine relativ ähnliche Vegetationsentwicklung zu erwarten, wobei aufgrund der Rohböden zu Beginn der Nutzungsaufgabe das Eindringen von Gehölzen wesentlich schneller erfolgen kann. Von zentraler Bedeutung ist auch hierbei, wie nahe die nächsten Gehölze sind, von denen Samen anfliegen können. Erfolgt kein Eindringen von Gehölzen, bevor sich die Narbe schließt, ist auf den meisten Flächen mit Grasfluren zu rechnen. Nach SCHMIDT (1981: 197f) finden sich auf Brachäckern in den ersten drei bis vier Jahren nach Nutzungsaufgabe vor allem Arten der Ackerbegleitflora. Anschließend werden diese durch Artemisietea- und Molinio-Arrhenatheretea-Arten ersetzt. Nach zehn Jahren stellte sich bei seinen Untersuchungen bereits eine fünf bis sechs Meter hohe Strauchschicht ein. Bei einer guten Nährstoffversorgung ist jedoch mit einem relativ schnellen Narbenschluss zu rechnen (ROSENTHAL 1992: 219). Auf den mit nährstoffreichem Elbwasser überfluteten Flächen dürfte sich *Elymus repens* ähnlich wie auf den Grünlandbrachen durchsetzen.

Welche Bedeutung die Einstellung der Jagd auf die Vegetationsentwicklung haben wird, lässt sich schwer prognostizieren. Einerseits wird eine höhere Wildschweindichte zu mehr Offenböden und damit zu günstigeren Keimungsbedingungen von Gehölzen führen, andererseits werden diese dann durch mehr Rehwild auch wieder stärker geschädigt. Ob sich diese Prozesse gegenseitig aufheben, lässt sich nicht abschließend beurteilen. Das gleiche gilt für die Auswirkungen einer verstärkten Ausbreitung des Bibers auf die Vegetationsentwicklung.

9.2.2 Binnendeich-Stromland

Auf binnendeichs gelegenen Flächen dürfte die Vegetationsentwicklung ähnlich verlaufen, wie für die Vorländer beschrieben. Zu den dominierenden Grünlandbrachearten tritt auf wechselfeuchten Auenstandorten *Deschampsia cespitosa* hinzu. Sie verträgt im Gegensatz zu *Phalaris arundinacea* auch eine schlechtere Nährstoffversorgung und zeitweilige Trockenheit (MÜLLER et al. 1992: 236).

Auf mesophilen und trockenen Standorten wird *Elymus repens* vermutlich nicht die Bedeutung in den Brachen erlangen wie im Vorland. Hier fehlen die regelmäßigen Überflutungen und der Nährstoffeintrag, die die Quecke fördern. Als weitere wichtige Brachearten sind hier hochwüchsige Gräser wie *Arrhenatherum elatius*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata* (Knäulgras) und *Poa trivialis* zu nennen.

Die anschließende Verbuschung der Grünlandbrachen dürfte Binnendeichs eher noch langsamer verlaufen als Außendeichs, da hier aufgrund der fehlenden Überflutungsdynamik nicht regelmäßig Offenböden entstehen.

Für aufgelassene Äcker dürften Binnendeichs und Außendeichs ähnliche Entwicklungen zu erwarten sein, wobei auch hier die beschleunigende Wirkung der Überflutungen fehlt. Dementsprechend ist auch auf offengelassenen Äckern und Grünlandschlägen des Binnendeich-Stromlandes nach 30 Jahren sowohl mit grünlandähnlichen Brachen als auch mit Gehölzbeständen zu rechnen.

9.2.3 Talsandgebiete, Dünenfelder, Geestränder und -inseln

In den Talsandgebieten, Dünenfeldern, Geesträndern und -inseln ist vom Grundprinzip eine ähnliche Vegetationsentwicklung zu erwarten wie bisher beschrieben. Allerdings ist in diesen Landschaftstypen der Waldanteil wesentlich höher, so dass innerhalb des betrachteten Zeitraumes der Anteil der gehölzbetonten Biotope größer sein dürfte als in den bisher beschriebenen Landschaftstypen. Zudem verhindert die relativ schlechte Nährstoffversorgung der armen Böden dieser Landschaftstypen die Entstehung dichter Grasfluren auf offengelassenen Äckern oder verlangsamt sie doch zumindest. Die Vegetationsentwicklung führt jedoch langfristig in diesen Landschaftstypen nicht zu den naturraumtypischen Auwäldern.

9.2.4 Moore

Die Vegetationsentwicklung der Moore ist sehr stark vom Degenerationsstadium der Böden abhängig. Die beiden im Gebiet auftretenden kleinen Hochmoore (Laaver Moor und Meetschower Moorkuhle) werden auch derzeit nicht genutzt. Hier ist unter dem Leitbild Wildnis also nicht mit einer Veränderung der derzeitigen Vegetationsdynamik zu rechnen.

Die ehemals für die Übergänge zwischen Geestrand und Binnendeich-Stromland typischen Niedermoore sind praktisch vernichtet (DIERKING 1992: 18) und die Torfkörper weitgehend abgebaut. Ohne Renaturierungsmaßnahmen ist auf solchen Standorten mit einer ähnlichen Vegetationsentwicklung wie im Binnendeich-Stromland zu rechnen. Ob ein erneutes (Nieder-)Moorwachstum nach einem aktiven An- oder Überstau der Flächen eintreten wird, lässt sich nicht eindeutig prognostizieren. Innerhalb des betrachteten Zeitraumes von 30 Jahren dürfte sich jedoch auch unter günstigen Bedingungen kaum eine artenreiche und typische Niedermoorvegetation eingestellt haben.

9.2.5 Bestandesentwicklung naturschutzfachlich bedeutsamer Pflanzenarten

Im Zuge der Sukzession werden zwangsläufig Arten im Bestand zurückgehen, während andere zunehmen werden. Eine Bestandesabnahme oder gar ein völliges Verschwinden aus dem Gebiet ist für Arten der Äcker, des Grünlandes, der Trockenrasen und Heiden, der Siedlungsbereiche zu erwarten. Arten der Gewässer und der Pionier- und Ufervegetation

dürften in ihrem Bestand in etwa erhalten bleiben, während Arten der Gebüsche, Wälder, Röhricht und Moore zumindest langfristig zunehmen werden.

Die Abbildung 9.2 gibt die Entwicklungstendenzen der naturschutzfachlich interessanten Pflanzenarten bei einer vollständigen Nutzungsaufgabe an. Einschränkung muß dabei berücksichtigt werden, dass in dem betrachteten Zeitraum nur für wenige Arten ein wirkliches Aussterben zu befürchten ist, während für Arten die auf Biotop beschränkt sind, die sich extrem langsam regenerieren (z.B. Moore), nach 30 Jahren kaum eine Zunahme zu erwarten ist.

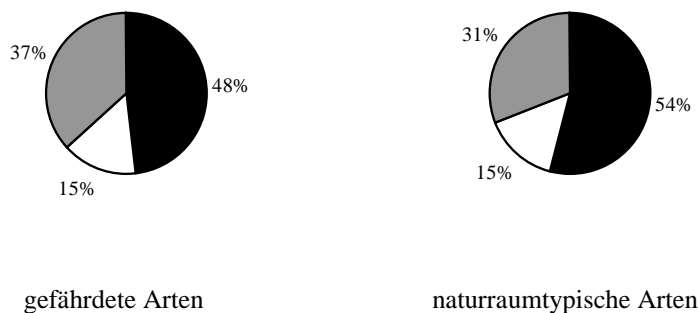


Abbildung 9.2: Potenzielle Bestandesänderung naturschutzfachlich bedeutsamer Pflanzenarten bei Nullnutzung auf 100% der Fläche

schwarz = Abnahme oder vollständiger Verlust zu erwarten; Grau = Bestandeszunahme zu erwarten; weiß = keine oder geringfügige Veränderungen zu erwarten

Theoretisch wäre auch eine Rückkehr verschollener Arten naturnaher Biotop bei Aufgabe der Nutzung möglich. KALLEN (1994) nennt für den Landkreis Lüchow-Dannenberg 17 verschollene Arten, für die in historischen Quellen Wälder, Gebüsche und vor allem Moore als Fundorte angegeben. Ob eine dieser Arten ins Gebiet zurückgelangen würde, ist eher zweifelhaft. Immerhin sechs sind in ganz Niedersachsen ausgestorben oder vom Aussterben bedroht. Und auch für die Mehrzahl der anderen - vor allem für die Moorarten - dürfte eine Wiedereinwanderung in die Region schon alleine aufgrund fehlender Quellgebiete und Einwanderungswege erschwert sein.

9.3 Leitbild Wildnis

Wie eingehend festgestellt wurde, stellt die Reduktion des menschlichen Einflusses das zentrale, ja einzige Ziel im Leitbild Wildnis dar. Innerhalb dieses Leitbildes darf dementsprechend der prognostizierte Rückgang vieler gefährdeter und naturraumtypischer Arten keine Berücksichtigung finden. Es geht nicht um ein Ziel, sondern um den Weg, das "Laufen lassen". MARZELLI (1994: 19) sieht sogar ein Widerspruch zwischen bewusste Planung und Naturlandschaft.

Welches sind nun aber die Prozesse die „geschützt“ oder besser „laufen gelassen“ werden sollen? Und vor allem wo ist dieses aus Sicht des Naturschutzes sinnvoll. Der in der Öffentlichkeit und in der Fachwelt laufende Diskurs zum Thema Wildnis ist hierbei wenig

hilfreich, da er oft auf der Ebene der generellen Forderung nach Wildnisgebieten verbleibt, ohne praktische Fragen der Umsetzung zu erreichen (siehe zum Beispiel ANL 1999).

SCHERZINGER weist daraufhin, dass ein reines "*Treibenlassen irgentwelcher Prozesse, eine un gelenkte Entwicklung ohne Sicherstellung ihrer Natürlichkeit (...) kein Schutzziel sein kann* (SCHERZINGER 1990: 294)." (In diesem Sinne auch DIERSSEN & SCHRAUTZER 1997; DIERSSEN & WÖHLER 1997).

Für das Untersuchungsgebiet hat die Beschreibung der Vegetationsentwicklung gezeigt, dass hier die gewünschten Prozesse, die in SCHERZINGERS Sinne zur Sicherstellung der Natürlichkeit notwendig sind mehr oder weniger eng an die Elbe und ihre Überflutungsdynamik gebunden sind. Dementsprechend eignen sich am ehesten die vor den Deichen liegenden Bereich für eine eigendynamische Entwicklung. Hier haben sich zwar vermutlich nach 30 Jahren noch keine flächendeckenden Auwälder ausgebildet. Eine langfristige Entwicklung in diese Richtung bleibt aber zu erwarten. Durch eine Initialpflanzung von Auwaldbäumen wäre sie gegebenenfalls zu beschleunigen (siehe hierzu NEUSCHULZ 1999).

Das Binnendeich-Stromland ist von den bestimmenden Faktoren durch den Deich abgeschnitten. Eine leitbildkonforme Entwicklung ist hier nur durch das Schleifen oder Schlitzen des Deiches zu erreichen. Eine Rückverlegung von Deichen ist allerdings unter den derzeitigen soziökonomischen Rahmenbedingungen allenfalls kleinräumig umsetzbar und dürfte großflächig verständlicherweise bei der Bevölkerung auf keinerlei Akzeptanz stoßen.

Ähnlich ist die Situation für die Talsandgebiete, die Geestränder und -inseln einzuschätzen. Eine dynamische, autotypische Entwicklung wäre hier nur dann zu erwarten, wenn die Elbe und ihre Nebenflüsse während des Hochwassers an den Sanden und der Geest nagen könnten. Die Möglichkeit zur Verlagerung des Flussbettes ist allerdings fast überall unterbunden.

Auch in den Niedermooren an den Geesträndern ist mit einer natürlichen Entwicklung in überschaubaren Zeiträumen nicht mehr zu rechnen. Hier sind es weniger die Deiche, die unüberwindbare Hindernisse darstellen, sondern die irreversible Zerstörung der Moorkörper. Bei den verbliebenen Hochmooren ist die Situation zwar prinzipiell günstiger.

An dieser Stelle kommt ein weiterer, zentraler Gesichtspunkt ins Spiel, an dem sich die beiden Leitbilder voneinander unterscheiden. Während im Leitbild Vielfalt ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Nutzungen und Biotoptypen angestrebt wird, steht im Leitbild Wildnis großräumiges Denken im Vordergrund. Zum einen ist dieses den im Zentrum stehenden Prozessen geschuldet. Dynamische Lebensräume wie die Talauen sind durch beständige "Naturkatastrophe" geprägt. Immer wieder wird an anderer Stelle durch den Strom die Vegetationsdecke zerstört, werden Böden erodiert oder an anderer Stelle wieder aufsedimentiert. Das gleichzeitige Auftreten von Offenböden oder Pionierstandorten und den verschiedenen Stadien der nachfolgenden Vegetationssukzession ist nur bei einer großräumigen Herangehensweise gewährleistet.

Des Weiteren resultiert die Forderung nach einem großflächigen Wildnisbereich aber auch aus der *Yellowstone-Vision*, die sich aus den Verhältnissen im Ursprungsland des Wildnis-

Gedankens ableiten. Auch wenn in Mitteleuropa sicherlich keine Nationalparke von nordamerikanischem Ausmaß verwirklicht werden können, sollten doch die Bereiche, die für eine Entwicklung im Sinne des Leitbildes Wildnis ausgewählt werden, zusammenhängen und großzügig bemessen sein. Die Nutzungsaufgabe auf einzelnen Schlägen von wenigen Hektar Größe wird weder der fachlichen Forderung nach Raum für parallel laufende Prozesse und unterschiedliche Stadien, noch der mehr oder weniger romantisierten Vorstellung von unbeeinflusster Wildnis gerecht.

10 Zusammenfassung

Der vorliegenden Arbeit liegen drei Fragenkomplexe zu Grunde:

1. Wie können regionale Leitbilder des Naturschutzes abgeleitet und begründet werden?
2. Wie kann ein regionales Leitbild für die untere Mittelelbe aussehen?
3. Welche Schutzperspektiven bestehen für die Stromtal-Wiesen und welche (Pflege-) Maßnahmen sind zu ihrem Schutz zu ergreifen?

Für den niedersächsischen Teil des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe werden naturschutzfachliche Leitbilder formuliert. An diesem Beispiel wird das methodische Vorgehen der Leitbildentwicklung beleuchtet. Des weiteren widmet sich die Arbeit der Ökologie des Grünlandes in der Elbtalaue.

Zunächst wird dieses pflanzensoziologisch charakterisiert. Dabei werden insgesamt 16 Vegetationstypen unterschieden. Von besonderer Bedeutung für den Naturschutz sind die Stromtal-Wiesen. Unter diesem Begriff werden drei Phytozönosen zusammengefaßt, das *Cnidio-Deschampsietum*, die *Lathyrus palustris*-Gesellschaft und die *Silaum silaus*-Gesellschaft. Die Brenndolden-Wiesen können zusätzlich in eine artenarme und eine artenreiche Variante unterschieden werden. Zur Differenzierung dienen hierbei neben der Artenzahl *Serratula tinctoria* (Färberscharte), *Viola persicifolia* (Gräben-Veilchen), *Sanguisorba officinale* (Großer Wiesenknopf), *Gratiola officinale* (Gottesgnadenkraut) und *Scutellaria hastifolia* (Spießblättriges Helmkraut).

Auf der Basis der vorgeschlagenen Typisierung wurde das Grünland von sieben Landwirtschaftsbetrieben kartiert. Zusätzlich erfolgt eine Erfassung der derzeit noch existenten Stromtal-Wiesen. Aktuell sind noch rund 639 ha Stromtal-Wiesen im Untersuchungsgebiet vorhanden. Das entspricht etwa 3,5% des Grünlandes. Der Elbtalaue kommt damit eine besondere Bedeutung für den Schutz der Stromtal-Wiesen zu, da dieser Vegetationstyp in anderen Flusssystemen Mitteleuropas weitgehend vernichtet wurde (BÖGER 1991; DIERSSEN 1988; GOELBEL 1995; LIEPELT & SUCK 1989; MUCINA et al. 1993 u.a.).

Im Untersuchungsgebiet sind die Stromtal-Wiesen heute vor allem in der Dannenberger und Gartower Elbmarsch und hier in den Vorländern der Nebenflüsse Jeezel, Seege und Aland zu finden.

Für vier Phytozönosen, die drei Stromtal-Wiesentypen und das *Chrysanthemo-Rumicetum* wurden standortökologische Untersuchungen vorgenommen. Durch die Untersuchungen der Grundwasserganglinien, der Wasserspannung, der Nährstoffversorgung und weiterer bodenökologischer Parameter aber auch anhand von Kartenauswertungen wird der Standort der Stromtal-Wiesen näher charakterisiert. Dabei stellten sich drei Faktoren bzw. Faktorenkomplexe als bedeutsam für die Vegetationszusammensetzung heraus, der Nutzungstyp, die Überflutungsdauer und die Versorgung der Standorte mit Phosphat und Kalium.

Darauf aufbauend werden Aussagen zum Entwicklungspotenzial getroffen. Die These, dass es durchaus Chancen für die Restitution von Stromtal-Wiesen bestehen wird durch eine Wiederholungskartierung gestützt. Am Radegaster Haken nahmen die Stromtal-Wiesen entgegen dem Trend zwischen 1976 und 1999 leicht zu. Die Ursache hierzu dürfte in der Nutzungsumstellung liegen.

Für die Pflege der Stromtal-Wiesen wird, resultierend aus den Untersuchungen, eine zweischürige Mahd ohne Nachbeweidung vorgeschlagen. Die Düngung der Flächen sollte unterbleiben. Der Zeitpunkt des ersten Schnittes kann dabei unreglementiert bleiben, da hier ein möglichst hoher Nährstoffentzug erwünscht ist. Dieses korrespondiert mit dem Wunsch der LandwirtInnen nach einem frühen ersten Schnittermin. Aus Sicht des Naturschutzes ist es dahingegen wünschenswert, den Zeitpunkt des zweiten Schnittes zu regulieren. Optimal wäre hier ein flexible Lösung, die sich daran orientiert, ob die Zielarten im jeweiligen Jahr bereits zur Samenreife gelangt sind. Als Indikatoren eignen sich *Centaurea jacea* (Wiesen-Flockenblume), *Serratula tinctoria* und *Silaum silaus* (Wiesen-Silge). Unter den derzeit gegebenen starren Strukturen des Vertragsnaturschutzes und anderer Förderinstrumente des Naturschutzes sind solche flexiblen Konzepte jedoch nicht möglich. Als Kompromiss sollte der zweite Schnitt nicht vor dem 1. September erfolgen.

Auch wenn die Untersuchungsergebnisse eine Möglichkeit zur Restitution von Stromtal-Wiesen andeuten, muss darauf hingewiesen werden, dass die Erhaltung aktueller Bestände absoluten Vorrang hat.

Für die Entwicklung von naturschutzfachlichen Leitbildern wird eine Methode vorgeschlagen, die das Leitbild als die Summe der Umweltqualitätsziele versteht. Diese lassen sich anhand einer Bewertung des Ist-Zustandes ableiten, deren Bewertungskriterien und -parameter sich an Protoleitbildern orientieren. Diese wiederum gründen auf der Naturschutzgesetzgebung und den laufenden umweltpolitischen und umweltethischen Diskursen.

Für die Elbtalau werden zwei Protoleitbilder als sinnvoll vorgestellt, das Leitbild Vielfalt und das Leitbild Wildnis.

Als zentrales Bewertungskriterium für das Leitbild Vielfalt wird die regionale Eigenart betrachte. Zentrales Schutzziel ist somit der Erhalt jener Arten und Biotoptypen, die in ihrem Vorkommen auf die Stromtäler beschränkt sind oder die doch hier einen Schwerpunkt haben. Als zweites sekundäres Bewertungskriterium tritt die Gefährdung hinzu.

Aus der Analyse der Verbreitung der im Gebiet vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen – hier werden naturraumtypische 55 Arten genannt – und ihrer Gefährdung wird ein Kanon an regionalen Umweltqualitätszielen abgeleitet.

Im Arten- und Biotopschutz liegt ein Problem in der Zielformulierung darin begründet, dass sich nicht alle Schutzziele gleichzeitig auf einer Fläche verwirklichen lassen. Am Beispiel der unteren Mittelbe wird deshalb eine Methode der Prioritätensetzung vorgestellt. Aus diesem Verfahren resultieren für die einzelnen Landschaftstypen Entscheidungsschlüssel, die eine Beurteilung von Entwicklungszielen ermöglichen.

Das zentrale Ziel des Leitbildes Wildnis ist die Reduktion des menschlichen Einflusses und eine hohe Naturnähe. Im Rahmen der Leitbildentwicklung muss geklärt werden, wo sich nach der Nutzungsaufgabe eine (Vegetations-) Entwicklung einstellen wird, die diesem Ziel entspricht bzw., wo die Standortbedingungen soweit verändert sind, dass keine natürliche Entwicklung mehr zu erwarten ist. Für das Untersuchungsgebiet ist das Außendeich-Stromland und das Vorland der Nebenflüsse für die Umsetzung des Leitbildes Wildnis prädestiniert.

An dieser Stelle muss die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit den Leitbildern enden. Die Frage ob die Elbtalau eine Kulturlandschaft bleiben soll, mit Stromtal-Wiesen, Trockenrasen und Störche oder ob eine andere, wildere Schönheit angestrebt wird, liegt bei der Gesellschaft, den Menschen vor Ort und – leider vor allem – bei den PolitikerInnen in Hannover. Auch die Frage wie viele Brenndolden-Wiesen erhalten bleiben sollen, kann nicht von der Vegetationskunde beantwortet werden. Hier können lediglich in Zusammenarbeit mit der Naturschutzökonomie die Kosten für den Erhalt eines Hektars errechnet werden (siehe NNA 2000). Die Entscheidung über den zukünftigen Flächenanteil der Stromtal-Wiesen trifft wiederum die Gesellschaft. Es ist letztlich die Frage, was uns der Naturschutz wert ist. Die Verantwortung für den Erhalt der Kulturlandschaften den LandwirtInnen zu zuschieben, ist nach Ansicht des Autors nicht zulässig.

11 Quellenverzeichnis

11.1 Literatur

- ADOMBENT, M. (2000): Bäuerliche Lebenswelt, Kommunikation und Nachhaltigkeit. – Ökologisches Wirtschaften 3-4/2000: 24, Berlin.
- AG BODENKUNDE (Arbeitsgruppe Bodenkunde der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. verb. u. erw. Aufl., 392 S., Stuttgart.
- AGU (Arbeitsgemeinschaft Gartenarchitektur & Umweltplanung) (1997a): Landschaftsbestandsaufnahme und -bewertung zum Plan nach § 41 FlurbG für das Flurbereinigungsverfahren „Neuhaus“. - im Amt Neuhaus, Landkreis Lüneburg - Im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- (1997b): Landschaftsbestandsaufnahme und -bewertung zum Plan nach § 41 FlurbG für das Flurbereinigungsverfahren „Haar“. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- (1997c): Landschaftsbestandsaufnahme und -bewertung zum Plan nach § 41 FlurbG für das Flurbereinigungsverfahren „Stapel“. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- AMBERGER, A. (1983): Pflanzenernährung. - 2. Aufl., 250 S., Stuttgart.
- ANL (Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (1999): Schön wild soll es sein Wertschätzung und ökonomische Bedeutung von Wildnis. - Laufener Seminarbeitr. 2/99: 1-105, Laufen.
- ARUM (Arbeitsgemeinschaft Raumordnung und Umweltplanung) (1997): Erhalt und Entwicklung von Vordeichsflächen und Binnenstromland in der unteren Mittelelbeniederung. Pflege und Entwicklungsplan zum LIFE-Gebiet Tripkau-Wehningen-Herrenhof. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Hannover.
- (2001): Leitbilder und Maßnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Boden- und Wasserressourcen im niedersächsischen Elbetal. - Konzepte zur Bewältigung landwirtschaftlich-naturschutzfachlicher Konfliktfelder in Auenökosystemen - im Manuskript.
- BALATOVA-TULACKOVA, E. (1965): Cnidion venosi, ein neuer Molinietales-Verband (vorläufige Mitteilung). - Biologia 20: 294-295, Bratislava.
- (1967): Zur Dynamik der Artmächtigkeit innerhalb südmährischer Cnidion venosi-Auwiesen. - in TÜXEN, R. (Hrsg.): Berichte der Symposien der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Gesellschaftsentwicklung. Syndynamik: 361-378, Vaduz.

- (1968): Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften (Vergleichende Studien der Wiesen aus Südmähren und der Südwest-Slowakei). - Acta Sci. Nat. Acad. Sci. Bohem. Slov. Brno NS.2 (2): 3-37, Brno.
 - (1969): Beitrag zur Kenntnis der tschechoslowakischen Cnidion venoisi-Wiesen. - Vegetatio 17: 198-207, Den Haag.
- BENKERT, D., F. FUKAREK & H. KORSCH (1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. - 615 S., Jena.
- BERGMEIER, E., B. NOWAK & C. WEDRA (1984): Silaum silaus- und Senecio aquaticus-Wiesen in Hessen. Ein Beitrag zu ihrer Systematik, Verbreitung und Ökologie. - Tuexenia 4: 163-179, Göttingen.
- BERNDT, S., C. SCHLUMS, C. SCHNATHMEIER & U. VOEDISCH (1997): Schutzwürdigkeitsgutachten mit einem Beitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Qualmwasserbereich zwischen Wilkendorf und Brandstade“. 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. - unveröffentlichte Studienarbeit, 214 S., Policopy, Hannover.
- BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG (1985): Verordnung der Bezirksregierung Lüneburg über das Naturschutzgebiet "Deichvorland bei Bleckede mit Vitico" in der Stadt Bleckede, Landkreis Lüneburg. - 7 S., Lüneburg.
- BFN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (1998): Feuchtgrünland in Norddeutschland. Ökologie, Zustand, Schutzkonzepte. - Angewandte Landschaftsökologie 15. - 291 S., Bonn-Bad Godesberg.
- (1999): Chorologisch-ökologische Auswertungen der Daten der Floristischen Kartierung Deutschlands. - Schr. Reihe Vegetationskde. 11: 1-200, Bonn-Bad Godesberg.
 - (2000): Forum: Referenzliste und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - www.vim.de/Pflanzenges/; Stand vom 25.6.2000.
- BGF (Büro für Grün- und Freiflächenplanung) (1996): Vereinfachtes Flurbereinigungsverfahren. Sumte Landkreis Lüneburg. Wege- und Gewässerplan mit landschaftspflegerischem Begleitplan. Bestandsaufnahme und Bewertung. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Hamburg.
- (1997a): Vereinfachtes Flurbereinigungsverfahren. Stipelse Amt Neuhaus - Landkreis Lüneburg. Wege- und Gewässerplan mit landschaftspflegerischem Begleitplan. Bestandsaufnahme und Bewertung. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg- unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Hamburg.
 - (1997b): Vereinfachtes Flurbereinigungsverfahren. Neu Bleckede Stadt Bleckede - Landkreis Lüneburg. Wege- und Gewässerplan mit landschaftspflegerischem Begleitplan. Bestandsaufnahme und Bewertung. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg- unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Hamburg.

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (1993):
Umweltpolitik. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni
1992 in Rio de Janeiro - Dokumente - Klimakonvention. Konvention über die
Biologische Vielfalt. Rio-Deklaration. Walderklärung. - 56 S., Bonn.
- BÖGER, K. (1991): Grünlandvegetation im Hessischen Ried. Pflanzensoziologische
Verhältnisse und Naturschutzkonzeption. - Botanische Vereinigung für Naturschutz in
Hessen. - 285 S., Frankfurt am Main.
- BONN, S. & P. POSCHLOD (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. - 404
S., Wiesbaden.
- BOSSHARD, A. (1999): Renaturierung artenreicher Wiesen auf nährstoffreichen Böden. Ein
Beitrag zur Optimierung der ökologischen Aufwertung der Kulturlandschaft und zum
Verständnis mesischer Wiesen-Ökosysteme. - Diss. Bot. 303. - 194 S., Berlin, Stuttgart.
- (2000): Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv-Wiesen. Anleitung zur
Renaturierung in der landwirtschaftlichen Praxis. - Naturschutz u. Landschaftsplanung
32 (6): 161-171, Stuttgart.
- BÖTTCHER, S., M. DITTBERNER, M. GRAMSCH, E. KEMPKEN (1994): NSG Elbdeichvorland
zwischen Strachau und Herrenhof. Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept. 4. Projekt
am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. -
unveröffentlichte Studienarbeit, Policopy, 204 S., Hannover.
- BRIEMLE, G., H.-G. KUNZ & A. MÜLLER (1987): Zur Mindestpflege der Kulturlandschaft
insbesondere von Brachflächen aus ökologischer und Ökonomischer Sicht. - Veröff.
Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 62: 141-160, Karlsruhe.
- BUKO (Bundeskongreß entwicklungspotischer Aktionsgruppen) (Hrsg.) (1996):
Pressespiegel zur Studie Zukunftsfähiges Deutschland. - unveröffentlicht, Policopy,
Hamburg.
- BUND & MISEREOR (Hrsg.) (1996): Zukunftsfähiges Deutschland: ein Beitrag zu einer
globale nachhaltigen Entwicklung. - 453 S., Basel, Bonn, Berlin.
- BURKART, M. (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer
und syntaxonomischer Sicht. - Archiv naturwissenschaftliche Dissertationen Band 7. -
157 S., Wiehl.
- DIERKING, H. (1992): Untere Mittelelbe-Niederung zwischen Quitzöbel und Sassendorf.
Naturschutzfachliche Konzeption. - 60 S., Reinbeck.
- DIERSCHKE, H. (1990): Syntaxonomische Gliederung des Wirtschaftsgünlandes und
verwandter Pflanzengesellschaften (Molinio-Arrhenatheretea) in Westdeutschland. - Ber
d. Reinh. Tüxen-Ges. 2: 83-89, Hannover.
- (1997a): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 3. Molinio-
Arrhenatheretea (E 1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1:
Arrhenatheretalia Wiesen und Weiden frischer Standorte. - 74S., Göttingen.
- (1997b): Wiesenfuchsschwanz- (*Alopecurus pratensis*-) Wiesen in Mitteleuropa. -
Osnabrücker naturwiss. Mitt. 23: 95-107, Osnabrück.

- DIERSSEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Schriftenr. Landesamt Naturschutz u. Landschaftspf. Schleswig-Holstein 6. - 157 S., Kiel.
- (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. Vegetationskunde. - 241 S., Darmstadt.
 - & J. SCHRAUTZER (1997): Wie sinnvoll ist ein Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche? Aspekte des Naturschutzes sowie der Landnutzung in intensiv bewirtschafteten agrarischen Räumen. - Laufener Seminarbeitr. 1/97: 93-104, Laufen.
 - & K. WÖHLER (1997): Reflexion über das Naturschutzbild von Naturschützern und das Wissenschaftsbild von Ökologen. - Z. Ökologie u. Naturschutz 6 (3): 169-180, Marburg.
- DRACHENFELS, O. v. (1994): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28 a und § 28 b NNatG geschützten Biotope, Stand September 1994. - Naturschutz Landschaftspf. Nieders. A/4: 1-192, Hannover.
- (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. - Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 34: 1-146, Hannover.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.) (Hrsg.) (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. - 492 S., Bonn.
- EGLER, F. E. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. - Vegetatio 4: 412-417, Den Haag.
- EGL (Entwicklung und Gestaltung von Landschaft) (1996a): Flurneueordnung Dellien Amt Neuhaus. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- (1996b): Flurneueordnung Sückau Amt Neuhaus. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- ELLENBERG H., R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULIBEN (1992): Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. - 2. verb. u. erw. Aufl. 258 S., Göttingen.
- EMPEN, R. (1992): Ökologische Untersuchungen und Entwicklung von Pflegevorschlägen auf Feuchtgrünland im mittleren Elbetal. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Policopy, 411 S., Hamburg.
- ERZ, W. & B. KRAFT (Hrsg.): Naturschutz zwischen Leitbild und Praxis. - Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 50. - 260 S., Greven.
- FINCK, P. (1998): Leitbilder im Naturschutz. Bedeutung - Funktion - Herleitung. - Mitteilungen aus der NNA 3/98: 7-16, Schneverdingen.
- FRAHM J.-P. & W. FREY (1987): Moosflora. - 2., überarb. Aufl., 525 S., Stuttgart.
- FRANKE, CH. (2000): Abschlußbericht des Teilprojektes "Floristische Zusammensetzung, Produktivität und Futterqualität des Elbtalgrünlandes und Möglichkeiten seiner naturschutzdienlichen Weiterentwicklung und Einbindung in landwirtschaftliche Nutzungssysteme" in Verbundforschungsvorhaben "Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft". - im Manuskript.

- FÜHRBÖTER, A. (1981): Zur Geschichte des Deichbaues an der Elbe. - Jh. Heimatkundl. Arbeitskr. Lüchow-Dannenberg 8: 159-167, Lüchow.
- FÜRST, D., H. KIEMSTEDT, E. RATZBORG., F. SCHOLLES (1989): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. Forschungsbericht 1989, UBA-Texte 34/92. - 45 S., Berlin.
- GARVE, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen, 4. Fassung vom 1.1.1993. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 13 (1): 1-37, Hannover.
- (1994): Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Kartierung 1982-1992. — Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 30/1-2: 1-895, Hannover.
- & D. LETSCHERT (1991): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. 1. Fassung vom 31. 12. 1990. - Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 24: 1-152, Hannover.
- & D. ZACHARIAS (1996): Die Farn- und Blütenpflanzen des ehemaligen Amtes Neuhaus (Mittelbe, Lkr. Lüneburg). Ergebnisse einer 1994 durchgeführten Detailkartierung. - Tuexenia 16: 579-625, Göttingen.
- GIGON, O & L. ZIMMERMANN (1975): Platon - Lexikon der Namen und Begriffe. - 351 S., Zürich, München.
- GOELBEL, W. (1995): Die Vegetation der Wiesen, Magerrasen und Rieder im Rhein-Main-Gebiet. - Diss. Bot. 237. - 456 S. Berlin, Stuttgart.
- GRÖNGRÖFT, A. (1999): Die Überflutungswahrscheinlichkeit der Auen im Bereich der unteren Mittelbe. -Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 44: 171-180, Hamburg.
- & R. SCHWARTZ (1999): Vorschläge für die Klassifikation von Böden in Auengebieten - abgeleitet aus Erfahrungen an der Mittelbe. -Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 44: 155-170, Hamburg.
- GUIARD, K-G (1994): Einige grundsätzliche Ausführungen zur Grünland-Terminologie und zur Grünland-Problematik. - Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 37 (1): 15-18, Greifswald.
- HAASE, P. (1994): Die Entwicklung der Landnutzung an der Unteren Havel. - Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg 4: 1-11, Potsdam.
- HAASE, R. (1984): Die Vegetation des Elbvorlandes zwischen Radegast und Bleckede a. d. Vierwerder. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, 21 S., Kiel.
- HABER, W. (1994): Nachhaltige Entwicklung - aus ökologischer Sicht. - Zeitschr. angew. Umweltforschung 7/1: 9-14, Berlin.
- HABERLAND, R. (1988): Geschichte des Grenzgebietes Gartow-Schnackenburg. - 359 S., Lüchow.
- HÄRDTLE, W. (1989): Potentielle natürliche Vegetation - Ein Beitrag zur Kartiermethode am Beispiel der Topographischen Karte 1632 Owschlag. - Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 40: 1-72, Kiel.

- & STARK, A. (1999): Zur biogeographischen Bedeutung des unteren Mittelelbegebietes. in HÄRDTLE (Hrsg.): Die Elbtalaue - Geschichte, Schutz und Entwicklung einer Flußlandschaft: 73-80, Lüneburg.
- HAUFF, V. (Hrsg.) (1987). Unsere gemeinsame Zukunft (Brundtland-Bericht, Weltkommission für Umwelt und Entwicklung).- 46 S., Greven.
- HAUK, M. (1992): Rote Liste der gefährdeten Flechten in Niedersachsen und Bremen, 1. Fassung vom 1.1.1992. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 12 (1): 1-44, Hannover.
- (1998): Die Flechtenflora der Gemeinde Amt Neuhaus (Nordost-Niedersachsen). - Tuexenia 18: 451-461, Göttingen.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. - 768 S., Stuttgart.
- HEGI, G (1906-1931): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 7 Bände, München. - zitiert in WALTHER (1977).
- HEIDT, E., R. SCHULZ & H. PLACHTER (1997): Konzeption und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg). - Verh. Ges. Ökologie 27: 263-272, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- HEIDT, E., R. SCHULZ & M. LEBERECHEIT (1994): Konzeption für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards für eine umweltgerechte Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Land Brandenburg). - Laufener Seminarbeitr. 4/94: 141-152, Laufen.
- HERBST, V. (1998): Leitbilder für den Gewässerschutz. Begriffsbestimmung der LAWA und Folgerungen für die Praxis. - Mitteilungen aus der NNA 3/98: 17-21, Schneverdingen.
- HILDEBRANDT, J. (2000): Abschlußbericht des Teilprojektes "Ökologie, Arten- und Biotopschutz" in Verbundforschungsvorhaben "Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft". - im Manuskript.
- HOBOHM, C. (1998): Pflanzensoziologie und die Erforschung der Artenvielfalt. - Archiv naturwissenschaftliche Dissertationen Band 5. - 231 S., Wiehl.
- HORLITZ, T. (1994): Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes. - Libri Botanici Band 12. - 209 S., Eching.
- (1998): Naturschutzszenarien und Leitbilder. eine Grundlage für die Zielbestimmung im Naturschutz. - Naturschutz u. Landschaftsplanung 30 (10): 327-330, Stuttgart.
- HÜLS, W. (1998): Das Elbdorf Konau. - 144 S., Lüneburg.
- HUNDT, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas I. Die Auwiesen an der Elbe, Saale, Mulde. - Nova Acta Leop. 20. - 206 S., Leipzig.
- (1996): Zur Veränderung der Wiesenvegetation Mitteldeutschlands unter dem Einfluß einer starken Bewirtschaftungsintensität. - Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 8: 127-143, Hannover.

- HUTTER C.-P. (Hrsg.), W. KONOLD & J. SCHREINER (1996): Quellen, Bäche, Flüsse und andere Fließgewässer. Biotop erkennen, bestimmen, schützen. - 152 S., Stuttgart und Wien.
- IKSE (1997): Ergebnisse aus der Elbeforschung. 1991-1995; der Patient Elbe - Anamnese, Diagnose, Therapie. - 95 S., Magdeburg.
- JAHNKE, C. (1998): Charakterisierung der Vegetationszusammensetzung in der Elbmarsch bei Neu Bleckede im Hinblick auf die Landschaftsplanung im Nationalpark Elbtalauen. - unveröffentlichte Diplomarbeit, Policopy, 89 S., Kiel.
- JAX, K. (1999): Natürliche Störung: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? - Z. Ökologie u. Naturschutz 7 (4): 241-253, Marburg.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1997): Die Roten Listen. Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotoptypen in Bund und Ländern. - 581 S., Stuttgart.
- JENTSCH, H. & B. SEITZ (1996): Stromtalpflanzen im Spreewald. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 129: 25-36, Berlin
- JESSEL, B. (1994): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen. - Laufener Seminarbeitr. 4/94: 53-64, Laufen.
- (Hrsg.) (1997): Wildnis ein neues Leitbild? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung für Mitteleuropa. - Laufener Seminarbeitr. 1/97: 1-147, Laufen.
- KAISER, TH. & D. ZACHARIAS (1999): Eine anwendungsorientierte Definition der potentiellen natürlichen Vegetation als Ergebnis der Fachtagung "Die potentielle natürliche Vegetation - Bedeutung eines vegetationskundlichen Konzeptes für die Naturschutzpraxis" vom 1.-2.10.1998 an der NNA. - NNA-Berichte 2/99: 46-47, Schneverdingen.
- KALLEN, H.-W. (1994): Die verschollenen Pflanzenarten des Landkreises Lüchow-Dannewitz und ihre ehemaligen Standorte - Hannoversches Wendland 14:179-192, Lüchow.
- (1995): Das Vorkommen der Quirltännel-Sandbinsen-Gesellschaft (*Elatino alsinastri-juncetum tenageiae* Libbert 1933) im NSG „Untere Seegeniederung“ (Landkreis Lüchow-Dannewitz/Niedersachsen). - Tuexenia 15: 367-372, Göttingen.
- (1996): Beobachtungen zum Diasporenreservoir von Auenböden des Elbtals und der Jeetzelnieferung. - Braunschweiger Geobotanische Arbeiten Bd. 4: 225-237, Braunschweig.
- KAPFER (1988): Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlandes - Diss. Bot. 120: 144 S., Berlin, Stuttgart.
- KARBINIER, O., T. KUNNITZ & B. DE WOLF (1994): NSG-Werder Neu Garge. Schutz-, Pflege- und Entwicklungskonzept. 4. Projekt am Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover. - unveröffentlichte Studienarbeit, Policopy, 175 S., Hannover.

- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. - 461 S., Stuttgart.
- KIEMSTEDT, H. (1993): Leitlinien und Umweltqualitätsziele für Naturschutz u. Landschaftspflege. - in HENLE & KAULE: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland: 338-342.
- KIFFE, K. (1997): Ein Neufund von *Carex pseudobrizoides* in Mecklenburg-Vorpommern und eine Bestimmungsschlüssel der Arten der Sektion Ammoglochin. - Bot. Rundbr. Mecklenburg-Vorpommern 30: 97-104, Waren.
- KIFFMANN, R. (1991): Illustriertes Bestimmungsbuch für Wiesen- und Weidepflanzen des mitteleuropäischen Flachlandes. Teil B: Sauergräser, Binsengewächse und sonstige grasartige Pflanzen. 3. Aufl., 120 S., Freising-Weihenstephan.
- KLAPP, E. (1951): Pflanzengesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes. Arb. gem. Grünlandsoziologie, 138 S., Braunschweig-Völkerode- zitiert in BÖGER (1991)
- & W.O. v. BOBERFELD (1990): Taschenbuch der Gräser. Erkennung und Bestimmung, Standort und Vergesellschaftung, Bewertung und Verwendung. - 12., überarb. Aufl., 282 S., Berlin, Hamburg.
- &- (1995): Kräuterbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasenkräuter. - 127 S., Berlin, Wien.
- KLEINSCHMIDT, C. & G. ROSENTHAL (1995): Samenbankpotential und Diasporenverdriftung in überschwemmten Feuchtwiesen. - Kieler Notizen Pflanzenkunde 23 (1): 40-44, Kiel.
- KNAUER (1963): Über die Brauchbarkeit der Pflanzenanalyse als Maßstab für die Nährstoffversorgung und das Düngedürfnis von Grünland. Schriftenreihe der Landw. Fakultät der Univ. Kiel. - Haburg, Berlin. - zitiert in VOIGTLÄNDER & JACOB (1987).
- KNÖRZER, K.-H. (1996): Beitrag zur Geschichte der Grünlandvegetation am Niederrhein. - Tuexenia 16: 627-636, Göttingen.
- KOHMANN, F. (1997): Das Leitbild - eine Begriffsbestimmung. - Zbl. Geol. Paläont. Teil 1 (10): 923-927, Stuttgart.
- KÖLBEL, A., K. DIERSSEN, H. GRELL & K. VOSS (1990): Zur Veränderung grundwasserbeeinflußter Niedermoor- und Grünlandvegetationstypen des Nordwestdeutschen Tieflandes - Konsequenzen für „Extensivierung“ und „Flächenstillegung“. - Kieler Notizen Pflanzenkunde 20 (3): 67-89, Kiel.
- KÖNIGLICHES STATISTISCHES BÜRO (1903): Viehbestand und Obstbaumlexikon vom Jahre 1900 für den preußischen Staat. 9. Heft. Provinz Hannover. - Berlin.
- KOPERSKI, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen, 2. Fassung vom 1.1.1999. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 19 (1): 1-76, Hildesheim.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. - Tuexenia 7: 53-67, Göttingen.

- LANDWEHR, J. (1984): Nieuwe Atlas Nederlandse Bladmossen. 568 S., Zutphen.
- LIPULT, S. & R. SUCK (1989): Die Stromtalwiesen und ihre charakteristischen Arten in Rheinland-Pfalz - ein Schutz- und Pflegekonzept. - Beitr. Landespf. Rheinland-Pfalz 12: 77-176, Oppenheim.
- LOOS (1994): Bestimmungsschlüssel für die Gruppe des Sumpf-Vergissmeinnichts (Myosotis Ser. Palustres M. Popov) in Nordwestdeutschland. - Flor. Rundbr. 28 (1): 1-5, Bochum.
- LWK (Landwirtschaftskammer Hannover) (1998): Landschaftspflegeversuch in Penkefitz - Dannenberger Marsch - Versuchsergebnisse 1985 bis 1996. - unveröffentlichtes Gutachten, 19 S., Hannover.
- MARZELI, S. (1994): Zur Relevanz von Leitbildern und Standards für die ökologische Planung. - Laufener Seminarbeitr. 4/94: 11-23, Laufen.
- MEIBEYER, W. (1980): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 58 Lüneburg.- 43 S., Bonn-Bad Godesberg.
- (1994): Das Gartower Gefilde am Ende des 17. Jahrhunderts. Faksimile-Ausgabe einer Landkarte von 1695. - Schriftenreihe des Heimatkundlichen Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg. Heft 9. - 31 S., Lüchow.
- MEISEL, K. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flusstäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. - Schr. Reihe Vegetationskde. 11: 1-121, Bonn.
- MELF (Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) & MU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt) (Hrsg.) (1989): Niedersächsisches Landschaftsprogramm. - 133 S., Hannover.
- MEYENBURGER, G., F. KRÜGER, M. RODE, H. RUPP & R. SCHWARTZ (1999): Möglichkeiten und Ziele einer projekt- und institutsübergreifenden Harmonisierung von bodenkundlichen Untersuchungen an Auenböden der Mittelelbe. - Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 44: 93-98, Hamburg.
- MEYER-CORDS, C. & P. BOYE (1999): Schlüssel-, Ziel-, Charakterarten. Zur Klärung einiger Begriffe im Naturschutz. - Natur u. Landschaft 74(3): 99-101, Stuttgart.
- MONTENEGRO H., T. HOLFELDER & B. WAWRA (1999): Untersuchungen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser in Flußauen. - Auenreport - Beiträge aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe - Brandenburg; Sonderband 1/1999: 27-40, Rühstadt.
- MUCINA, L., G. GRABHERR & T. ELLMAUER (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I Anthropogenen Vegetation. - 578 S., Jena.
- MÜLLER, J., G. ROSENTHAL & H. UCHTMANN (1992): Vegetationsveränderungen und Ökologie nordwestdeutscher Feuchtgrünlandbrachen. - Tuexenia 12: 223-244, Göttingen.
- MÜLLER, M. (1980): Handbuch ausgewählter Klimastationen der Erde. - 346 S., 2. Aufl., Trier.

- NEUSCHULTZ, F. (Hrsg.) (1999): Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelelbe (Brandenburg)". - 124 S., Rühstätt.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT (1961a): Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts, Blatt Boitzenburg, aufgenommen 1776; reproduziert und im Maßstab 1:25.000 neu herausgegeben.
- (1961b): Kurhannoversche Landesaufnahme des 18. Jahrhunderts, Blatt 81 Gartow, aufgenommen 1776; reproduziert und im Maßstab 1:25.000 neu herausgegeben.
 - (ohne Jahresangabe a): Preußische Landesaufnahme, Messtischblatt 1:25.000, Blatt 2630 Boitzenburg, aufgenommen 1881; reproduziert und neu herausgegeben.
 - (ohne Jahresangabe b): Preußische Landesaufnahme, Messtischblatt 1:25.000, Blatt 2934 Lenzen, aufgenommen 1881; reproduziert und neu herausgegeben.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESGESELLSCHAFT MBH (1997a): Vereinfachte Flurneueordnung Kaarßen Landkreis Lüneburg. Bestandsaufnahme: Landschaft, Wege und Gewässer. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- (1997b): Vereinfachte Flurneueordnung Tripkau Landkreis Lüneburg. Bestandsaufnahme: Landschaft, Wege und Gewässer. - im Auftrag des Amtes für Agrarstruktur Lüneburg. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, Lüneburg.
- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (1999): Auswertungskarten, berechnet mit der Methodenbank des NiBis auf Grundlage der Bodenschätzung i.M. 1:5.000 und Klimadaten verschiedener Stationen. - Hannover.
- NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) (1977): Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche /ökologisch und/oder naturwissenschaftlich wertvolle Gebiete). Blatt L 2728 Lüneburg (Elbe). - Karte im Maßstab 1:50.000, Hannover.
- (1992): Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Blatt L 2934 Lenzen (Elbe). - Karte im Maßstab 1:50.000, Hannover.
 - (1993): Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen. Blatt L 2730 Boitzenburg (Elbe). - Karte im Maßstab 1:50.000, Hannover.
- NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz) (2000): Abschlußbericht des Verbundforschungsvorhabens "Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft. Ziele, Instrumente und Kosten einer umweltschonenden und nachhaltigen Landwirtschaft im niedersächsischen Elbetal". - im Manuskript.
- OBERDORFER, E. (1993): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. - 3. Aufl., 455 S., Jena, Stuttgart, New York.
- (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7., überarbeitete und ergänzte Aufl., 1050 S., Stuttgart.

- OOMES, M. J. M., & H. MOOI (1985): The effect of management of succession and production of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. - Münstersche Geographische Arbeiten 20: 59-67, Paderborn.
- PATZELT, A & J. PFADENHAUER (1998): Keimungsbiologie und Etablierung von Niedermoor-Arten bei Ansaat durch Mähgutübertragung. - Z. Ökologie u. Naturschutz 7: 1-13, Marburg.
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. - Z. Ökologie u. Naturschutz 3 (2): 87-106, Marburg.
- (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. - Verh. Ges. Ökologie (26): 287-303, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- PLENK, S. & A.-M. WEBER (1992): Rückgang und vegetationskundliche Beurteilung der Feuchtwiesen der Marchniederung bei Drösing. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 129: 1-33, Wien.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2., überarb. u. stark erw. Aufl., 622 S., Stuttgart.
- REINSTORF, E. (1929,1980): Elbmarschkultur zwischn Bleckede und Winsen an der Luhe in ihrer erd- und menschengeschichtlichen Entwicklung. - Nachdruck, 504 S., Lüneburg.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhalt und Regeneration von Feuchtwiesen. Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. - Diss. Bot. 182. - 283 S. Berlin, Stuttgart.
- ROTHMALER, W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. - 283 S., Berlin, Stuttgart.
- RUNGE, F. (1985): 21-, 10-, und 8-jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien. - Münstersche Geographische Arbeiten 20: 45-50, Paderborn.
- RUHR-STICKSTOFF AG (Hrsg.) (1988): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. - 11. überarb., erg. u. erw. Aufl., 587 S., Münster-Hiltrup.
- SACH, W. & J. SCHRAUTZER (1994): Phytomasse- und Nährstoffdynamik sowie floristische Veränderungen von Knickfuchsschwanz-Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati* Tx. 37) unter extensiver Nutzung. - Flora 189: 37-50, Jena.
- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz, Zieldiskussion am Beispiele der Nationalpark-Idee. - Natur u. Landschaft 65(6): 292-298, Stuttgart.
- SCHIEFER, J. (1983): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 57/58: 33-62, Karlsruhe.
- SCHMIDT, W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. - Scripta Geobotanica 15. - 199S., Göttingen.

- SCHÖLLHOER, J. (1984): Gezielte Düngung erhöht die Wirtschaftlichkeit der Kulturart "Dauergrünland". - Inform. Landwirtsch. Bad.-Württ., (1). - zitiert in BRIEMLE et al. (1987).
- SCHRAUTZER, J. & WIEBE, C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. - *Phytocoenologia* 22 (1): 105-144, Berlin, Stuttgart.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands.- 403 S., Jena, Stuttgart.
- SCHWARTZE, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. - Diss. Bot. 183. - 204 S., Berlin, Stuttgart.
- SCHWARTZ, R. (1999): Geologische und pedologische Aspekte der Entwicklung des Elbtals bei Lenzen. - *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44: 52-64, Hamburg.
- A. NEBELSIEK & A. GRÖNGRÖFT (1999): Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Messort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997. - *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44: 65-83, Hamburg.
- SIMON, M. (1984): Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. - *WWT* 7/94, 25-31. - zitiert in MEYENBURGER et al. (1999).
- SPATZ, G. (1994): Freiflächenpflege. - 296 S., Stuttgart.
- SPELLERBERG I. F. & S. R. HARDES (1992): *Biological Conservation*. - 123 S., Cambridge. - zitiert in PLACHTER, H. (1994)
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 2 (2): 181-192, Marburg.
- THOMAS, P. (1990): Grünlandgesellschaften und Grünlandbrachen in der nordbadischen Rheinaue. - Diss. Bot. 162. - 257 S. Berlin, Stuttgart.
- TREPL, L. (1987): Natur im Griff - Landschaft als Ökoparadies. - *Garten und Landschaft* 3 97 Jg.: 37-44, München.
- TÜXEN, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. - *Angew. Pflanzensoz.* 8: 64-98, Stolzenau.
- (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. - *Angew. Pflanzensoz.* 13: 4-52, Stolzenau.
- (1977): Das *Ranunculo repentis-Agrophyretum repentis*, eine neu entstanden Flutrasen-Gesellschaft an der Weser und an anderen Flüssen. - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. (NF)* 19/20: 219-224, Todenmann, Göttingen.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (1997): Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. - 2. Aufl., 365 S., Berlin.
- USHER, M.-B. & W. ERZ (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme - Methoden - Beispiele. - 340 S., Heidelberg
- URBAN, B., A. HEINS & CH. BRENNER (2000): Abschlußbericht des Teilprojektes "Standortökologische Untersuchungen zur Erfassung des Ist-Zustandes von Boden,

- Bodenwasser und Grundwasser und deren Schutz im niedersächsischen Elbetal" in Verbundforschungsvorhaben "Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft". - im Manuskript.
- VENT, W. & D. BENKERT (1984): Verbreitungskarten brandenburgischer Pflanzenarten. 2. Reihe. Stromtalpflanzen (1). - *Gleditschia* 12 (2): 213-238, Berlin.
- VOIGTLÄNDER, G. & H. JACOB (1987): Grünlandwirtschaft und Futterbau. - 480 S., Stuttgart.
- VON HAAREN, C. (1988): Beiträge zu einer normativen Grundlage für praktische Zielsetzungen im Arten- und Biotopschutz. - *Landschaft und Stadt* 20 (3): 97-106, Hannover.
- VOSS, K. (1999): Die Bedeutung extensiv beweideten Feucht- und Überschwemmungsgrünlandes in Schleswig-Holstein für den Naturschutz. - unveröffentlichte Dissertation, Policopy, 185 S., Kiel.
- WALTHER, K. (1955): *Veronica longifolia-Scutellaria hastifolia*-Ass. - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. (NF)* 5: 103, Stolzenau.
- (1976): Die Vegetation des Elbvorlandes zwischen Barförde und Bleckede und des feuchten, deichnahen Binnendeichgeländes. - unveröffentlichtes Gutachten, Policopy, 23 S., Hamburg.
 - (1977a): Die Flussniederung von Elbe und Seege bei Gartow (Kr. Lüchow-Danneberg). - *Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* 20 (Suppl.): 1-123, Hamburg.
 - (1977b): Die Vegetation der Gemeinde Fuhlkarren bei Meetschow (Kr. Lüchow-Danneberg) - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. (NF)* 19/20: 253-268, Todenmann, Göttingen.
 - (1983): Bemerkenswerte Pflanzengesellschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Danneberg). - *Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF)* 25: 187-212, Hamburg.
 - (1987) Die natürliche Vegetation der Landschaften um Gorleben (Kreis Lüchow-Danneberg, Niedersachsen) und ihre Gefährdung. - *Tuexenia* 7: 303-328, Göttingen.
- WEGENER, U. (Hrsg.) (1998): Naturschutz in der Kulturlandschaft: Schutz und Pflege von Lebensräumen. - 456 S., Jena.
- WERNER, W. (1983): Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt einiger Pflanzenbestände. - *Scripta Geobotanica* 16. - 95 S., Göttingen.
- WIEGLEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6 (1): 43-62, Marburg.
- (Hrsg.) (1999): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. 263 S., Heidelberg.
- WILLERDING, U. (1975): Vegetation und Ackerbau im Hannoverschen Wendland während des Mittelalters. - *Rapports du IIIem Congès International d'Archéologie Slave*: 905-915, Bratislava.
- WILKENS H. (1999): Die Aland-Niederung (Sachsen-Anhalt): Planung im alten Stil statt Hochwasserschutz im Gesamtkonzept. - *Natur u. Landschaft* 74(2): 52-57, Stuttgart.

- WILMANS, O. & DIERSSEN, K. (1979): Kriterien des Naturschutzwertes, dargestellt am Beispiel mitteleuropäischer Moore. - *Phytocoenologia* 6: 544-558, Stuttgart, Braunschweig.
- WIRTH, V. (1995): Flechtenflora: Bestimmung und ökologiosche Kennzeichnung der Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. - 2. neubearbeitete und ergänzte Aufl., 461 S., Stuttgart.
- WOLF, G., H. WIECHMANN & K. FORTH (1984): Vegetationsentwicklung in aufgegebenenen Feuchtwiesen und Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf Pflanzenbestand und Boden. - *Natur u. Landschaft* 59 (7/8): 316-322, Stuttgart.
- ZACHARIAS, D. & E. GARVE (1996): Verbreitung und Häufigkeit von Stromtalpflanzen im ehemaligen Amt Neuhaus (Mittelbe, Lkr. Lüneburg). - *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* Bd. 4: 35-58, Braunschweig.
- ZALUSKI, T. (1995): Meadow Communities of *Cnidion Dubii* Bal.Tul. 1966 Alliance in Poland. - *Monographiae Botanicae* Vol. 77. - 142 S., Lodz.

11.2 Mündliche Mitteilungen

- GARVE, E. & D. ZACHARIAS (Niedersächsischen Landesamt für Ökologie): mündliche Mitteilung vom 28.1.1999.
- HÖLZEL, N. (Universität Gießen): mündliche Mitteilung vom 24.10.2000.
- KALLEN, H.-W. (Landschaftspflegeverband Wendland-Altmark): mündliche Mitteilungen vom 11.3.1998 und 10.6.1999.

11.3 Schriftliche Mitteilungen

- FARTMAN, Th. (Landschaftsökologisches Planungsbüro V. Stelzig, Soest): schriftliche Mitteilung vom 30.11.2000.
- KALLEN, H.-W. (Landschaftspflegeverband Wendland-Altmark): schriftliche Mitteilungen vom 24.4.1998.