

# Schlussbericht zum FE-Vorhaben

## *„Unstrut-Revitalisierung“*

### Teilprojekt 3:

## Ökologische Bewertung und Biomonitoring - Auswirkungen der Bewirtschaftungsform auf die Biozönose

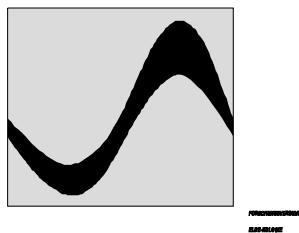
Laufzeit des FE-Vorhabens: 01.09.1996 bis 31.08.1999

Auftraggeber: Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena

Auftragnehmer: Friedrich-Schiller-Universität, Jena

Steffen Malt & Jörg Perner

unter Mitarbeit von Katja Reichenbecher & Mareike Güth



November 1999

## **Inhaltsverzeichnis:**

<b>1.</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	Vorwort	1
1.2	Projekteinbindung, Zielstellung und Arbeitshypothesen	1
<b>2.</b>	<b>Beschreibung des Untersuchungsansatzes</b>	<b>5</b>
2.1	Untersuchungsgebiete und Probeflächenauswahl	5
2.2	Witterung im Untersuchungszeitraum	8
2.3	Untersuchungsprogramm und Erfassungsmethodik der Freilandstudien	10
2.4	Methoden der Datenauswertung	19
<b>3.</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>22</b>
3.1	Bodenkundliche Charakterisierung der Probeflächenstandorte	22
3.2	Hydrologische Charakterisierung der Probeflächenstandorte	22
3.3	Meso- und mikroklimatische Untersuchungen	26
3.3.1	Charakterisierung der Probeflächenvarianten	26
3.3.2	Nutzungsregime und Mikroklima	35
3.4	Vegetationskundliche Analyse der Probeflächenstandorte	37
3.4.1	Pflanzensoziologische und vegetationsstrukturelle Ist-Zustandsbeschreibung	37
3.4.2	Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen	49
3.4.3	Schlüsselfaktoren-Analyse zum Verteilungsmuster der Arten	54
3.5	Analyse ausgewählter epigäischer Arthropoden-Assoziationen	57
3.5.1	Arachnida (Spinnen und Weberknechte)	57
3.5.1.1	Ist-Zustandsbeschreibung der Arten-Assoziationen	57
3.5.1.2	Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen	63
3.5.1.3	Differentialarten-Analyse der klassifizierten Probeflächenvarianten	65
3.5.1.4	Schlüsselfaktoren-Analyse zum räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Arten	68
3.5.2	Coleoptera	72
3.5.2.1	Ist-Zustandsbeschreibung der Arten-Assoziationen	72

3.5.2.2	Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen	77
3.5.2.3	Differentialarten-Analyse der klassifizierten Probeflächenvarianten	79
3.5.2.4	Schlüsselfaktoren-Analyse zum räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Arten	79
<b>4.</b>	<b>Diskussion</b>	86
4.1	Synthese zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse	86
4.2	Tragfähigkeit des Bioindikationsansatzes zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse	87
4.3	Bewertung des biotischen Entwicklungspotentials der untersuchten Probeflächen- Varianten und Prognose ökologischer Auswirkungen der Extensivierungsmaßnahmen	90
4.4	Abschätzung der potenziellen ökologischen Auswirkungen projektspezifischer Entwicklungsszenarien auf die Vegetation und die Arthropodenfauna	92
4.5	Einordnung des ökologischen Ist-Zustandes im 'status quo' der Unstrutau im Vergleich zum Flußsystem Ilm und Skalenbetrachtung in Bezug auf die Entwicklungsszenarien	97
<b>5.</b>	<b>Zusammenfassung</b>	100
<b>6.</b>	<b>Literatur</b>	102

## ANHANG

Tab. 1: Protokoll der Fangzeiten der Bodenfallen (Unstrut 1996-98)

Tab. 2: Protokoll zur Anzahl der Datensätze der Temperatur-Logger pro  
Messzeitraum

Tab. 3: Protokoll zur Anzahl der Datensätze der Luftfeuchte-Logger pro  
Messzeitraum

Tab. 4: Protokoll zur Anzahl der Datensätze der Lichtintensitäts-Logger pro  
Messzeitraum

- Tab. 5: Übersicht zu Laufzeiten und Messstandorten der Mikroklima-Datalogger (f=keine Messdaten, fW=Datenausfall durch fehlerhafte Messinstallation, fD=fehlerbehaftete Daten)
- Tab. 6: Umwelt- und Witterungsparameter zur Schlüsselfaktorenanalyse
- Tab. 7: Pflanzenartenliste und Artmächtigkeiten (Braun-Blanquet-Schätzwerte mittels code replacement 1-9 ersetzt; Deckungswerte aller Aufnahmen pro Art und Probestfläche gemittelt)
- Tab. 8: Artenliste und Fangzahlen adulter Spinnen (Bodenfallen, Unstrut 1996-98)
- Tab. 9: Artenliste und Fangzahlen der Weberknechte (Bodenfallen, Unstrut 1996-98)
- Tab. 10: Artenliste und Fangzahlen der Käfer (Bodenfallen, Unstrut 1996-98)
- Karte 1: Transekte und Meßpunkte Untersuchungsgebiet Altengottern (A)
- Karte 2: Transekte und Meßpunkte Untersuchungsgebiet Thamsbrück (B)
- Karte 3: Transekte und Meßpunkte Untersuchungsgebiet Schallenburg (C)
- Karte 4: Ergebnisse der Offenlandbiotopkartierung Untersuchungsgebiet Altengottern (A) / Thamsbrück (B)
- Karte 5: Ergebnisse der Offenlandbiotopkartierung Untersuchungsgebiet Schallenburg (C)
- Anlage: Ergebnisbericht zum Auftrag für bodenkundliche Standortaufnahmen und analytische Bodenuntersuchungen in der Unstrut-Aue bei Thamsbrück (TK 4828 Bad Langensalza) und Schallenburg (TK 4832 Sömmerda)

---

**Anschriften der Autoren:**

Dr. Steffen Malt  
Institut für Ökologie  
Universität Jena  
Dornburger Str. 159  
D-07743 Jena  
Tel.: +49 (0) 3641 949406  
Fax: +49 (0) 3641 949402  
E-mail: b5mast@rz.uni-jena.de

Dr. Jörg Perner  
Institut für Ökologie  
Universität Jena  
Dornburger Str. 159  
D-07743 Jena  
Tel.: +49 (0) 3641 949421  
Fax: +49 (0) 3641 949402  
E-mail: bjp@rz.uni-jena.de

## 1. Einleitung

### 1.1 Vorwort

Anthropogene Maßnahmen an Flussläufen dienen vor allem dem Hochwasserschutz und damit der Kulturlandgewinnung im natürlichen Überschwemmungsbereich der Flüsse (Aue). Noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts verfolgte der Wasserbau das Ziel, Grundwasserstände abzusenken (Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen) und Hochwässer fernzuhalten. Heute dagegen steht der Erhalt der Grundwasserstände und -reserven im Vordergrund.

Zunehmende Nutzungskonflikte haben dazu geführt, dass in Mitteleuropa kaum noch zusammenhängende, naturnahe Auen-Ökosysteme erhalten sind (vgl. GERKEN 1988). Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass natürliche Auenlandschaften mit ihren ca. 12.000 autochthonen Tier- und Pflanzenarten die höchste Biodiversität in den Ökosystemen Europas aufweisen (GEPP et al. 1985), erscheint diese Tatsache besonders bedenklich.

Die Sicherung und Entwicklung natürlicher Ressourcen, ist erklärtes Ziel der Naturschutzgesetze des Bundes und der Länder. Dabei kommt der "Ressourcen-Entwicklung" anthropogen devastierter Lebensräume immer größere Bedeutung zu (PFADENHAUER 1988). Das gilt insbesondere auch für das Hauptgewässer des Thüringer Keuperbeckens, die Unstrut.

Im Rahmen des BMBF-Projektes "Unstrutauen-Revitalisierung" wird eine Renaturierung im Sinne einer Revitalisierung in den Vordergrund gestellt, d.h. die Rückführung eines anthropogen geprägten Ökosystems in einen naturnäheren Zustand (PFADENHAUER & MAAS 1991), ohne dass eine Wiederherstellung des ursprünglichen, historisch begründbaren Zustandes im Sinne einer Regenerierung angestrebt wird. Basierend auf dem derzeitigen Wissensstand hinsichtlich standortgerechter, ökologisch und ökonomisch verträglicher Flächennutzungskonzepte sind bereits Umsetzungsmaßnahmen im Modellgebiet Unstrut angelaufen und weitere zu erwarten bzw. in Planung. Die Entwicklung ökologisch optimaler Renaturierungsverfahren befindet sich dabei noch in ihren Anfängen. Die Auswirkungen derartiger Maßnahmen auf Auenökosysteme wirft eine Reihe von Fragen auf. So sind z.B. die Wechselwirkungen mit dem Überschwemmungsgebiet, trotz ihrer großen Bedeutung für die Dynamik der Auensysteme noch unzureichend erforscht. Dies gilt insbesondere für die Uferbiotope (vgl. u.a. PFADENHAUER & MAAS 1991).

### 1.2 Projekteinbindung, Zielstellung und Arbeitshypothesen

Das Teilprojekt 3 der Friedrich-Schiller-Universität Jena ist Bestandteil des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens "Unstrut-Revitalisierung" der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena innerhalb des BMBF-Förderschwerpunktes "Ökologische Forschung in der Stromtallandschaft Elbe".

Der im Teilprojekt 'Ökologische Bewertung und Biomonitoring - Auswirkungen der Bewirtschaftungsform auf die Biozönose' verfolgte Untersuchungsansatz basiert auf einer umfassend vernetzten Analyse, die hydrologische, bodenkundliche, klimatische und vegetationsstrukturelle Standortqualitäten mit Mustern in der Artenkomposition zur Bioindikation geeigneter Arthropodengruppen verknüpft. Im Ergebnis derartiger Schlüsselfaktorenanalysen werden "belastbare Korrelationen" herausgearbeitet, die statistisch abgesicherte Hauptkomponenten der vorgefundenen Artenverteilung darstellen. Darauf aufbauend ist eine ökologische Zustandsbeschreibung und Bewertung realisierbar, die nicht rein phänomenologische Kriterien in den Vordergrund stellt, sondern das Hauptgewicht auf funktionale Aspekte und auf die Vernetzung der betrachteten Ökosystemkompartimente legt.

Der komplexe, ökologischen Mindestanforderungen Rechnung tragende Untersuchungsansatz (Spinnen, Käfer, Vegetation, Mesoklima, Mikroklima, Boden, Grundwasser, Nutzung) ermöglicht es, für einzelne Arten des Arthropoden-Indikationssystems Beziehungen zwischen dem Vorkommen bzw. der relativen Häufigkeit sowie "Lebensstrategien" dieser Arten und bestimmten Habitatparametern (Systemzuständen) als korrelative Zusammenhänge darzustellen.

Derartige "Habitatmodelle" stellen die einzige Möglichkeit dar, für biotische Daten flächenhafte Extrapolationen vornehmen zu können, die auf vergleichbare Naturräume übertragbar sein sollten.

Der ökologische Effekt von Revitalisierungsmaßnahmen kann über den Vergleich der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der betroffenen Biozöosen abgeschätzt werden. Bislang beurteilte man anthropogene Maßnahmen an Fließgewässern lediglich über Änderungen innerhalb des Wasserkörpers. Dabei wurde anhand ausgewählter Organismen der Zustand des Gewässers charakterisiert (Saprobien-Index) und daraus eine Bewertung abgeleitet. Die fehlende Berücksichtigung regionaler oder historisch-zoogeographischer Unterschiede sowie die vielfach fehlende Einbeziehung der Auenbereiche in derartige Untersuchungen rufen jedoch zunehmend Kritik hervor (z.B. MARGREITER-KOWNACKA et al. 1984, BRAUKMANN 1987, FOECKLER & BOHLE 1991). Somit sind komplexere Bewertungssysteme für die ganzheitliche Betrachtung der ökologischen Situation von Fließgewässerökosystemen erforderlich. Im Teilprojekt 'Ökologische Bewertung und Biomonitoring - Auswirkungen der Bewirtschaftungsform auf die Biozönose' wird daher ein ökosystemarerer Ansatz verfolgt. Dazu werden zoologische (Einbeziehung mehrerer Indikatorgruppen verschiedener trophischer Ebenen), botanische und abiotische (Boden, Grundwasser, Bestands- und Mikroklima, aktuelle und historische Nutzung) Untersuchungen in drei Untersuchungsgebieten im Mittellauf der Unstrut (im Bereich Altengottern, Thamsbrück und bei Schallenburg) vorgenommen. Dabei unterscheiden sich die ausgewählten Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer gegenwärtigen anthropogenen Nutzung (Acker, Standweide, Mähweide, 3-Schnittwiese, 1-Schnittwiese, Brache) bzw. ihrer Lage zum Deich (siehe Kap. 2.1).

Taxonomische Gruppen, die für die Bioindikation genutzt werden, sollten grundsätzlich artenreich sein. Artenreiche Organismengruppen besiedeln in der Regel auch ein breiteres Spektrum unterschiedlicher Lebensraumtypen in verschiedenen Stufen der anthropogenen Beeinflussung durch möglichst viele Vertreter. Damit vergrößert sich die Chance, für eine bestimmte ökologische Situation eine gute indikatorische Aussage mit Hilfe der bearbeiteten Gruppe treffen zu können. Voraussetzung hierfür ist wiederum ein allgemein guter Kenntnisstand über die ökologischen Ansprüche der Vertreter der jeweiligen Organismengruppe. Gleichzeitig sollte ein ökologisches Untersuchungskonzept immer auch einen (holistischen) biozönotischen Ansatz darstellen, d.h. neben grundlegenden vegetationskundlichen (pflanzensoziologischen und vegetationsstrukturellen) Untersuchungen Datenerhebungen zu Tiergruppen verschiedener Trophiestufen umfassen. Dadurch wird man dem komplexen Beziehungsgeflecht ökologischer Wirkungszusammenhänge eher gerecht als durch autökologische Betrachtungsweisen (STÜBER 1993). Vor diesem Hintergrund lassen sich die Spinnen (Araneae) als karnivore Gruppe und die Käfer (Coleoptera) mit detritivoren, herbivoren und karnivoren Arten, als für die bioindikative Bewertung im terrestrischen Bereich nutzungsgeprägter Auestandorten besonders geeignet charakterisieren. Bei den bereits über zwei Jahrzehnte laufenden strukturanalytischen Arbeiten an Arthropoden-Vergesellschaftungen in Grasland-Ökosystemen, die am Institut für Ökologie der Universität Jena durchgeführt werden, konnten umfangreiche Kenntnisse zur spatialen und saisonalen Einnischung rasenbewohnender Arten gewonnen werden (z.B. MÜLLER et al. 1978, PERNER 1997, SCHÖNBORN & MALT 1995). Sie stellen eine solide Basis für die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen dar.

Für das hier vorgestellte Biomonitoring wurden die verschiedenen Untersuchungsflächen mit je 10 Bodenfallen beprobt. Mit dieser Methode konnten vorrangig die zur bioindikativen Zustandsbewertung von landwirtschaftlich genutzten Flächen hervorragend geeigneten epigäisch aktiven Arthropodengruppen der Käfer (Coleoptera) und Webspinnen (Araneae) erfasst werden. Mit diesen, bereits im Mai 1996 im Rahmen einer Vorstudie begonnenen Untersuchungen, wurden über drei Vegetationsperioden und die dazwischenliegenden zwei Winterhalbjahre hinweg (Mai 1996 bis Oktober 1998) Daten zum Artenspektrum und zur relativen Aktivitätsdichte erhoben. Ausgehend von den weitgehend bekannten ökologischen Anspruchsprofilen indikatorisch besonders geeigneter Arten und Artengruppen lassen sich aus qualitativen und quantitativen Strukturparametern der standortbezogenen Arthropodenzönose konkrete Rückschlüsse auf die strukturelle und mikroklimatische Lebensraumsituation und damit auf die Habitatqualität ziehen.

Ein Ziel der Untersuchungen innerhalb des Teilprojektes 3 war, biozönotische Parameter zu ermitteln, mit denen die ökologische Effizienz von Revitalisierungsmaßnahmen auf ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen im Auenbereich eines typischen Fließgewässers des lößgeprägten Thüringer Beckens geprüft werden kann. Ein weiteres Ziel bestand darin, dass hier angewandte Indikationssystem zu einem Instrumentarium zu entwickeln, welches kurzfristig eine wissenschaftlich solide, ökologische Ist-Zustandsanalyse und Bewertung im Sinne einer Effizienzkontrolle der Extensivierungsmaßnahmen ermöglicht und längerfristig prognostische Aussagen zu potenziellen ökologischen Auswirkungen von Nutzungsumstellungen, die eine Auen-Revitalisierung zum Ziel haben, erlauben sollte.

Mit dem 3jährigen Untersuchungsprogramm war eine umfassende ökologische Analyse des Ist-Zustandes der ausgewählten Standorte zu leisten, die erste prognostische Abschätzungen der ökologischen Auswirkungen von im Sinne einer Auen-Revitalisierung vorgenommenen Landnutzungsänderungen ermöglichen sollte. Der gewählte Untersuchungsansatz erlaubte durch die gleichzeitige Probenahme auf zeitlich unterschiedlich alten "Entwicklungsstadien" umgenutzter ehemaliger Ackerstandorte schon im geplanten Förderzeitraum eine erste Erfolgskontrolle der begleiteten Revitalisierungsmaßnahmen (Umwandlung von Acker in Grünland, Grünlandextensivierung, Flächenstillegung und Vernässung). Eine abschließende Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der Einzelmaßnahmen im Sinne einer Effizienzkontrolle kann jedoch erst durch ein längerfristig angelegtes (10-20 Jahre), mehrjähriges, periodisches Biomonitoring geleistet werden.

Folgende Fragestellungen standen im Mittelpunkt der Untersuchungen:

- (1) In welchen Zeiträumen treten welche Veränderungen in der Struktur der Arthropoden-Assoziationen sowie in der floristischen Zusammensetzung von Grünlandstandorten extensivierter ehemaliger Ackerstandorte im Auebereich auf?
- (2) Wie beeinflussen unterschiedliche Bewirtschaftungsformen und die daraus resultierenden Strukturmerkmale der Vegetation sowie die aufwuchsmodifizierten abiotischen Lebensraumqualitäten epigäische Arthropoden-Assoziationen im Bereich von lößgeprägten Flußauen?
- (3) Wie erfolgt die Kolonisation bzw. Rekolonisation umgenutzter ehemaliger Ackerstandorte im Auenbereich unter den Bedingungen einer Grünlandeinsaat mit Standweide bzw. Mähweidenutzung gegenüber einer Flächenstilllegung mit Mulchen und Vernässung in Raum und Zeit bzw. in Abhängigkeit vom Biotopotential im Umfeld der Standorte?
- (4) Welche Schlüsselparameter prägen maßgeblich die Artenkomposition und -struktur der Biozönose und bestimmen damit wesentlich die naturschutzfachlich zu bewertende biotische Habitatqualität der Auengrünländer?
- (5) In welchen Zeiträumen und unter welchen Auenentwicklungs-Szenarien werden biozönotische Qualitäten erreicht, die eine positive ökologische Evaluierung der Revitalisierungsmaßnahmen rechtfertigen?
- (6) Stellen einzelne, im Rahmen des Biomonitoring untersuchte Entwicklungsvarianten bezüglich ihrer biozönotischen Qualitäten einen ökologisch und naturschutzfachlich vertretbaren Kompromiss dar, der in ein modellhaft übertragbares, nutzungsorientiertes Leitbild zur Gewässer- und Auenentwicklung lößgeprägter Naturräume einfließen kann?

#### Ausgangshypothese zum Wirkungsgefüge

Die in Abb. 1 dargestellte modellhafte Hypothese zum Wirkungsgefüge abiotischer Faktorenkomplexe auf die Sukzessionsmuster der Vegetation und epigäischen Arthropoden war Ausgangspunkt der Untersuchungskonzeption.

Entlang der im ausgewählten Probeflächenspektrum widergespiegelten Gradienten der zwei mutmaßlichen Faktorenkomplexe "Nutzungsintensität" und "Grundwasserflurabstand" lässt sich eine hypothetische Voreinstufung hinsichtlich der biozönotischen Qualität der betrachteten Untersuchungsvarianten vornehmen. Ausgehend vom Referenzzustand "Acker" (A3), der zeitlich abgestuft, vor 3, 7 bzw. >30 Jahren auch Ausgangszustand aller hier vergleichend betrachteten Grünlandvarianten war, lässt sich mit abnehmender Häufigkeit und Intensität nutzungsbedingter Eingriffe (ganzjährige Standweide, Mähweide, 3-schürige Mahd, 1-schürige Spätmahd, Offenlassung mit Pflegemaßnahmen) über die nutzungsüberprägte Aufwuchsdynamik der Vegetation und den damit einhergehenden Veränderungen im bodennahen Mikroklima ein deutlicher Wandel der Artenkomposition innerhalb der Biozönose nachweisen, der in seiner flächenbezogenen Ausprägung ursächlich auf eine Änderung des "Störungsregimes" zurückzuführen ist. Mit Nutzungserfordernissen in Zusammenhang stehend, spielt der



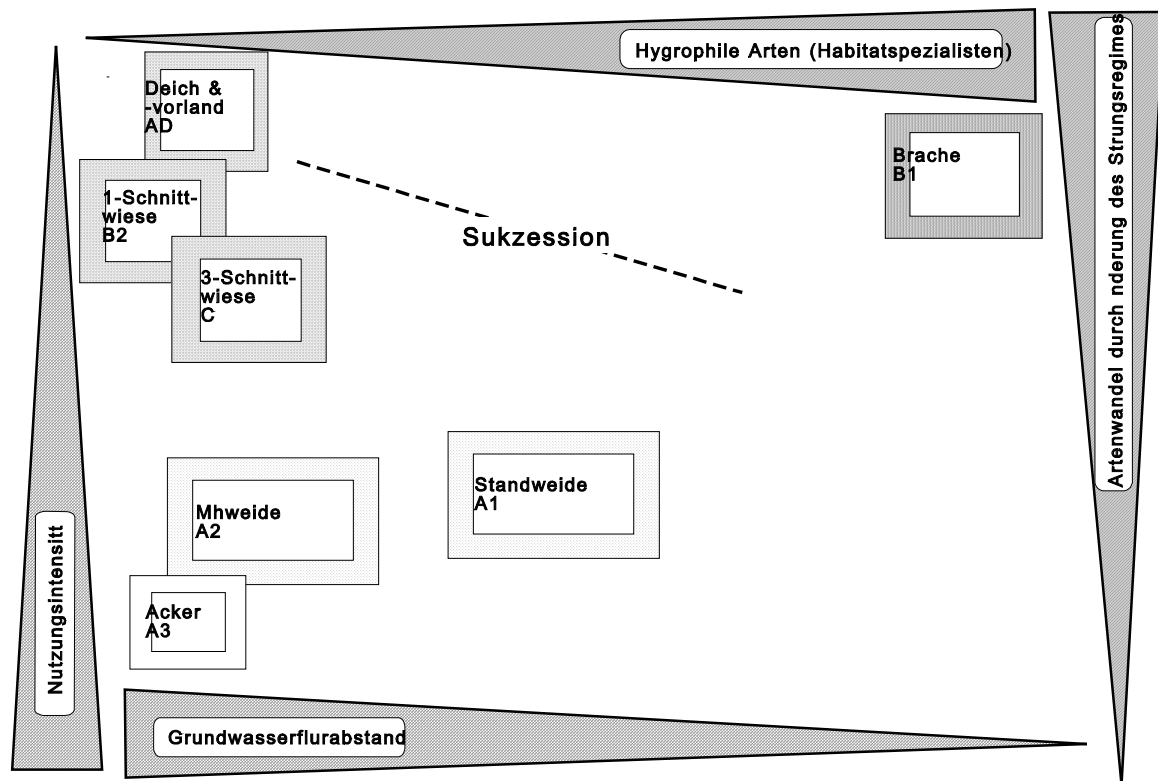


Abb. 1: Ausgangshypothese zum Wirkungsgefüge abiotischer Schlüsselfaktorenkomplexe auf die biozönotische Qualität der betrachteten Untersuchungsvarianten

Grundwasserflurabstand eine ganz wesentliche Rolle. In Abhängigkeit von Flurabstand sowie dessen Dynamik im Jahresverlauf und im Zusammenspiel mit Bodenbeschaffenheit, Niederschlagsgeschehen und Evapotranspiration übt er einen großen Einfluß auf die oberflächennahe Bodenfeuchte aus und determiniert damit das potenziell mögliche Vorkommen hygrophiler Arten, welche als Habitatspezialisten naturnahe Auen-Lebensgemeinschaften maßgeblich prägen.

## 2. Beschreibung des Untersuchungsansatzes

### 2.1 Untersuchungsgebiete und Probeflächenauswahl

Ausgehend von den bereits im Vorfeld des Forschungsvorhabens umgesetzten landwirtschaftlichen Extensivierungsmaßnahmen und Flächenumnutzungen im Unstrutabschnitt Altengottern-Thamsbrück und im Ergebnis von Voruntersuchungen (PERNER & MALT 1996) wurden drei Untersuchungsgebiete im Mittellauf der Unstrut mit Probeflächen im Bereich Altengottern (Flächen A1, A2, A3 und AD), Thamsbrück (Fläche B1 und B2) sowie im Abschnitt Schallenburg (Fläche C) oberhalb Sömmerda ausgewählt (siehe Abb.2 sowie den Karten 1-3 im Anhang).

Im Hauptuntersuchungsgebiet Altengottern war eine bereits 1991 aus der Ackernutzung herausgenommene Ansaatgrünlandfläche (A1: Standweide, ganzjährige Beweidung mit 1 GV/ha

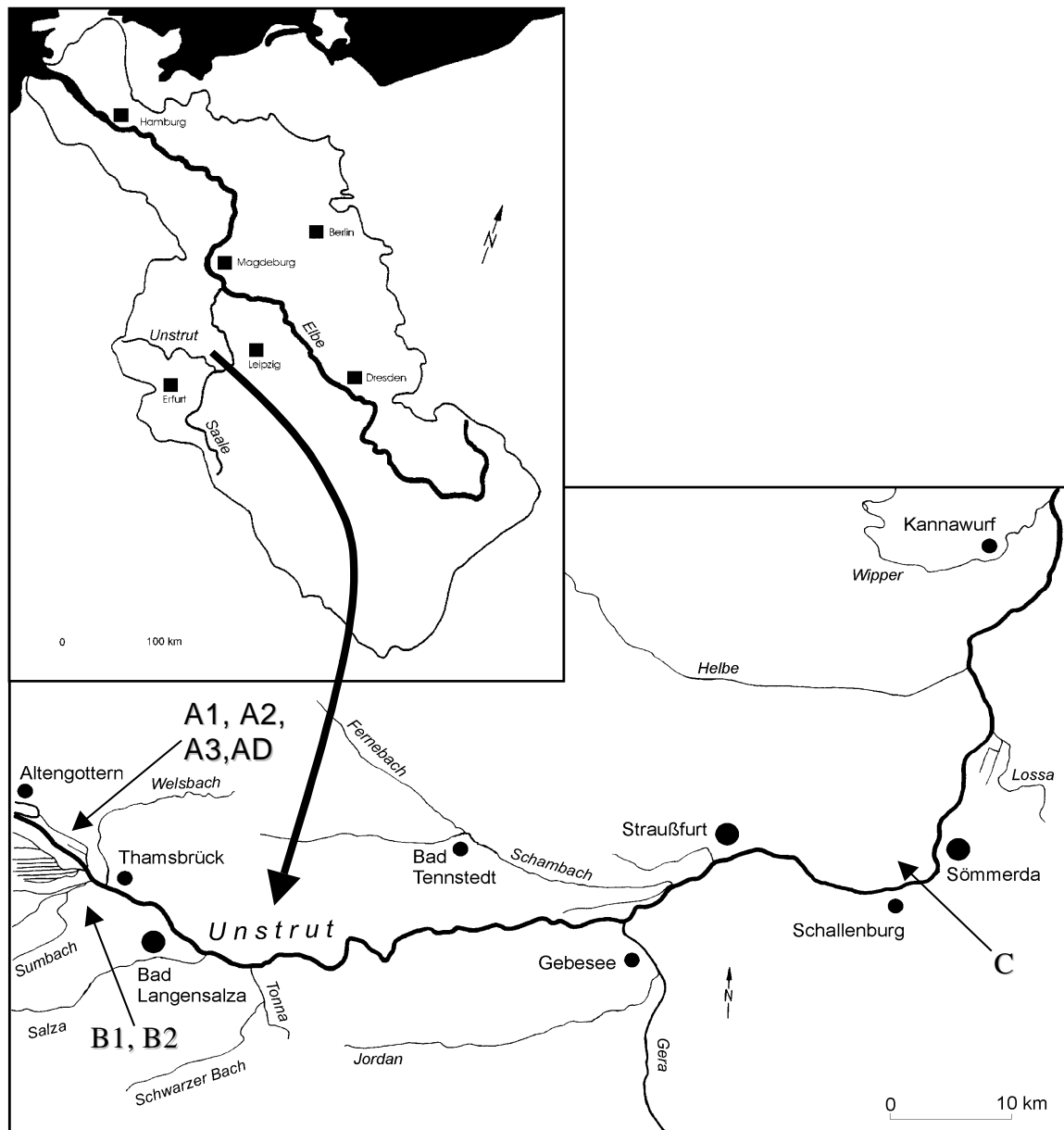


Abb.2: Lage der Untersuchungsregion im Einzugsgebiet der Elbe (Pfeile markieren die Lage der Untersuchungsflächen)

seit 1995) sowie eine im Frühjahr 1996 neuangelegte Ansaatgrünlandfläche (A2: Mähweide, Mahd Anfang Juli, Spätsommer bis Frühjahr Weidenutzung mit 1 GV/ha) vorgegeben, deren Entwicklung im Vergleich zu einer in konventioneller Ackernutzung verbliebenen Fläche (A3: Acker) ökologisch zu untersuchen und zu bewerten war. Die ursprünglich geplante Variante einer intensiv bewirtschafteten Ansaatgrünlandfläche -als Vergleich zur jetzigen Variante A2- konnte durch die zuständigen Bewirtschafter (Agrargenossenschaft Großengottern) nicht realisiert werden. Mit Beginn der Vorstudie im Untersuchungsgebiet wurde daher eine im Projektantrag ursprünglich nicht vorgesehene Untersuchungsfläche mit ins Programm aufgenommen. Dabei handelt es sich um eine nach Süden an die Fläche A2 angrenzende Deich- und Deichvorlandfläche. Um das Artenpotential zwischen Unstrutufer und dem sich im Querprofil anschließenden Deichbereich abschätzen zu können, wurde hier ein Untersuchungstransect vom Unstrutufer bis über die Deichkrone hinweg angelegt (AD: Deich und Deichvorland). Dadurch waren wertvolle Informationen zur Abschätzung der Refugialfunktion derartiger agrarischer

Randlebensräume und zur Diskussion des Wiederbesiedlungspotentials für benachbarte, umgenutzte Flächen im Zusammenhang mit der im Projekt angestrebten 'Auen-Revitalisierung' zu erwarten.

Im Untersuchungsgebiet bei Thamsbrück wurde eine Untersuchungsfläche (B1: Brache) ausgewählt, die seit 1994 aus der Ackernutzung herausgenommen worden ist (nach KULAP-C2) und seit dem Zeitpunkt der Flächenstillegung, abgesehen von einem Mulchen auf ca. 95% der Fläche durch den Landschaftspflegeverband Unstrut im Spätsommer, mehr oder weniger sich selbst überlassen war (Sekundärsukzession). Durch einen künstlichen Aufstau des an der südlichen Flächengrenze über die Böhmenteiche Richtung Unstrut entwässernden Suthbaches wird diese Untersuchungsfläche zu dem teilweise vernässt (Frühjahrsüberstauung, geringer Grundwasserflurabstand).

Im Zeitraum Oktober 1997 bis Oktober 1998 ist darüber hinaus noch ein weiterer Grünlandstandort (B2: 1-Schnittwiese) bei Thamsbrück in die Untersuchungen einbezogen worden, der, im Deichvorland gelegen, auf Grund seiner langjährigen (>30 Jahre) Nutzung als 1-schürige Heuwiese mit Schnittzeitpunkt Ende Juni/Anfang Juli eine offensichtlich andersartige floristische Entwicklung genommen hat.

Probeflächen-Varianten							
Signatur:	A1	A2	A3	AD	B1	B2	C
Variante:	Standweide	Mähweide	Acker	Deich & -vorland	Brache	1-Schnittwiese	3-Schnittwiese
Nutzung:	1 GV/ ha Dauerweide	1 GV / ha 1-schürig	Getreide '96/'97 Ackerbohne '98	Schafhaltung Pflegemahd	Vernässung Mulchen	Mähwiese 1-schürig	Mähwiese 3-schürig
aktuelle Nutzung seit:	1992	1996		>30 Jahre	1994	>30 Jahre	1967
Lage zum Deich:	dahinter	dahinter	dahinter	davor	dahinter	davor	davor
<b>Untersuchungsprogramm</b>							
<b>1. Zoologische Untersuchungen</b>							
Bodenfallen-Transekte Luftfallektoren-Proben				-relative Aktivitätsdichten epigäischer Arthropoden -raumbezogene relative Dichten flugaktiver u. aeroplanktonischer Arthropoden			Spinnen Käfer
<b>2. Botanische Untersuchungen</b>							
Pflanzensoziologische Aufnahmen Vegetationsstrukturaufnahmen				-Artenpektrum, Artmächtigkeit, Zeigerwerte -gewichtete mittlere Vegetationshöhe, Vegetationstextur			Vegetation & Struktur
<b>3. Abiotische Untersuchungen</b>							
Boden-Standortaufnahmen Bodenfeuchte-Messung Grundwasser-Pegelmessung Meso- & Mikroklima-Messung Naturraumausstattung (Umfeld) Flächennutzung (aktuell / historisch) Überflutungsdynamik				-bodenphysikalische und chemische Kenngrößen -Bodenfeuchte -Grundwasserflurabstand, Grundwasserdynamik -Lufttemp., rel. Luftfeuchte, Lichtintens., Niederschl. -Habitatvielfalt im Umfeld der Untersuchungsflächen -Nutzungsinzidental/ anthrop. Störungsfrequenz -Überschwemmungshäufigk.,-dauer / natürl. Störungsfrequenz			abiotische Parameter

Abb. 3: Probeflächenauswahl und Untersuchungsprogramm

Als weiterer Referenzstandort für die noch jungen Grünlandstandorte im Untersuchungsgebiet Altengottern wurde eine seit 1967 als Mähwiese genutzte Fläche bei Schallenburg (C: 3-Schnittwiese) in die Untersuchungen einbezogen. Das Grünland liegt hier vor dem Deich, ist somit der Überschwemmungsdynamik der Unstrut ausgesetzt und nachweislich aller 5-7 Jahre kurzzeitig bei Hochwasser überflutet.

Eine Übersicht zu den Probeflächen-Varianten und zum Untersuchungsprogramm gibt Abb. 3.

## 2.2 Witterungsgeschehen im Untersuchungszeitraum

Alle drei Untersuchungsgebiete sind laut Angaben des Deutschen Wetterdienstes Weimar bei einer Jahresmitteltemperatur von 8,7°C und jährlichen Niederschlagsmengen von weniger als 500 mm im langjährigen Mittel (1961-90) als klimatisch einheitlich, dem mitteldeutschen Trockengebiet zugehörig, einzustufen. Eine Übersicht vermittelt Tab.1.

Tab. 1: Klimabefunde zu Jahresmitteltemperatur und Niederschlag gebietsrepräsentativer Klima-Stationen (Dachwig, Weissensee) und Niederschlagsmessstationen (Großwelsbach, Sömmerda), UG=Untersuchungsgebiet

Zeitraum	Dachwig (173m ü. NN) UG: A, B	Weissensee (145m ü. NN) UG: C	Großwelsbach (186m ü. NN) UG: A, B	Sömmerda (140m ü. NN) UG: C
	<u>Jahresmitteltemp.</u>	<u>Jahresmitteltemp.</u>	<u>Jahresniederschlag</u>	<u>Jahresniederschlag</u>
1961-90	8,7 °C		499 mm	486 mm
1996	7,3 °C	7,0 °C	480 mm	506 mm
1997	9,2 °C	9,0 °C	478 mm	506 mm
1998	9,7 °C	9,7 °C	544 mm	588 mm

Während das Untersuchungsjahr 1997 mit einer leichten Abweichung von 0,3°C bzw. 0,5°C über diesem Wert als eher durchschnittlich zu bezeichnen ist, muss das Jahr 1996 mit einer Unterschreitung des langjährigen Mittels von 1,4°C bzw. 1,7°C als relativ kühl, das Untersuchungsjahr 1998 dagegen mit 1°C über dem Durchschnitt als relativ warm eingeordnet werden. Einem eher durchschnittlich kalten Winter 1996/97 stand ein milder Winter 1997/98 gegenüber.

Obwohl die Jahresmitteltemperaturen der Untersuchungsgebiete durch ihre Lage im Thüringer Becken nur unwesentlich differieren, sind Niederschlagsmengen und -verteilung u.U. regional durchaus auch kleinräumig verschieden. Aus der vor-Ort-Registrierung der Niederschlagsmengen innerhalb der drei Untersuchungsstandorte lässt sich ableiten, dass die nur etwa 2,5 km Luftlinie voneinander entfernten Probeflächen der UG Altengottern (A) und Thamsbrück (B) hinsichtlich Niederschlagsgeschehen als weitgehend identisch betrachtet werden können, UG Schallenburg davon jedoch getrennt zu beschreiben ist. Da die 14tägig summarische Registrierung der Niederschlagsmengen jedoch nur eine Abschätzung der relativen Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten (UG) erlaubt, wurden Messwerte nahegelegener, gebietsrepräsentativer Niederschlagsmessstationen herangezogen (UG Altengottern [A] und UG Thamsbrück [B] repräsentiert durch Niederschlagsmessstation Großwelsbach, UG Schallenburg [C] repräsentiert durch Niederschlagsmessstation Sömmerda). Einen Überblick zu den monatlichen Niederschlagsmengen im Zeitraum 1995-1998 gibt Abb. 4.

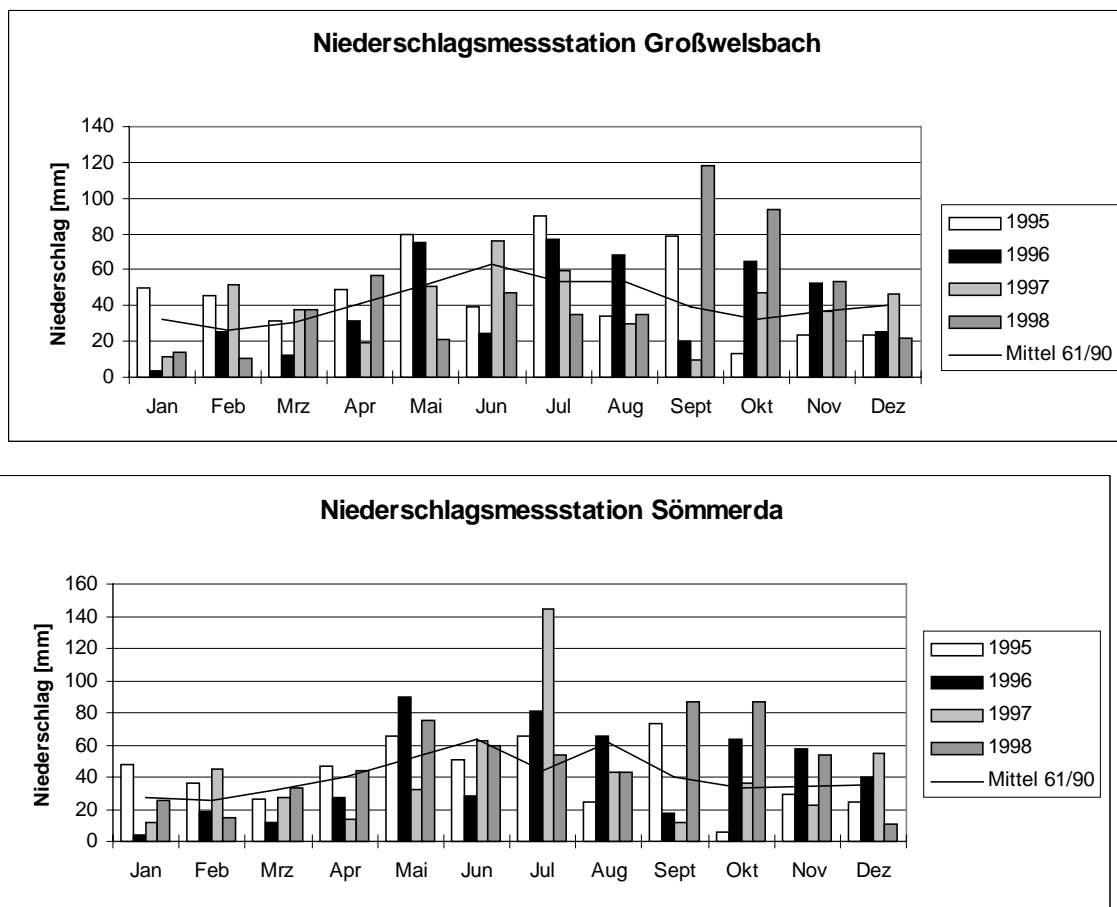


Abb. 4: Monatliche Niederschlagsmengen der Messstationen Großwelsbach und Sömmerda im Zeitraum 1995-98

Während die Untersuchungsjahre 1996 und 1997 für die UG Altengottern und Thamsbrück etwas niederschlagsärmer als im langjährigen Mittel einzustufen sind, fiel das Jahr 1998 insgesamt zwar überdurchschnittlich niederschlagsreich aus, war bis in den August hinein jedoch ausgesprochen niederschlagsarm. Letzteres gilt auch für das weiter flussabwärts gelegene UG Schallenburg, wo fast 20% mehr Niederschlag fiel als im Mittel der letzten 30 Jahre. Ursache dafür war vor allem die regenreiche Periode von Ende August bis Mitte November nach einer ansonsten im Niederschlagsgeschehen eher durchschnittlichen Vegetationsperiode 1998. Obwohl im langjährigen Mittel sogar noch niederschlagsärmer als die Gebiete A und B im oberen Mittellauf der Unstrut, lagen die Jahressummen der Probefläche C auch in den Untersuchungsjahren 1996 und 1997 etwas über der durchschnittlichen Niederschlagsmenge im Zeitraum 1961-90.

### 2.3 Untersuchungsprogramm und Erfassungsmethodik der Freilandstudien

#### **Erfassung epigäisch aktiver Arthropoden**

In allen 7 Probeflächen wurden je 10 Bodenfallen (Modell des Instituts für Ökologie Jena, Plastikbecher, 45mm Durchmesser, gefüllt mit 3%iger Formaldehyd-Lösung und Detergenz zur Oberflächenentspannung, in den Wintermonaten zusätzlich Glycerol-Beimischung) in jeweils zwei Fallengruppen zu je 5 Fallen in einer Reihe, dem Auenquerprofil folgend, eingesetzt. Eine Überdachung der Bodenfallen mittels Blumentopfuntersetzern auf einem Drahtgestell in ca. 20cm Höhe verminderte die Gefahr des Volllaufens der Fallen bei Regen. Der Fallenabstand innerhalb eines 5er-Transektes betrug 4m, zwischen den beiden Teiltransekten einer Probefläche bestand ein Abstand von ca. 20m, mit Ausnahme von B1, wo die Teiltransekte mit einer Distanz von ca. 150m im Feuchtegradienten der Fläche plaziert wurden. Details zur Probeflächenausstattung zeigt auch Abb. 5. Die Leerungstermine sind Anhang, Tab. 1 zu entnehmen, wobei in der Regel 14tägige Leerungsintervalle realisiert werden konnten.

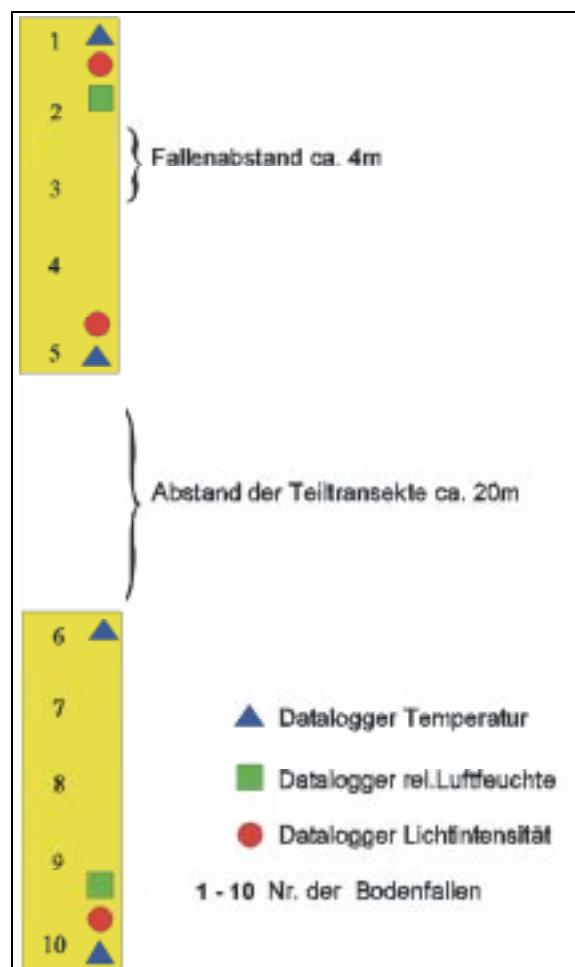
Obwohl aufgrund der selektiven Wirkung und Fangeffizienz von Bodenfallen die Ergebnisse keine Aussagen zu den tatsächlichen Siedlungsdichten der Arthropoden zulassen, wird diese Erfassungsmethode bei vergleichenden Untersuchungen zur Abschätzung der Arthropodenzusammensetzung nach wie vor als Standardmethode eingesetzt. Zur Gewährleistung einer möglichst verlustarmen Datenerhebung mit der Bodenfallenmethode in landwirtschaftlich genutztem Grünland bzw. Acker waren nach Testung verschiedene Abänderungen vom Standardverfahren nötig. So musste bei der Transektgestaltung im Ackerbereich der Arbeitsabstand der Zugmaschinen und sonstiger landwirtschaftlicher Geräte berücksichtigt werden. Nicht unproblematisch war auch die Installation der Bodenfallen in der Standweide (A1) bzw. Mähweide (A2). Hier war nach anfänglichen Verlusten durch die "Störgröße" Heckrinder eine Arretierung der Einsatzfallen mit langen Bodennägeln sowie spezielle Bewehrung und Befestigung der Regendächer erforderlich. Auf letztere musste in den bewirtschafteten Flächen zeitweilig auch völlig verzichtet werden.

Das Tiermaterial wurde im Labor unter dem Stereomikroskop ausgelesen, in 70%igem Alkohol konserviert, archiviert und mittels tiergruppenspezifischer

Standardbestimmungsliteratur (FREUDE et al. 1965ff., HEIMER & NENTWIG 1991, LOHSE & LUCHT 1989ff.) durch Gruppenspezialisten bis auf Artniveau determiniert und quantifiziert.

Um nutzungs- bzw. störungsbedingte Ausfallzeiten einzelner Bodenfallen im

Fangergebnis quantitativ zu berücksichtigen, erfolgte eine Fangzeitenprotokollierung jeder Einzelfalle, die letztendlich eine Datenaufarbeitung des gefangenen Tiermaterials in Form von fangzeitgewichteten relativen Aktivitätsdichten der Arten ermöglicht ('ausfallkorrigierte Fangzahlen'). Dazu wurde das Fangergebnis jeder Einzelfalle und jeder erfassten Art



quartalsweise (in erster Näherung zu jahreszeitlichen phänologischen Aspekten) zusammengefasst, durch die protokollierte (reale) Anzahl Fangtage der Falle im Quartal dividiert und mit der maximal im jeweiligen Quartal möglichen Anzahl Fangtage multipliziert.

### ***Erfassung flugaktiver und aeroplanktonischer Arthropoden***

Von März-Oktober 1998 wurden über eine Vegetationsperiode hinweg aeroplanktische und flugaktive Wirbellose mit Luftklektoren nach BEHRE (1989) erfasst. Dabei kamen je 2 Luftklektoren (1 x Flächenrand, 1 x Flächenzentrum) in 6 Untersuchungsvarianten (A1, A2, A3, AD, B1, C) zum Einsatz. Die Luftklektoren wurden mittels eines dreibeinigen Aluminium-Teleskopgestelles so befestigt, dass das "fangwirksame" Gazekreuz in einer Höhe von etwa 75cm bis 150cm über der Bodenoberfläche exponiert war. Als Fang- und Konservierungsflüssigkeit diente 3%ige Formaldehydlösung mit Detergenz zur Oberflächenentspannung.

Insgesamt konnten bei 14tägigem Wechsel der Sammelgefäße 216 Einzelproben eingebracht werden. Im Ergebnis der Materialsondierung wurden folgende Gruppen zur weiteren Bearbeitung ausgewählt:

- Staphylinidae (Kurzflügelkäfer)
- Carabidae (Laufkäfer)
- Sonstige Käfer
- Araneae (Webspinnen)

Fadenfliegende ('ballooning') Webspinnen sind mit der angewandten Methode offenbar nur als Beifang zu erfassen, werden im Interesse des Gesamtuntersuchungsansatzes aber mit ausgewertet.

Die Ergebnisse der Begleitstudie sollen in das Gesamtvorhaben dahingehend einfließen, dass datenbasierte Aussagen zur Bedeutung landschaftsökologischer Faktoren und deren Einfluß auf die räumlichen und zeitlichen Muster bei der Wiederbesiedlung von extensivierten, aus der Ackernutzung herausgenommenen Auenstandorten getroffen werden können. Speziell zur Beurteilung des Kolonisationspotentials über den Luftpfad und den zu klärenden Einflüssen des unmittelbaren Umfeldes auf die Qualität und Quantität des Aeoroplanktons waren auf der Grundlage der im Teilprojekt bereits erhobenen, digital verfügbaren Feinbiotopkartierungsdaten (GIS, ARC-Info, TLU Jena, Diplomarbeit REICHENBECHER in Vorb., siehe auch Anhang Karte 4 u. 5) im 100m / 300m / 500m / 700m und 1000m Flächenumfang der Luftklektorenstandorte mittels GIS flächenstatistische Auswertungen vorzunehmen und in Korrespondenzanalysen mit den ausgewählten Arthropodengruppen auf ihren Beitrag zur Erklärung der räumlichen Varianz im Artenspektrum zu testen (detailliertere Angaben siehe GÜTH in Vorb.).

Der Luftklektorenstudie liegt folgender hypothetischer Ansatz zu Grunde:

Das aeroplanktonische Kolonisationspotential ist, neben der witterungs- und phänologisch geprägten saisonalen Verteilung, in starkem Maße abhängig vom Biotoptypenspektrum (Vielfalt und flächenhafte Ausdehnung) sowie der Nutzungsform und -intensität im Umfeld der Untersuchungsstandorte. Detaillierte Angaben sind der Arbeit von GÜTH (in Vorb.) zu entnehmen.

### ***Feinbiotopkartierung***

Ausgehend von digital verfügbarem Kartenmaterial der TLU Jena mit Ausweisung von Biotop- und Nutzungstypen aus der Luftbildinterpretation (Farbinfrarot-Luftbilder) im Maßstab 1:10.000 wurde im 1 km-Umgriff der Untersuchungsstandorte eine Feinbiotopkartierung durchgeführt. Ziel hierbei war die flächenscharfe Erfassung sämtlicher potenzieller Refugialbiotope für auentypische floristische und faunistische Elemente im Umfeld der eigentlichen Untersuchungsflächen. Dazu wurden im Zeitraum August-Oktober 1997 sowie Mai-Juni 1998 nach der Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung in Thüringen (ZINTL et al. 1997) in beiden Untersuchungsgebieten auf einer Gesamtfläche von 2450 ha Biotoptypen kartiert. Die Ergebnisse liegen digital in Form von thematischen Karten mit einer maßstäblichen Auflösung von 1:10.000 an der TLU Jena vor und sind im Programmsystem ARC/INFO mit flächenstatistischen Kenndaten und Attributen zu Biotopcodierung, Nutzung sowie Natürlichkeitsgrad verknüpft. Die kartografische Darstellung der Ergebnisse zeigen die Karten 4 und 5 im Anhang.

### ***Pflanzensoziologische Untersuchungen***

Zur vergleichenden vegetationskundlich-pflanzensoziologischen Beurteilung des Ist-Zustandes der ausgewählten Grünlandnutzungsvarianten und der Brache im Vergleich zum Referenzzustand unter Ackernutzung wurden 1997 und 1998 pflanzensoziologische Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET im Frühjahrs-, Frühsommer- und Hochsommeraspekt durchgeführt, vegetationskundlich ausgewertet und analysiert.

Der Zeitraum der Datenerhebung lag zwischen Juni und September 1997 sowie April bis Juli 1998. Die Aufnahmen im Hauptaspekt erfolgten von Mai bis August. Ergänzende Aufnahmen wurden in den Monaten April und September durchgeführt.

Bei den Vegetationaufnahmen fand die erweiterte Braun-Blanquet-Skala Anwendung. Im Unterschied zur „klassischen“ BRAUN-BLANQUET-Skala erfolgt hier eine weitere Unterteilung des dort weitgefassten Schätzsymbols „2“ (definiert als Individuen sehr zahlreich oder  $\frac{1}{10}$  bis  $\frac{1}{4}$  der Fläche deckend“), so dass sich folgende Skala der Artmächtigkeit ergibt (WILMANN 1989):

- r** - 1 Individuum mit sehr geringer Deckung
- +** - 2-5 Individuen, Deckung <5%
- 1** - 6-50 Individuen, Deckung <5%
- 2m** - >50 Individuen, Deckung <5%
- 2a** - Individuenzahl beliebig, Deckung 6-15%
- 2b** - Individuenzahl beliebig, Deckung 16-25%
- 3** - Individuenzahl beliebig, Deckung 26-50%
- 4** - Individuenzahl beliebig, Deckung 51-75%
- 5** - Individuenzahl beliebig, Deckung 76-100%

Die Verteilung und Anzahl der Aufnahmeflächen innerhalb der ausgewählten Graslandbestände hatte eine repräsentative Beschreibung der Vegetation der zoologischen Untersuchungsflächen und ihrer unmittelbaren Umgebung zum Ziel. Die Lage der Aufnahmeflächen orientierte sich dabei weitgehend am Verlauf der Bodenfallentransekte der zoologischen Untersuchungsflächen. Soweit es die „Platzverhältnisse“ zuließen und es wegen der offensichtlichen Homogenität der Bestände legitim erschien, wurden jeweils 10 Aufnahmeflächen im Abstand von wenigen Metern parallel zu den Bodenfallentransekten gelegt (A1, A2, A3, B1, C). War dies nicht möglich, wurden die Aufnahmeflächen in einen separaten Transekt gemäß den Geländegegebenheiten gelegt (AD, B2, C pt.).



Tab. 2: Übersicht zu den vegetationskundlich untersuchten Aufnahmeflächen

Name der Probefläche	Aufnahme-Nr.	Anzahl von Aufnahmen	Größe einer Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )
<b>Altengottern (A)</b>			
A1 (Normalvariante)	11 bis 20	10	4
A1/BM (Bromus-Variante)	1 bis 10	10	4
A2 (1997)	21,22	2	25
A2 (1998)	90 bis 99	10	4
A3 (1997)	23,24, 100 bis 102	5	25
A3 (1998)	25 bis 29	5	25
AD/Deich=AD(t)	75 bis 79	5	4
AD/Ufer=AD(f)	85 bis 89	5	4
<b>Thamsbrück (B)</b>			
B1/WT (1997)=B1(t)	40 bis 49	10	4
B1/WT (1998)=B1(t)	40a bis 49a	10	4
B1/WF (1997)=B1(f)	50 bis 59	10	4
B1/WF (1998)=B1(f)	50a bis 59a	10	4
B1/RK (1997)	65 bis 74	10	25
B1/RK (1998)	65a bis 74a	10	25
B2	60 bis 64	5	25
<b>Schallenburg (C)</b>			
C (1997)	30 bis 39	10	4
C (1998)	30a bis 39a	10	4
CD	80 bis 84	5	25
<b>Aufnahmen Gesamt:</b>		142	

In einigen Fällen mussten die Aufnahmeflächen präferentiell ausgewählt werden, um typische Ausprägungen der Vegetation in heterogenen Flächen erfassen zu können (A1/Bromus-Variante, B1(t) und B1(f), A3).

Für die Aufnahmen der augenscheinlich artenarmen Grünlandbestände wurde eine Aufnahmefläche von 4m<sup>2</sup> gewählt. Stärker strukturierte Bestände wurden auf Quadraten von 25m<sup>2</sup> erfasst. Diese Werte beruhen auf Richtgrößen für die Vegetationserfassung derartiger Grünlandbiotope. Eine Übersicht zu den Aufnahmeflächen ist Tab. 2 zu entnehmen.

Bei jeder Aufnahme wurden die mittlere Höhe des Bestandes und die prozentuale Deckung der Krautschicht geschätzt.

Die Bestimmung des Pflanzenmaterials erfolgte für die Gefäßpflanzen nach OBERDORFER (1994) und ROTHMALER (1994).

Zur numerischen Auswertung und Darstellung des pflanzensoziologischen Datenmaterials kam das Programm SORT (ACKERMANN & DURKA 1992) zum Einsatz.

Die BRAUN-BLANQUET-Skala als inäquidistante Schätzskala musste für die numerische Auswertung einem 'code replacement' (nach VAN DER MAAREL 1979) unterzogen werden. In der Praxis hat sich die Umwandlung der Schätzklassen in die numerischen Werte 1 bis 9 bewährt. Ausgehend von der so erhaltenen Ordinalskala wurde für die Ordinationen eine Wurzeltransformation vorgenommen (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Transformationen der BRAUN-BLANQUET-Skala

BRAUN-BLANQUET-Skala	r	+	1	2m	2a	2b	3	4	5
Code replacement (Ordinalskala)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Wurzeltransformation der Ordinalskala	1,00	1,41	1,73	2,00	2,24	2,45	2,64	2,83	3,00
Mittlere Deckung (%)	0,02	0,10	2,50	5,00	10,00	20,00	37,50	62,50	87,50

### **Vegetationsstrukturelle Untersuchungen**

Pro Untersuchungsvariante liegen, bezogen auf die unmittelbare Umgebung der Bodenfallentransekte, je drei Vegetationsstrukturaufnahmen nach BARKMANN (1988) im Frühsommer-, Hochsommer- und ggf. Herbstaspekt vor. Ziel der Analyse zur Vegetationsstruktur war die Erfassung der räumlichen Zusammensetzung von Pflanzenbeständen, d.h. der horizontalen und vertikalen Verteilung der Pflanzenteile (siehe dazu auch ROSCHER 1993). Dabei wurden in verschiedenen Ebenen geschätzt:

- $v'_x$ - als vertikale Bedeckung (in %) eines Messstabes mit Vegetation von oben gesehen; entspricht den kumulativen Werten der Deckung in jeder Ebene
- $v_x$ -als vertikale Bedeckung (in%) eines Messstabes mit Vegetation von oben geschätzt, entspricht der vertikalen Deckung der Vegetation je 10cm-Schicht
- $h_x$ - als horizontale Bedeckung (in %) eines Messstabes, von vorn durch 10cm Vegetation gesehen, wobei die davorstehende Vegetation durch vorsichtiges Umknicken nach vorn entfernt werden muss.

Die Größen  $v'_x$ ,  $h_x$  und  $v_x$  wurden in Vegetationsprofilendiagrammen nach BARKMAN (1988) graphisch dargestellt (siehe REICHENBECHER in Vorb.).

Aus den Schätzwerten von  $h_x$  und  $v'_x$  erfolgte die Berechnung der gewichteten mittleren Vegetationshöhe nach BROWN & GANGE (1989):



N...Anzahl der 10cm-Schichten in der Aufnahme

$h_{xi}$ ... Schätzwert der horizontalen Bedeckung  $h_x$  in der Schicht  $i$  [%]

$v'_{xi}$ ... Schätzwert der kumulativen vertikalen Deckung  $v'_x$  in der Schicht  $i$  [%]

$n_i$ ... numerischer Wert der Höhenklasse (entspricht der Höhe [cm])

...gewichtete mittler Vegetationshöhe für  $v'_x$  [cm]

...gewichtete mittlere Vegetationshöhe für  $h_x$  [cm]

Im Ergebnis der Strukturanalysen wurden neben der Herausarbeitung strukturbetonter Zustandskriterien zur Flächenevaluierung wesentliche biotische Habitatstrukturparameter für Korrespondenzanalysen mit mikroklimatischen und faunistischen Zustandsvariablen erstellt. Darüber hinaus modifizieren die standortspezifischen Vegetationsstrukturen mit ihrer von der Nutzung überprägten saisonalen Dynamik wesentlich das bodennahe Mikroklima der Offenlandstandorte. Die Vegetationstrukturparameter wurden als "Umweltvariablen" mit in die Schlüsselfaktorenanalysen zur epigäischen Arthropodenfauna einbezogen werden.

### ***Meso- und mikroklimatische Untersuchungen***

Zur mikroklimatischen Standortcharakterisierung, vor allem aber zur Differenzierung der aufwuchsbedingten und damit nutzungsbezogenen, modifizierenden Effekte der jeweiligen Vegetationsstruktur auf das bodennahe Mikroklima, wurden über zwei komplette Vegetationsperioden (1997/98) und das dazwischenliegende Winterhalbjahr hinweg Dauererfassungen der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte und der Lichtintensität unmittelbar über der Bodenoberfläche durchgeführt. Hierzu kamen nachfolgend aufgelistete Minidatalogger der Firma Onset zum Einsatz (siehe Tab. 4).

Tab. 4: Datalogger-Typen zur Mikroklimamessung

Loggerbezeichnung	Messgröße	Messfehler	Messtakt
Optic StowAway Temp WTA08-39+75	Lufttemperatur in °C	0,2 °C	5 min.
StowAway Light Intensity SLA02	Lichtintensität in lum/sf	2 lum/sf	30 min.
StowAway Rel.Humidity SRHA02	Relative Luftfeuchte in %	5 %	30 min.

In jeder Probefläche wurden 4 Temperatur-Datalogger, 2 Luftfeuchte-Datalogger und 3 Lichtintensitäts-Datalogger in der bodennahen Vegetationsschicht jeweils an den Enden der Bodenfallentransekte exponiert (zur Probeflächenausstattung siehe auch Abb. 5).

Die optisch über einen Datenwischenspeicher auszulesenden, wasserdicht gekapselten Temperatur-Datalogger wurden auf der Bodenoberfläche fixiert. Für die Lichtintensitäts-Datenlogger konnte die notwendige Wetterfestigkeit durch ein glasklares Plexiglas-Schraubgehäuse ('submersible case') realisiert werden, das vom Vertreiber der Minidatenlogger (SYNOTECH) für eine Unterwassereexposition dieses Logger-Typs angeboten wird. Zur Verhinderung einer direkten Benetzung (Betauung) des Sensors der Luftfeuchte-Datalogger wurde ein beidseitig über Lüftungsschlitze gut luftdurchströmtes Plastikgehäuse (H 55mm / B 110mm / T 110mm, ) aus dem Baumarktangebot (Abluftschacht-Endstücke) benutzt, in das der Logger mittels 'power-strips' an die Gehäusedecke, mit dem Sensor nach unten hängend, einkeklebt war.

Das Auslesen der Datalogger erfolgte im 14tägigen Rhythmus zusammen mit den zoologischen Probenahmen, wobei Luftfeuchte- und Lichtintensitäts-Logger nur per Kabel und Notebook-Computer zu bedienen sind. Speziell in den durch Heckrinder beweideten Probeflächen A1 und A2 wurde zur Verhinderung eines Manipulierens bzw. Verdrehens der Datenlogger durch die Weidetiere ein Schutzgitter aus dünnem Maschendraht über die Messinstallation gespannt.

Des weiteren wurde beginnend mit dem 28.01.1997 je Untersuchungsgebiet (A, B, C) eine Mesoklimamessstation mit folgender Ausstattung betrieben:

- a) 1 Niederschlagsmesser 200cm<sup>2</sup> nach HELLMANN (DIN 58666C) in 1m Höhe:  
Niederschlag (summarisch 14tägig)
- b) 1 Temperatur-Datalogger WTA08-39+75 in 1m Höhe, in luftdurchströmtem Plastikgehäuse: (Schatten-)Lufttemperatur über der Vegetationsschicht (im 5min-Takt) (Messergebnisse seit 19.02.1997)

Die mesoklimatischen Messungen sollten ggf. vorhandene regionale klimatische Unterschiede zwischen den drei Untersuchungsgebieten dokumentieren. Speziell die Lufttemperaturmessung über der Vegetationsschicht dient als Referenz zur (mikroklimatischen) Lufttemperaturmessung in der bodennahen Vegetationsschicht der Probeflächen.

Aus diesem Messansatz resultieren drei Rohdatensätze mit zusammen mehr als 5 Mio Einzelmessungen, die in einer ACCESS-Datenbank verwaltet wurden.

Folgende Aufarbeitungsprozedur zur Rohdatenkomprimierung und zum statistischen Vergleich der Untersuchungsvarianten wurde angewandt:

(1) Datenzusammenfassung zu Stundenmittelwerten pro Fläche. Da in der Mehrzahl der Fälle keine signifikanten Unterschiede der Messwiederholungen innerhalb einer Untersuchungsvariante vorlagen, wurden sämtliche Messwiederholungen einer Probefläche gepoolt weiterverarbeitet. Die Dezimalstellen der Messwerte werden auf volle °C, % bzw. lum/sf gerundet. Die kleinste saisonale Einheit stellen dabei die Leerungszeiträume der Bodenfallen dar.

(2) Prüfung auf signifikante Unterschiede zwischen den Probeflächenvarianten jeweils innerhalb der 44 einzelnen Messzeiträume (=Leerungsintervalle der Bodenfallen) mittels KRUSKAL-WALLIS-H-Test. Da nicht alle Datensätze normalverteilt und/oder varianzhomogen waren, wurden verschiedene Datentransformationen getestet um den Grad der Varianzhomogenität zu optimieren. Im Ergebnis der Testläufe wurden die Temperaturdaten untransformiert weiter analysiert, die Luftfeuchtedaten einer arcsin-Transformation unterzogen und die Lichtintensitätsdaten auf Grund der messtechnisch empfindlichkeitsbedingten vielen Einzelwerte weit unter 1 lum/sf zunächst mit dem Wert 1 addiert und anschließend log-transformiert.

Zum Gesamtvergleich wurde nach Testläufen mittels Rang-ANOVA letztendlich das in Bezug auf die Signifikanztestung schärfere Verfahren der One-Way-ANOVA gewählt. Dieses Varianzanalyseverfahren ist darüber hinaus auch gegenüber der Verletzung der beiden Grundannahmen von Varianzhomogenität und Normalverteilung wesentlich robuster.

Traten signifikante Unterschiede hinsichtlich der Stundendurchschnittstemperatur auf, konnten mittels STUDENT-NEWMAN-KEULS-Test (SNK-Test) diejenigen Flächen ermittelt werden, die aus der Gesamtheit signifikant herausfallen (paarweiser Vergleich).

(3) Der saisonale Verlauf (über zwei Vegetationsperioden und das dazwischenliegende Winterhalbjahr) wurde für jede der drei mikroklimatischen Messgrößen in einem 2D-'map plot' dargestellt. Dabei entspricht die

x-Achse: Leerungszeiträume von  $X_1$  -  $X_n$

y-Achse: Uhrzeit von 0h - 23h.

Der Stundenmittelwert der Messgröße zum Zeitpunkt  $y$  im jeweiligen Leerungsintervall  $X_n$  wurde je nach Klasseneinteilung des Parameters farblich abgestuft flächig dargestellt (siehe Kap. 3.3). Im Rahmen dieser Prozedur wurden einzelne, durch Loggerausfall etc. fehlende Teilmessserien aus dem Mittelwert des davorliegenden Messzeitraumes und dem auf die fehlende Messreihe folgenden Messzeitraum durch Interpolation ergänzt. Dabei wurden jedoch nur dann Werte interpoliert, wenn die Datenlücken einen einzigen Messzeitraum umfassten. Komplett fehlende Messserien über mehrere aufeinanderfolgende Leerungszeiträume (wie z.B. beim Referenzstandort Acker [A3] nutzungsbedingt unvermeidbar) sind dagegen in partiellen 'map plots' dargestellt worden, wobei fehlende Messzeiträume durch farblose Leerzeilen identifiziert werden können.

Für die Schlüsselfaktoren-Analysen wurden aus den zur Verfügung stehenden komprimierten Datenmatrizen schließlich solche Zeiträume für einzelne Meßgrößen herausgeriffen, in denen im Spektrum der Untersuchungsvarianten signifikante mikroklimatische Differenzierungen vorlagen.

### ***Untersuchungen zum Grundwasserflurabstand***

Eine Übersicht zur Lage der mittels akustischem Lichtlot manuell bemessenen Grundwasserbrunnen und Flachpegel ist den Karten im Anhang zu entnehmen (Karten 1-3). Im Rahmen des TP3 Forschungsvorhabens wurden dazu im Winter 1996/97 je 3 Grundwasserpegel (4 Zoll, 4-6m tief) im hydrologischen Dreieck auf den Untersuchungsflächen B1 bei Thamsbrück und C bei Schallenburg ausgebaut. Des weiteren standen in den Probeflächen A1, A2 und A3 bei Altengottern ab 19.02.1997 je ein Grundwasserpegel (2 Zoll) zur Verfügung. Diese Grundwassermessstellen wurden durch das TP2 ab 23.07.1997 mit automatischen Registriereinrichtungen ausgestattet. Zusätzlich konnten durch das TP1 installierte Flachpegel (1 Zoll-Filterrohr, 2m tief), im unmittelbaren Bereich der Bodenfallentransekte A1, A2, AD und B2 als Hilfsgrundwassermessstellen genutzt werden (ab Juli 1997 in A1, ab September 1997 in A2 und AD, ab Februar 1998 in B2). Die Registrierung des Grundwasserflurabstandes erfolgte in der Regel an den Tagen der zoologischen Probenahmen.

Weiterhin wurde an den Fallenleerungsterminen der Flusspegel registriert (seit 19.02.1997), zunächst als Hilfspegelmessung von Brücken aus in Thamsbrück (B) und Schallenburg (C), seit 19.03.1997 an installierten Lattenpegeln in Altengottern (bei AD) sowie bei Schallenburg (C). Zusätzlich erfolgte seit dem 11.06.1997 14tägig die Erfassung des Grabenpegels an der Untersuchungsfläche A1 in Form einer Hilfspegelmessung.

Aus den von Februar 1997 bis Oktober 1998 14tägig und ereignisbezogen in unmittelbarer Nähe der Bodenfallentransekte erhobenen Grundwasserflurabstandsmessungen wurden standortspezifische Ganglinien über beide Vegetationsperioden und das dazwischenliegende Winterhalbjahr konstruiert werden. Diese erlaubten eine Abschätzung der Grundwasserdynamik im Untersuchungszeitraum und die Ableitung sekundärer Umweltvariablen für die Schlüsselfaktorenanalysen zu den Indikator-Gruppen. Beispielsweise konnten Dauer und Muster in der Wiederkehr bestimmter, saisonal typischer Zustände sowie Tief- und Hochstände abgegriffen werden.

### ***Untersuchungen zur oberflächennahen Bodenfeuchte***

Bekanntlich sind Bodenfeuchtemessungen in der oberen Bodenschicht (0-20cm) messtechnisch besonders problematisch. Verwendbare Daten sollten hier die neu auf dem Markt befindlichen TDR-Messsysteme liefern. Nach Beratung durch die UIT Dresden und nach Rücksprache mit bodenkundlichen Fachinstitutionen wurde das Messsystem 'Hydra Soil Moisture Probe' der Firma VITEL Inc. ausgewählt.

Diese Messtechnik ist besonders für Messungen in den oberen Bodenschichten geeignet, in allen Bodentypen einsetzbar und ohne vorherige Kalibrierung in ausreichender Genauigkeit (Messfehler 3 Vol.%) für die Abschätzung der Bodenfeuchtedynamik über den gesamten Feuchtebereich verwendbar. Zum Messsystem gehört des weiteren ein praktikables Handmessgerät mit Datenspeicher 'Hydra-Logger' zur Übertragung der Messwerte in den PC. Aufgrund der verspäteten Lieferung der Messtechnik zur Bodenfeuchtesondierung aus den USA im Juni 1997 erfolgte nach Laborerprobung im Juli/August 1997 ein Freilandscreening zur Bodenfeuchtemessung im oberflächennahen Bereich. Daraus wurde folgendes Meßprogramm abgeleitet:

- 14tägige Handmessungen in den 7 Untersuchungsflächen entlang der Bodenfallentransekte
- Messung der Bodenfeuchte in Vol.% im Bereich 0-6cm Bodentiefe an je 4 Messplätzen pro Untersuchungsfläche und 3 Wiederholungsmessungen (jeweils an den Teiltransektenden der 5er-Bodenfallengruppen)

Aus den von August 1997 bis Oktober 1998 stichprobenhaft in den Bodenfallentransekten erhobenen volumetrischen Bodenfeuchtemessungen konnten standortspezifische Muster in der Häufigkeit und Dauer von Sättigungs- und Trockenheitsphasen im oberflächennahen Bodenbereich im Jahresgang herausgearbeitet werden. In Aufarbeitung und Analyse der Befunde im Zusammenspiel mit Niederschlagsgeschehen, Witterungsverlauf, Grundwasserflurabstandsdynamik und Bodenbeschaffenheit wurde eine Klassifizierung in Feuchte-Zustandstypen vorgenommen. Aus Dauer und Muster in der Wiederkehr bestimmter, saisonal typischer Zustände war dann die Ableitung sekundärer Umweltvariablen für die Schlüsselfaktorenanalyse möglich.

### ***Bodenkundliche Untersuchungen***

Die Thüringer Landesanstalt für Geologie wurde vom Institut für Ökologie der Friedrich-Schiller-Universität Jena beauftragt, bodenkundliche Standortaufnahmen in der Unstrutau bei Thamsbrück (B1) und Schallenburg (C) durchzuführen. Seitens der Mitarbeiter des Institutes für Ökologie erfolgte die Anlage zweier Schürfe in Thamsbrück und eines Schurfes in Schallenburg. Die Profile wurden im Gelände morphologisch beschrieben (lt. AG Boden: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover, 1994).

Die Bodenart wurde im Bodenprofil mittels Fingerprobe bestimmt. Darüber hinaus wurden die Böden horizontweise beprobt und die Proben für einige der hierfür wichtigsten chemischen (stofflichen) und physikalischen Parameter untersucht, um gleichzeitig einen Überblick über ihren Wasser- und Stoffhaushalt zu gewinnen.

Im einzelnen handelt es sich bei den bodenphysikalischen Laboruntersuchungen an gestörten Proben um:

- Bestimmung des aktuellen Wassergehaltes
- Bestimmung der Bodenart (Korngrößenzusammensetzung)

an ungestörten Proben (Stechzylindern) um:

- Dichte des Bodens ( $d_B$ )
- Wasserleitfähigkeit im wassergesättigten Boden ( $k_f$ -Wert)
- Bestimmung des Gesamtporenvolumens (GPV)

und bei den bodenchemischen Laboruntersuchungen um die:

- Bestimmung des Karbonatgehaltes
- Bodenreaktion (pH-Wert)
- Bestimmung des C/N-Verhältnisses
- Bestimmung der organischen Substanz
- Bestimmung des Stickstoffgehaltes
- Bestimmung der austauschbaren Kationen

(durchgeführt von der Agrar- und Umweltanalytik GmbH Jena)

Die Profilaufnahmen erfolgten am 18.08.1997 in Thamsbrück und am 19.08.1997 in Schallenburg. Die Lage der Aufgrabungen sowie die detaillierten Ergebnisse der bodenphysikalischen und bodenchemischen Analysen sind dem Anhang zu entnehmen (siehe Anhang, Ergebnisbericht der bodenkundlichen Standortaufnahme).

## 2.4 Methoden der Datenauswertung

Im Rahmen der Ist-Zustandsanalyse wurden grundlegende synökologische Parameter wie die Diversität (hier nach SHANNON & WIENER), der Evenness (auf der Basis von SHANNON & WIENER) und der Dominanzstruktur der Arthropoden-Assoziationen ermittelt und diskutiert sowie hinsichtlich der Habitatansprüche der Arten analysiert.

Um die Präsenz aentypischer, hygrophiler Faunenelemente in den Probeflächen vergleichend beurteilen zu können, wurde am Beispiel der Spinnen-Assoziationen in Anlehnung an THIELE et al. (1994) ein Feuchtepräferenz-Index ermittelt. Dabei erhält jede Art entsprechend dem Grad ihrer Hygrophilie bzw. Feuchteabhängigkeit zwischen 1 und 3 Punkte.

1 Punkt: Arten mit weitem Toleranzbereich gegenüber dem Feuchtefaktor (euryök Hygrophile) sowie Arten mit Bevorzugung trockenwarmer Biotope (Xerothermophile)

2 Punkte: Arten mit mittleren Ansprüchen bezüglich Feuchtigkeit sowie Arten, die bevorzugt oder häufig feuchte Lebensräume besiedeln, ohne aber zwingend an diese gebunden zu sein (Mesophile bzw. mesök Hygrophile)

3 Punkte: Arten mit enger Bindung an Feuchthabitate (stenök Hygrophile), die hier als Refugialarten naturnaher Auenbereiche angesehen werden.

Der Feuchtigkeitspräferenz-Index berechnet sich dann als Quotient aus der Gesamtpunktzahl aller dort vorkommenden Arten und der Artenzahl. Dito gilt dieses Verfahren auch für den individuengewichteten Präferenz-Index, wobei hier die Punktzahl der jeweiligen Art mit der Zahl gefangener Individuen multipliziert und das Produkt durch die Gesamtzahl erfasster Individuen der Fläche geteilt wird.

Für die vergleichende Betrachtung des feuchtraumspezifischen Artenpotentials der Probeflächen wurden alle die Arten subsummiert, aus deren autökologischer Einstufung hinsichtlich Feuchtepräferenz und/oder bevorzugtem Lebensraumtyp ein Schwerpunktorkommen in Feuchtbiotopen wie Feuchtwiesen, Mooren, Sümpfen, Auen- und Bruchwäldern sowie Uferbiotopen bekannt ist. Nachfolgend sind die für die Charakterisierung des Arteninventars herangezogenen Literaturquellen aufgeführt. Zur Beurteilung der Araneae konnte auf die Arbeiten von MAURER & HÄNGGI (1990), PLATEN et al. (1991) und SCHAEFER (1976) zurückgegriffen werden. Die Angaben zu den Coleoptera basieren größtenteils auf KOCH (1989 ff.). Ergänzungen wurden den Arbeiten von ARNDT (1989), BAUER (1989a), ENGLER (1982), FREUDE et al. (1965 ff.), LINDROTH (1945), LOHSE & LUCHT (1989 ff.), THIELE (1977), TURIN & DEN BOER (1988) und TURIN et al. (1991) entnommen. Zusätzlich gingen Erfahrungen und Kenntnisse der Autoren dieses Berichtes bei der Klassifizierung hinsichtlich der Habitatansprüche der Arten ein.

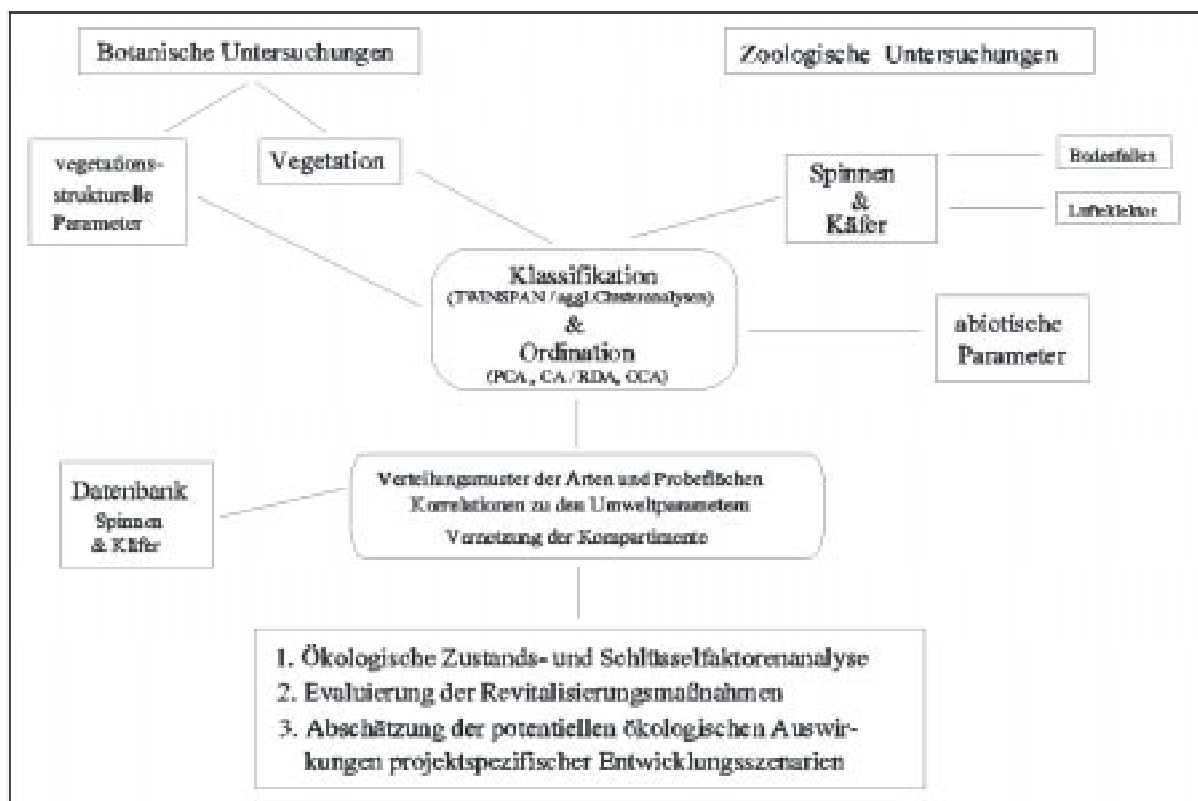


Abb. 6: Synopsis zur Datenauswertung

Um den Anteil des erfassten Artenpotentials für die einzelnen Probeflächen abschätzen zu können, wurden Rarefaction-Verfahren eingesetzt. Dabei erfolgte eine Berechnung der durchschnittlich erreichten Artenzahlen pro Stichprobeneinheit (Bodenfallenzahl und Untersuchungs-jahre) für jede Probefläche (Rarefaction-Verfahren nach SHINOZAKI) bzw. eine Abschätzung der Artenzahlen in Abhängigkeit von den erfassten Individuenzahlen (Rarefaction-Verfahren nach HURLBERT), die in Form von 'Artensättigungskurven' grafisch dargestellt wurden. Eine detaillierte Übersicht zu den genannten Verfahren gibt KREBS (1999) sowie ACHTZIGER et al. (1992).



Bei der Gesamtauswertung zur ökologischen Zustandsanalyse und Bewertung der ausgewählten Probeflächen nahm die multivariat-statistische Datenanalyse eine zentrale Stellung ein (siehe Abb. 6). Die Daten aus den botanischen und zoologischen Untersuchungen wurden zunächst separat mittels agglomerativer (z.B. Methode nach WARD) und divisiver (Two Way Indicator Species Analysis=TWINSPAN) Clusterverfahren klassifiziert. Diese Verfahren ermöglichten Aussagen zu den Ähnlichkeitsverhältnissen zwischen den untersuchten Probeflächenvarianten (vorrangig agglomerative Clusterverfahren) sowie die Ausweisung von Differentialartenkollektiven zur bioindikatorischen Bewertung der Probeflächen (TWINSPAN). In diesem zuletzt genannten, auf einem Ordinations-Algorithmus ('reciprocal averaging ordination') beruhenden divisiven Verfahren, werden die Arten und 'Samples' (Teiltransekte und Untersuchungsjahre) simultan klassifiziert (HILL 1979, GAUCH & WHITTAKER 1981). Dabei werden die Probeflächen auf der Grundlage ihrer Arten-Individuen-Relationen so angeordnet, dass eine optimale Diagonalstruktur des Gesamtdatensatzes entsteht.

Mit Hilfe von Ordinationstechniken wurden einerseits die Verteilungsmuster der Arten in Raum und Zeit (Korrespondenzanalyse/Correspondence Analysis = CA; Hauptkomponentenanalyse/Principal Components Analysis = PCA) analysiert. Andererseits waren Ordinationsverfahren für die Herausarbeitung von Schlüsselfaktoren ein wichtiges Werkzeug. Hierzu wurden direkte Gradientenanalysen (Kanonische Korrespondenzanalyse/Canonical Correspondence Analysis = CCA; Redundanzanalyse/Redundancy Analysis = RDA) durchgeführt, bei denen neben den Artendatensätzen simultan (kanonisch) die ermittelten bzw. abgeleiteten Umweltparametern (klimatische, hydrologische, pedologische, nutzungsbezogene, landschaftsökologische, vegetationsstrukturbezogene Faktoren) in die Verfahren einbezogen wurden (verwendetes Programm: CANOCO, TER BRAAK & SMILAUER 1998). Bei diesen kanonischen Ordinationen werden zwei miteinander korrespondierende Datensätze (Arten - und Umweltdatensatz) unter Einbeziehung von multiplen Regressionsalgorithmen gleichzeitig ordiniert (siehe JONGMAN et al. 1987, DIGBY & KEMPTON 1991).

Ziel dieser Analysen war, zu testen, inwieweit die in den vorangegangenen statistischen Verfahren gewonnenen Muster zu den Arten-Individuen Relationen und zur Probeflächenähnlichkeit mit den die Probeflächen differenzierenden Faktorengradienten zu erklären sind. In Auswertung der auf diesem Weg ermittelten "belastbaren Korrelationen" sollten Schlüsselfaktoren(-komplexe) herausgearbeitet werden, die statistisch abgesicherte Hauptkomponenten der Verteilung der zur indikativen Bewertung geeigneten Differentialartenkollektive darstellen. Darauf aufbauend wurde die eigentliche ökologische Zustandsanalyse und Bewertung vorgenommen, wobei nicht rein phänomenologische Kriterien im Vordergrund standen, sondern funktionalen Aspekten und der Vernetzung der untersuchten Ökosystem-Kompartimente das Hauptgewicht zukam.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Bodenkundliche Charakterisierung der Probeflächenstandorte

Die ausgewählten Probeflächenstandorte sind geologisch holozäne Auensedimente, gemäß ihrer Substratschichtung Fluvitone und nach der Bodensystematik als Vega-Gley (A1, A2, B1) bzw. Gley-Vega (A3, C) zu klassifizieren. Für die Vergleichsstandorte im Deichvorland bei Altengottern (AD) und Thamsbrück (B2) liegt zwar keine gesonderte Bodenprofilaufnahme vor, nach Beschaffenheitsprüfung des Oberbodens bzw. im Ergebnis der Bohrungen zur Installation von Flachpegeln sind jedoch bodensystematisch vergleichbare Verhältnisse sehr wahrscheinlich. Die Korngrößenvarianz bewegt sich im Bereich von schwach schluffigem Ton in den unteren Horizonten und schluffig bis stark schluffigem Ton in den oberen Horizonten. Ausnahmen bzw. Unterschiede sind weitgehend auf den aAh-Horizont beschränkt, der im Probenstandort C als sandiger Lehm, in Fläche AD als sandig-lehmiger bis stark toniger Schluff und in A3 als toniger Schluff ausgeprägt ist.

Bodenchemisch sind alle Standorte als basenreich bis basengesättigt einzustufen und unterliegen einem schwach alkalischen Milieu. Die festgestellten C/N-Verhältnisse sind durchweg eher als eng (<10) zu bezeichnen.

Durch eine, wie in A1 und A2 vorgenommene Umnutzung von Acker zu Grünland bzw. Flächenstilllegung vormaliger Ackerflächen wie in B1 ist durch die damit einhergehende Verdichtung im Oberboden und nunmehr reduzierte Belüftung ein verminderter Abbau der organischen Substanz zu erwarten. Aktuelle Auswirkungen, wie z.B. deutlich erhöhte Gehalte organischer Substanz im Oberbodenbereich waren jedoch bislang kaum erkennbar. Mit zunehmender Dauer der Grünlandnutzung der Böden ist durch die zwangsläufige Bioakkumulation infolge von Streuanfall ein allmählicher Anstieg der Gehalte an organischer Substanz in den A-Horizonten zu verzeichnen. Die hohe biologische Aktivität der untersuchten Böden (Humusabbau) und schwankende Wasserstände sind hierbei die begrenzenden Faktoren, so dass mit der gegebenen Nährstoffversorgung und den pH-Werten der A-Horizonte günstige Bedingungen zur Streuzersetzung vorhanden sind, die auch längerfristig eine Humusformentwicklung über das Mull-Stadium hinaus, mit über 8% org. Substanz, nicht stattfinden lassen (siehe Befunde zu Fläche C im Anhang, Ergebnisbericht zur bodenkundlichen Standortaufnahme). Eine Ausnahme hierbei bildet der künstlich vernässte, flussferne Teil der Probefläche B1, wo auf Grund des zumeist oberflächennahen Grund- bzw. Stauwasserstandes zeitweise anaerobe Bedingungen herrschen, die in lokalen Muldenlagen längerfristig zur Bildung von Feuchtmull (Ah-Horizont mit 8-15% org. Substanz) führen kann (Details siehe Anlage, Ergebnisbericht zur bodenkundlichen Standortaufnahme).

Es handelt sich bei den hier vorliegenden Auenböden (vergleyte Formen der Vega) i. d. R. nicht, wie etwa bei den reinen Gleyen, um Böden mit langanhaltend hohem Grundwasser, sondern um Böden mit stark schwankendem Grundwasserflurabstand.

#### 3.2 Hydrologische Charakterisierung der Probeflächenstandorte

##### ***Befunde zur Dynamik des Grundwasserflurabstandes***

Der Grundwasserpegel steht bei den flussnah gelegenen Flächen meist in starker direkter Abhängigkeit zum aktuellen Flusspegel (C, AD, B2, teilweise B1). Im flussferneren Aussendeichbereich schwankt er mehr in Bezug zum Wasserstand in Meliorationsgräben, die als Vorfluter funktionieren (A1, A2, A3) oder, wie im Fall des flussfernen Teils der Probefläche B1 bei Thamsbrück, in starker Abhängigkeit von der Bespannung unmittelbar benachbarter Teiche.

Gemäß der Klassifizierung nach dem mittleren Grundwasserstand in 'dm unter Flur' im Frühjahr von SCHMIDT & DIEMANN (1981) handelt es sich im Falle der Probeflächen B2 und AD (ausgenommen die unmittelbaren Uferbereiche) um grundwasserferne Standorte (< 15dm). Die Probeflächen A3 und A2 sind als grundwasserbeeinflusst (15-10dm) zu charakterisieren, die Standorte C und A1 als grundwassernah (10-6dm) einzustufen. Am anderen Ende des Grundwassergradienten im Probeflächenspektrum ist der Standort B1 einzuordnen, wobei der flussnähere Teil der Probefläche (B1/trocken, Transekt B16\_20) als grundwasserbeherrscht (2-6dm) zu bezeichnen ist, der flussferne, im Frühjahr zeitweise sogar überstaute Teil der Probefläche (B1/feucht, Transekt B11\_15) als stark grundwasserbeeinflusst (0-2dm). Die Befunde zur Grundwasserflurabstandsdynamik der für die Probeflächentransekte repräsentativen Messstellen (Grundwasserbrunnen, Flachpegel) sind in Abb. 7 grafisch dargestellt.

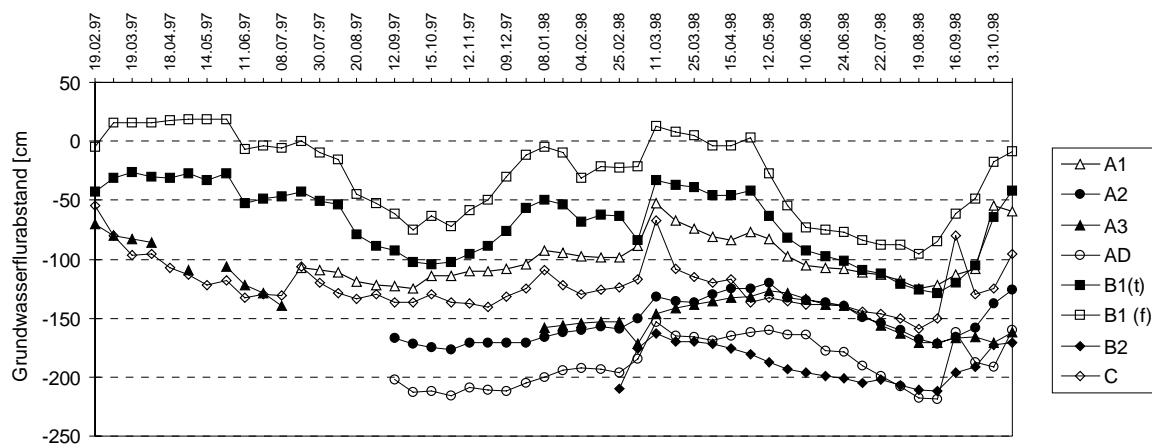


Abb. 7: Dynamik des Grundwasserflurabstandes im Untersuchungszeitraum 1997-98

Während die Grundwasseramplitude in den Probeflächen B1 und C im Jahresverlauf größenordnungsmäßig bei etwa 10dm lag, betrug die Schwankungen des Grundwasserspiegels in den Probeflächen AD, A1, A2 und B2 etwa 5-6dm. Ein Minimum von lediglich etwas über 4dm konnte im Acker (A3) festgestellt werden (siehe auch Anhang, Tab. 6). Grundwasserflurabstände von weniger als 5dm sind lediglich in Probefläche B1 registriert worden. Vor allem in der flussfernen Teilfläche B1/feucht (Bodenfallentransekt B11\_15) liegen diese hohen Wasserstände in normal feuchten Jahren über nahezu die gesamte Vegetationsperiode vor. Nur in dieser Teilfläche kommt es auch alljährlich im Frühjahr zu Überschwemmungen, wengleich der Überstau auch künstlich durch Überspannen der benachbarten Böhmenteiche hervorgerufen wird. Der abrupte Abbruch der Frühjahrsüberstauung im Jahr 1998 ist dabei ursächlich auf das Ablassen der Teiche etwa ab 21. Mai zurückzuführen, was auf Grund einer Gewässerverunreinigung durch Gülle nach einem Starkniederschlagsereignis von den Betreibern vorgenommen wurde. Dieses führte zu einer drastischen Grundwasserabsenkung von etwa 5dm im Mittel der Vegetationsperiode 1998 innerhalb der gesamten Fläche B1 im Vergleich zu einem "Normaljahr".

### ***Befunde zur oberflächennahen Bodenfeuchtedynamik***

Unter der Annahme, dass die 14tägige stichprobenhafte Messung der oberflächennahen Bodenfeuchte in grober Näherung auch für die dazwischenliegenden Zeiträume in den Probeflächen Gültigkeit besitzt, lassen sich die vergleichend zu bewertenden Untersuchungsvarianten nach dem prozentualen Anteil von Messtagen je Feuchtestufe (siehe Tab. 5) im Verlaufe einer Saison (hier ein Messjahr von November 1997 bis Oktober 1998) sich in vier Feuchtetypen unterteilen:

- Typ 1: wechselfeuchte bis nasse Standorte mit gesättigten Bodenfeuchteverhältnissen über mehr als 60% der Vegetationsperiode ohne Phasen mit Unterschreitung des Welkepunktes; nur realisiert in der künstlich vernässten Teilfläche B1/feucht (Transekt B11\_15)
- Typ 2: frische Standorte mit gesättigten Bodenfeuchteverhältnissen über 40-50% der Vegetationsperiode ohne Phasen mit Unterschreitung des Welkepunktes; zutreffend für Probefläche C, B2 und Teilfläche B1/trocken (Transekt B16\_20)
- Typ 3: frische Standorte mit gesättigten Bodenfeuchteverhältnissen über 40-50% der Vegetationsperiode aber auch Trockenheitsphasen in denen der Welkepunkt unterschritten wird; zutreffend für Probefläche A1
- Typ 4: wechsellrockene Standorte mit gesättigten Bodenfeuchteverhältnissen über weniger als 1/3 der Vegetationsperiode und Trockenheitsphasen in denen der Welkepunkt unterschritten wird; zutreffend für Probefläche A2, A3 und AD (mit Ausnahme der unmittelbaren Uferbereiche)

Eine Übersicht der Befunde zur oberflächennahen Bodenfeuchtedynamik der Probeflächentransekte ist Tab. 5 zu entnehmen.

Zur vergleichenden Betrachtung des Bodenwasserhaushaltes werden bodenphysikalische Parameter der Standorte berücksichtigt (z.B. Bodenart, Lagerungsdichte, Porenvolumen, nutzbare Feldkapazität).

Der Parameter "Frühjahrsvernässung" beschreibt dabei das Ausmaß der Grund-, Stau- und Haftnässe der Böden im durchwurzelten, oberflächennahen Bereich nach meist winterlicher Wasseraufsättigung. Stark staunässebestimmt ist vor allem der Teiltransekt B11\_15 der Brache B1 bei Thamsbrück. Hier konnten während der gesamten Frühjahrssaison 1998 Bodenfeuchtwerte registriert werden, die deutlich über der Sättigung des Bodens liegen. Bis in die Krume wirksame Staunässe konnte zumindest kurzzeitig (ein Mal im Messzeitraum) auch in beiden Teiltransekten der Standweide A1, im Teiltransekt B16\_20 der Brache B1 sowie in einem Teiltransekt der 1-Schnittwiese B2 nachgewiesen werden.

Für die Berechnung der als Kennwerte zum Bodenwasserhaushalt gelisteten, abgeleiteten Parameter wurde wie folgt vorgegangen:

Der permanente Welkepunkt (PWP) entspricht nach MÜLLER (1989) in erster Näherung dem Wassergehalt des Bodens bei  $pF_{4,2} = PWP = (0,25+0,52) \times \text{Tongehalt in Gew.-%}$ . Die resultierenden Werte der Bodenfeuchte (BF) in Gew.-% wurden über die Rohbodendichte  $d_b$  in die Maßeinheit Vol.-% umgerechnet;  $BF \text{ Vol.-%} = BF \text{ Gew.-%} / d_b$ .

Für die Berechnung der Feldkapazität (FK) werden Ton- und Schluffgehalte in Vol.-% benötigt, welche im Rahmen der Bodenstandortaufnahmen jedoch nicht für alle Probeflächen erhoben wurden. Daher musste auf grobe Näherungswerte der Feldkapazität für Böden verschiedener Tongehalte aus SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL (1989) zurückgegriffen werden.

Tab. 5: Befunde zur oberflächennahen Bodenfeuchte der Probeflächentransekte im Zeitraum November 1997 bis Oktober 1998 (MZ=Messzeitpunkte)

Probefläche:	C	C	B1	B1	AD	AD	A2	A2	A3	A3	A1	A1	B2	B2
Transekt:	B1_5	B6_10	B11_15	B16_20	B21_25	B26_30	B31_35	B36_40	B41_45	B46_50	B51_55	B56_60	B61_65	B66_70
Jahresmittelwert [Vol.-% Wasser]	35	37	50	41	36	32	40	38	34	33	46	46	36	38
<b>Frühjahrsvernässung (18.03. bis 12.05.)</b>														
% Anteil MZ > 50 Vol.-% Wasser	0	0	100	20	0	0	0	0	0	0	20	20	20	0
<b>Feuchtestufen</b>														
% MZ > 50 Vol.-% Wasser (naß)	0	5	43	5	0	0	0	0	0	0	43	43	5	0
% MZ 40-50 Vol.-% Wasser (feucht)	43	38	24	62	24	24	52	48	10	10	19	19	38	52
% MZ 30-40 Vol.-% Wasser (frisch)	24	38	29	29	62	43	38	43	67	67	29	33	29	33
% MZ 20-30 Vol.-% Wasser (trocken)	29	14	5	5	14	19	10	5	19	14	10	5	24	14
% MZ <20 Vol.-% Wasser (sehr trocken)	5	5	0	0	0	14	0	5	5	10	0	0	5	0
<b>Kennwerte zum Bodenwasserhaushalt</b>														
Sättigung bei >...Vol.-% Wasser	40	40	45	40	40	40	45	45	40	40	50	50	40	40
Feldkapazität von ...Vol.-% Wasser	12-40	12-40	25-45	20-40	12-40	17-40	30-45	25-45	14-40	10-40	32-50	34-50	12-40	12-40
Welkepunkt bei <... Vol.-% Wasser	12	12	25	20	12	17	30	25	14	10	32	34	12	12
% Saison mit Sättigung	41	43	52	67	24	24	29	0	10	10	43	43	43	52
%Saison mit Wasserverfügbarkeit	59	57	48	33	76	66	61	95	85	85	47	47	57	48
% Saison mit Trockenheit	0	0	0	0	0	10	10	5	5	5	10	10	0	0

Wassersättigung im Boden ist gegeben, wenn alle Bodenporen mit Wasser gefüllt sind, wobei das Gesamtporenvolumen (GPV) dann dem volumetrischen Bodenfeuchtegehalt entspricht. Da Werte zum Gesamtporenvolumen nicht für alle Probeflächen zur Verfügung standen, wird in erster Näherung auf die Feldkapazität  $pF=2,5$  als Sättigungsgrenze zurückgegriffen.

Die Dauer von Trockenheitsphasen (BF£ PWP), Wasserverfügbarkeitsphasen (PWP£ BF £ FK) und Sättigungsphasen (BF <sup>3</sup> FK) wurden aus der Anzahl entsprechender BF-Messwerte ermittelt und als prozentualer Anteil bezogen auf ein Messjahr dargestellt.

Begrenzend auf die Möglichkeit einer differenzierteren Betrachtung der Probeflächenvarianten hinsichtlich der für die ökologische Ausprägung der Auenstandorte so wesentlichen Einflussgröße Bodenwasserhaushalt wirkte sich letztendlich das im Rahmen der Projektmöglichkeiten realisierbare Messdesign aus. So erlaubt die stichprobenhafte Handmessung mit 2-wöchigem Messintervall nur eine grobe Abschätzung der Bodenfeuchtedynamik im Jahresverlauf. Vor allem die Auswirkungen kurzzeitig wirksamer Niederschlagsereignisse zwischen den Messtagen gehen nicht adäquat in die Beurteilung der oberflächennahen Bodenfeuchtedynamik ein.

### 3.3 Meso- und mikroklimatische Untersuchungen

#### 3.3.1 Charakterisierung der Probeflächenvarianten

Die Freilandbefunde aus den Vegetationsperioden 1997 und 1998 sowie dem dazwischenliegenden Winterhalbjahr zu den klimatischen Kenngrößen Temperatur, relative Luftfeuchte und Lichtintensität im bodennahen Luftraum der Vegetationsschicht erlauben eine differenzierende, beschreibende Betrachtung der zu evaluierenden Probeflächenvarianten.

Unterschiede im bodennahen Mikroklima der hier vergleichend zu beurteilenden Varianten, die unterschiedliche 'Nutzungsgrade' (konventioneller Acker, extensive Standweide, extensive Mähweide, 3-Schnittwiese, 1-Schnittwiese, Brache) repräsentieren, sind über die modifizierende Wirkung der jeweilig aufwachsenden Vegetation, speziell ihrer Struktur und nutzungsüberprägten saisonalen Dynamik, quantifizierbar.

Eine Übersicht des in die Auswertungen und Analysen einbezogenen Datenmaterials jedes Einzelloggers ist dem Anhang (Anhang Tab. 2, 3 und 4) zu entnehmen. Das Protokoll zu Datalogger-Laufzeiten, Messstandort, Identifikationskodierung (ID-Code) und Zuordnung der auf die Bodenfallenleerungsintervalle angepassten Messzeiträume (Datum, lfd. Nr.) ist ebenfalls im Anhang einsehbar (Anhang Tab. 5). Details zu den im Text erläuterten Querverbindungen mikroklimatischer Effekte mit 'Störungsereignissen' durch Nutzung, Pflege, Überstau bzw. Hochwasser in den Probeflächen sind in Abb. 8 dargestellt.

Im einzelnen lassen sich die Untersuchungsergebnisse wie folgt darstellen.

Die Untersuchungsvarianten unterscheiden sich deutlich in Häufigkeit und im Ausprägungsgrad von Stundenmittelwerten der bodennahen Lufttemperatur über 30°C. In der Referenzmessung über der Vegetationsstruktur (in 1m Höhe) traten in den über jeden Messzeitraum gemittelten Stundenmittelwerten demgegenüber in keinem der Untersuchungsjahre Werte über 30°C auf (siehe Abb. 9).

Während der Aufwuchsphase der Grasbestände wird in der Mähweide (A2) bis zur Mahd in der 1. Julidekade der bodennahe Temperaturgang im Vergleich zur Standweide (A1) zunächst noch deutlich gedämpft. Nach der Schnittnutzung war in beiden Untersuchungsjahren nur noch ein spärlicher Aufwuchs in A2 zu verzeichnen, trotz der erst ab Mitte August einsetzenden Beweidung. Eine strukturbedingte Dämpfung des Temperaturganges kam dadurch nicht mehr zum Tragen.

Einhergehend mit der permanenten Wegnahme der Vegetationsstruktur durch ununterbrochene Beweidung steigen die Stundenmittelwerte in der Standweide A1 während trocken-warmer Witterungsabschnitte (Strahlungswetterlagen) über die späten Vormittagsstunden bis in die Nachmittagsstunden hinein deutlich über 30°C, im Extremfall sogar über 40°C. Seinen Niederschlag findet das beweidungsbedingte ständige Kurzhalten der Vegetation auch in der Häufigkeit des Auftretens extrem hoher, wenngleich auch nur kurzzeitig vorherrschender Lufttemperaturen in Bodennähe, die z.T. fast 60°C erreichen (siehe auch Anhang Tab. 6).

Etwas weniger extrem abweichend von den Referenzmessungen über der Vegetationsstruktur stellt sich demgegenüber die 3-Schnittwiese (C) dar. Hier führen insbesondere die Auswirkungen der 2. Mahd zu einer deutlichen Erhöhung der Stundenmitteltemperaturen über die trocken-warme Hochsommerperiode (3. Julidekade und 1. Augustdekade). Drastische Auswirkungen auf das bodennahe Mikroklima bleiben jedoch weitgehend auf diesen Zeitraum beschränkt. Während dieser Phase sind auch in der 3-Schnittwiese kurzzeitig extrem heiße Phasen aufgetreten, die stellenweise deutlich über 60°C lagen.

Abb. 8: Zeitliche Abfolge von Nutzungs- und Pflegeeingriffen sowie Hochwasser (HW) bzw. Überstauung in den Probeflächenvarianten im Untersuchungszeitraum 1997/98

Abb. 9: 2D Map-Plots der Stundenmittelwerte der bodennahen Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum 1997/98 (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese)



Sowohl die Brache B1 als auch das Deichvorland in AD werden durch dort vorgenommene Pflegemaßnahmen (Schafhutung, partielle Pflegemahd, speziell B1 spätsommerliches Mulchen) mikroklimatisch nur geringfügig beeinflusst, vergleicht man die durchschnittlichen Temperaturstundenmittelwerte der Messzeiträume im Tagesgang mit denen der Referenzmessung. Eine Ausnahme hierbei bilden die südexponierten Deichbereiche in AD, welche speziell 1998 durch ursächlich auf die Schafhutung zurückzuführende Trittverletzungen stellenweise nahezu vegetationslos waren. Hier wurden im Extremfall kleinräumig Temperaturmaxima von bis zu 72°C nahe der Bodenoberfläche gemessen, wie sie ansonsten nur für exponierte Trocken- und Halbtrockenrasen der Region bekannt sind.

Unter Ackernutzung (A3) mit Winterweizenanbau (1997) entsprachen die Stundenmittelwerte der bodennahen Lufttemperatur bis zur Ernte in der 2. Augustdekade weitgehend den Werten der Lufttemperatur aus den Referenzmessungen über der Struktur. Im Falle des Ackerbohnenanbaus (1998) hingegen, bedingt durch den zum Ende der Aufwuchsperiode (in der Reifungsphase) zunehmend lückigeren Pflanzenbestand, wurden während der Hochsommerperiode ähnlich hohe Stundenmittelwerte der bodennahen Lufttemperatur registriert, wie in den Flächen mit Schnittnutzung nach der Julimahd. Temperaturextreme von mehr als 60°C waren unter Ackerbohnenanbau jedoch nicht nachweisbar. Die Erntetermine lagen mit dem 11.8.1997 bzw. dem 13.8.1998 bereits in der Phase des Ausklings der für die Region typischen trocken-heißen Hochsommerperiode, so dass mikroklimatisch auch in den (aus nutzungstechnischen Gründen) nach der Ernte nicht durchgehend beprobten Phasen keine drastischen Abweichungen der bodennahen Temperaturegänge von der Lufttemperatur in 1m Höhe anzunehmen sind (Vergleich des Stoppelackers mit der Struktur in der Mähweide A2 ist naheliegend).

Der Grad der Verschiedenheit in Bezug auf die Häufigkeit signifikanter Unterschiede in den Stundenmittelwerten der bodennahen Lufttemperatur ist in Abb. 10 aus einem paarweisen Vergleich der Flächen zu entnehmen, wobei der jeweilige Kreisdurchmesser proportional dem prozentualen Anteil signifikanter Unterschiede zwischen den jeweils verglichenen Probestflächen ist.

Die größte Häufigkeit (jahrweise bis zu 24%) mikroklimatisch signifikanter Unterschiede war für die Flächen A1 (Standweide) und A2 (Mähweide) gegenüber A3 (Acker) nachweisbar. Des weiteren unterscheidet sich die 3-Schnittwiese (C) in ihren bodennahen Lufttemperaturstundenmittelwerten gegenüber allen Varianten mit 6-12% deutlich. Deichvorland (AD), Brache (B1) und 1-Schnittwiese (B2) sind sich mikroklimatisch temperaturbezogen relativ ähnlich (nur etwa 1% signifikante Unterschiede). Der Acker steht hinsichtlich signifikanter Unterschiede im bodennahen Mikroklima intermediär zwischen der Flächengruppe AD, B1, B2 und den Varianten A1, A2, C mit permanenter Beweidung, Mähweidenutzung bzw. mehrschüriger Schnittnutzung.

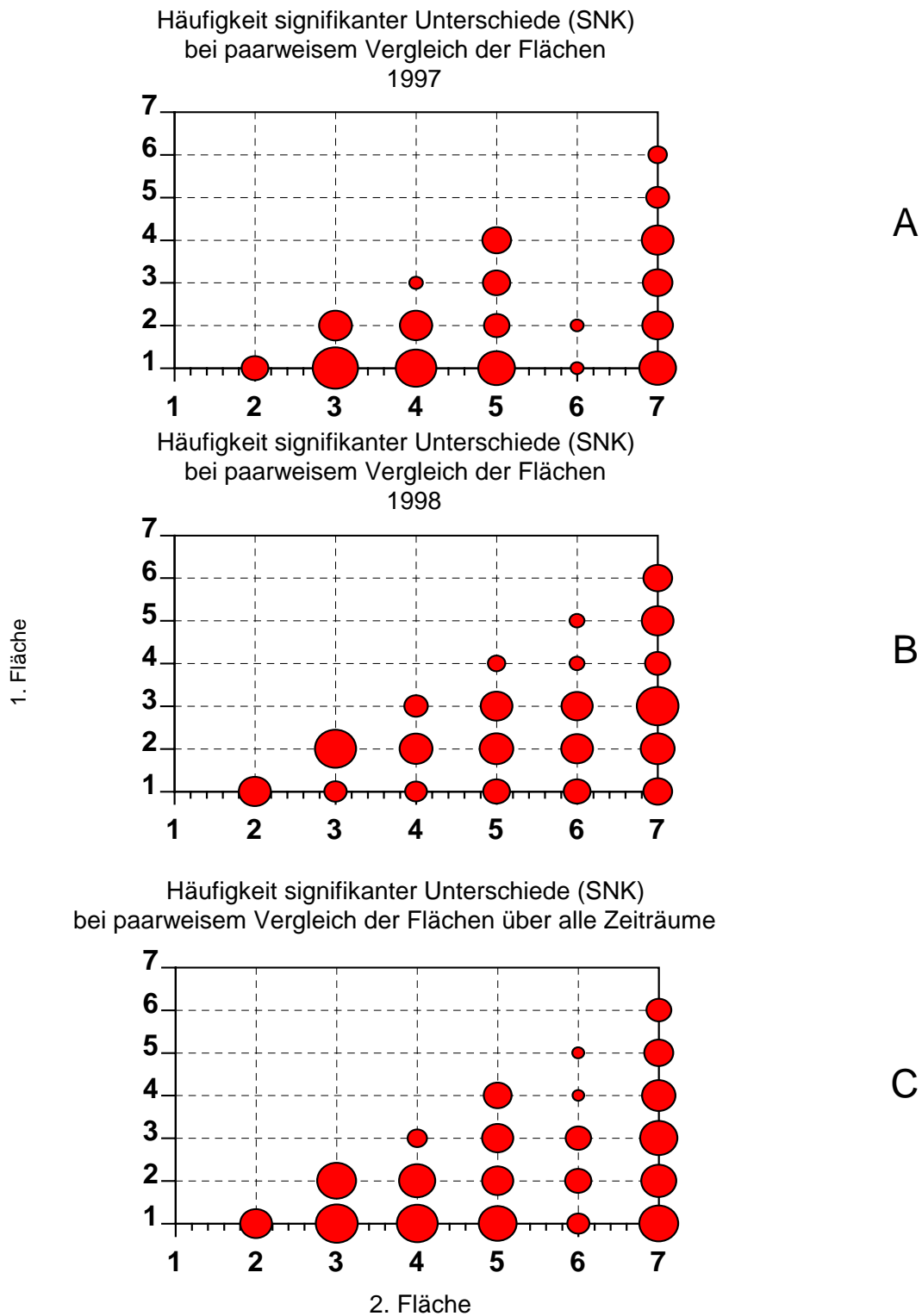


Abb. 10: Häufigkeit signifikanter Temperaturunterschiede in den Stundenmittelwerten beim paarweisen Vergleich der Proflächen mittels SNK-Test, (A) 1997, (B) 1998, (C) über alle Messzeiträume

Abb. 11: 2D Map-Plots der Stundenmittelwerte der Lufttemperatur (Referenzmessung in 1m Höhe, über der Vegetationsstruktur) im Untersuchungszeitraum 1997/98 (A=UG Altengottern, B=UG Thamsbrück, C=UG Schallenburg)

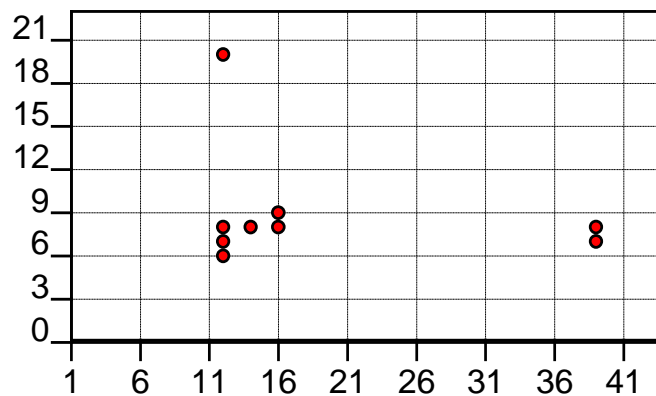


Abb. 12: Häufigkeit signifikanter Temperaturunterschiede in den Stundenmittelwerten der drei Untersuchungsstandorte Altengottern, Thamsbrück und Schallenburg beim Vergleich der Referenzmessungen in 1m Höhe mittels OneWay Anova (Daten untransformiert)

Mit Blick auf die wenigen signifikanten Unterschiede bezüglich der Stundenmittelwerte der Lufttemperatur der drei Untersuchungsstandorte Altengottern (A), Thamsbrück (B) und Schallenburg (C) im Untersuchungszeitraum sind hervorragende Vergleichsbedingungen für die zu differenzierenden Nutzungsvarianten der Probeflächen gegeben (siehe Abb. 11 und Abb. 12). Zudem sind die wenigen signifikanten Unterschiede zu Tageszeiten ausgeprägt (Morgenstunden nach Sonnenaufgang bzw. Abendstunden vor Sonnenuntergang) die auf Auswirkungen von Geländestrukturen (Muldenlage, Horizontüberhöhung durch Geländere relief bzw. Gehölze) schließen lassen. Da sie nur bei flachem Sonnenstand, jahreszeitlich begrenzt und nur kurzzeitig wirksam werden, ist mesoklimatisch daher von nahezu identischen Verhältnissen in allen drei Untersuchungsgebieten auszugehen.

Der saisonale Gang der relativen Luftfeuchte nahe der Bodenoberfläche ist in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf jahrweise unterschiedlich ausgeprägt (vgl. Abb. 13). Insbesondere der Messzeitraum 38-40 (Ende Juli bis Ende August 1998) war sowohl in den durch die Beweidung permanent sehr kurzrasigen Flächen A1 und A2 als auch im Acker durch extrem niedrige mittlere Werte der relativen Luftfeuchte gekennzeichnet. Wenngleich auch etwas weniger extrem, schlug diese trocken-heiße Witterungsperiode 1998 auch in den Varianten 1- bzw. 3-Schnittwiese mit stark herabgesenkten relativen Luftfeuchtemittelwerten durch, da unmittelbar vor dieser Phase gemäht worden war. Vor allem die durch den Schattenwurf der Ufergehölze beeinflussten Bereiche im Deichvorland (AD), sind hinsichtlich der Luftfeuchteverhältnisse wesentlich moderater. Hier werden die Tagesgänge der bodennahen relativen Luftfeuchte ähnlich wie in der Brache (B1) über die gesamte Vegetationsperiode hinweg stark gedämpft.

Bezüglich Belichtung der Bodenoberfläche unterscheiden sich die Untersuchungsvarianten deutlich hinsichtlich der Häufigkeit von Lichtintensitäten  $>350$  lumen/sf, speziell in der Hochsommerphase (vgl. Abb. 14). Die mit der Dauerbeweidung einhergehende permanente Wegnahme der Vegetationsstruktur führt in Fläche A1 zu fast ununterbrochen hohen Lichtintensitäten im Tagesverlauf während Strahlungswetterlagen.

In den Varianten mit Schnittnutzung ist eine Abstufung hinsichtlich der Häufigkeit hoher Intensitäten von Mähweide (A2)  $>$  3-Schnittwiese (C)  $>$  1-Schnittwiese (B2) aus den Messdaten ersichtlich.

Abb. 13: 2D Map-Plots der Stundenmittelwerte der bodennahen rel. Luftfeuchte im Untersuchungszeitraum 1997/98 (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese)

Abb. 14: 2D Map-Plots der Stundenmittelwerte der bodennahen Lichtintensität im Untersuchungszeitraum 1997/98 (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese)

In Brache (B1) und Deichvorland (AD) ist in Abhängigkeit vom Zustand (Lückigkeit) der Vegetation nach dem Frühljahrsaufwuchs die Lichtintensität am Boden deutlich gedämpft. Die Auswirkungen der enormen Trittvletzungen durch Schafhütung an den Deichböschungen schlagen sich in Form eines grösseren Anteils hoher Lichtintensitäten während der Hochsommerphase 1998 gegenüber 1997 nieder.

### 3.3.2 Nutzungsregime und Mikroklima

Das bodennahe Mikroklima unter Ackernutzung ist durch den im Frühjahr aufwachsenden und bis zum Erntetermin kaum durch Nutzungseingriffe beeinflussten Pflanzenbestand als moderat zu charakterisieren und weist nur geringfügige Abweichungen im Vergleich zur Referenzmessung der Lufttemperatur über der Vegetationsschicht auf. Die mehr oder weniger Blosslegung der Krume mit Wegnahme der Struktur durch die Ernte wirkt sich dabei offenbar nicht so drastisch auf das bodennahe Mikroklima aus, wie zunächst erwartet. Zurückzuführen ist das vor allem auf den Mahdzeitpunkt, der sowohl für den Winterweizen 1997 als auch für die Ackerbohne 1998 erst in der 2. Augustdekade lag, in der die trocken-heiße Hochsommerphase bereits weitgehend abgeklungen war. Der Dämpfungseffekt der Vegetation auf das bodennahe Mikroklima ist jedoch bei den hier betrachteten Anbaukulturen unterschiedlich ausgeprägt. So sind Aufheizungseffekte auf Grund starker Einstrahlung unter Ackerbohne gegen Ende der Standzeit durch die dann deutlich lückigen Bestände nicht mehr zu kompensieren, in Getreidebeständen während der Reifephase hingegen treten derartige Extremwerte nicht auf.

Die Unterschiede im Mikroklima der hier betrachteten Grünlandnutzungsvarianten sind vor allem im Hinblick auf Auswirkungen der Häufigkeit bzw. Intensität der Wegnahme der Grasbestände sowie den Schnittzeitpunkt abgestuft. Sowohl bei 1-schüriger als auch 3-schüriger Schnittnutzung wirkt sich die Mahd unmittelbar vor der zumeist trocken-heißen hochsommerlichen Witterungsphase von Ende Juli bis Anfang/Mitte August drastisch auf das bodennahe Mikroklima aus und führt vorübergehend zu extrem hohen Temperaturen, hoher Belichtungsintensität und großer Luftfeuchteamplitude im Tagesgang. Diesbezüglich noch extremer einzustufen sind Auswirkungen der permanenten Beweidung, wie sie im Falle der Varianten A1 und z.T. in A2 zum Tragen kamen. Die noch wenig entwickelte Grasnarbe dieser jungen Einsaatgrünlandflächen wurde speziell in Zeiträumen mit geringer Wasserverfügbarkeit und damit einhergehendem verminderten Aufwuchs durch das Weidevieh derart kurz gehalten und strapaziert, das kaum mehr eine mikroklimatisch wirksame Vegetationsdecke vorhanden war.

Brachen sowie nur durch partiell angesetzte Pflegemaßnahmen beeinflusste Bereiche wie das Deichvorland weisen demgegenüber 'naturgemäße', mit den saisonalen Veränderungen der Vegetation einhergehende, mehr moderate Ganglinien der untersuchten Mikroklimaparameter auf.

Im Hinblick auf die Ableitung sekundärer Mikroklimaparameter aus den umfangreichen primären Rohdatensätzen, wurden auf der Basis statistischer Tests Ausschnitte der Messsaison mit einem maximalen Grad signifikanter Unterschiede selektiert. Die Ergebnisse der One-Way ANOVAs bzgl. der signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen für die drei Mikroklimaparameter Temperatur, rel. Luftfeuchte und Lichtintensität im bodennahen Luftraum der Vegetationsschicht sind als Übersicht in Abb. 15 dargestellt.

Abb. 15: Übersicht signifikanter Unterschiede zwischen den Probeflächen (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese) im Untersuchungszeitraum 1997/98. Ergebnisse der OneWay-ANOVAs mit untransformierten Temperaturdaten, arcsin-transformierten rel. Luftfeuchtedaten und log-transformierten Lichtintensitätsdaten



Die Messzeiträume 7 bis 16 (15. Mai bis 29. September 1997) sowie 33 bis 42 (13. Mai bis 30. September 1998) liessen sich als diejenigen Zeiträume ermitteln, welche für nahezu stets alle drei gemessenen Mikroklimagrößen signifikante Unterschiede im Set der Untersuchungsflächen aufwiesen. Alle im Anhang, Tab. 6 unter den lfd. Nr. 20-39 gelisteten Parameter zum Mikroklima an der Bodenoberfläche beziehen sich ausschließlich auf Messwerte aus diesen saisonalen Ausschnitten der Vegetationsperiode.

### 3.4 Vegetationskundliche Analyse der Probeflächenstandorte

#### 3.4.1 Pflanzensoziologische und vegetationsstrukturelle Ist-Zustandsbeschreibung

##### ***Synsystematische Zusammenstellung der nachgewiesenen Gesellschaften***

Die Nomenklatur der Pflanzengesellschaften und übergeordneten Syntaxa richtet sich nach OBERDORFER (1992, 1993a, 1993b). Fragmentarische Gesellschaften, die keiner Assoziation zugeordnet werden konnten, sind nach den dominanten Arten benannt und ranglos beschrieben worden.

Für die repräsentative Gesellschaften der Probeflächen sind die mittlere Artzahl, mittlere Diversität (SHANNON-WIENER), mittlere Evenness (basierend auf SHANNON-WIENER) sowie das arithmetische Mittel der Zeigerwerte Lichtzahl, Temperaturzahl, Kontinentalitätszahl, Feuchtezahl, Reaktionszahl und Stickstoffzahl zusammen mit ihrer Standardabweichung (SD) angegeben. Auf die Berechnung des abundanzgewichteten Mittels der Zeigerwerte wurde verzichtet, da durch eine Wichtung die Aussagekraft der i.d.R. mit geringen Abundanzen auftretenden Arten mit hohem diagnostischem Wert untergeht.

Abkürzungen: K. = Klasse    Ass. = Assoziation  
 UK. = Unterklasse    SubA. = Subassoziation  
 O. = Ordnung    Var. = Variante  
 V. = Verband    Ges. = ranglose Gesellschaft

K. Secalietea Br.-Bl. 1952 (Halmfruchtunkrautgesellschaften)  
 Ges. Ackerwildkrautgesellschaft des Weizenackers

K. Chenopodietea Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1952 (Ein- und zweijährige Hackunkraut- und Ruderalgesellschaften)  
 O. Polygono-Chenopodietalia Tx. in Lohm. et al. 1962 (Hackunkrautgesellschaften)  
 V. Fumario-Euphorbion Th. Müller in Görs 1966 (Kalkacker-Gesellschaften)  
 Ges. Ackerwildkrautgesellschaft des Bohnenackers

K. Artemisietea vulgaris Lohm., Prsg et Tx. in Tx. 1950 (Nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften sowie ruderale Beifuß- und Distelgesellschaften)  
 UK. Galio-Urticenea (Pass. 1967)  
 O. Glechometalia hederaceae Tx. in Tx. et Brun-Hool 1975  
 V. Aegopodion podagrariae Tx. 1967  
 Ass. Chaerophylletum bulbosi Tx. 1937

K. Agropyreteea intermedii-repentis (Oberd. et al. 1967) Müll. et Görs 1969 (halbruderales Pionier-Trockenrasen)

- O. *Agropyretalia intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müll. et Görs 1969  
 V. *Convolvulo-Agropyron* Görs 1966 (Halbruderale Halbtrockenrasen)  
 Ges. *Elymus repens*-Rasen auf wechsell trockenem Standort
- K. *Agrostietea stoloniferae* Oberd. in Oberd. et al. 1967 (Flutrasen, feuchte Weiden)  
 O. *Agrostietalia stoloniferae* Oberd. in Oberd. et al. 1967 (Kriechrasen-Gesellschaften)  
 V. *Agropyro-Rumicion* Nordh. 1940 em. Tx. 1950 (Fingerkraut-Queckenrasen)  
 Ges. *Elymus repens*-Rasen auf wechselfeuchtem Standort
- K. *Phragmitetea* Tx. et Prsg. 1942 (Röhrichte und Großseggen Sümpfe)  
 O. *Phragmitetalia* W. Koch 1926  
 V. *Phragmition* W. Koch 1926 (Großröhrichte)  
 Ass. *Typhetum latifoliae* G. Lang 1973  
 V. *Magnocaricion* W. Koch 1926 (Großseggenriede)  
 Ass. *Phalaridetum arundinaceae* (W. Koch 1926 n.n.) Libbert 1931
- K. *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937 (em. Tx. et Prsg. 1951) (Wirtschaftsgrünland)  
 O. *Arrhenateretalia* Pawl. 1928 (Fettwiesen, Fettweiden, Parkrasen)  
 Ges. *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft  
 V. *Arrhenaterion elatioris* W. Koch 1926 (Tal-Fettwiesen, planare und submontane Glatthaferwiesen)  
 Ass. *Arrhenateretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr 1925  
 Ass. Ruderale Ausprägung des *Arrhenateretum elatioris*  
 V. *Cynosurion* Tx. 1947 (Fettweiden)  
 Ges. *Dactylis glomerata-Phleum pratense*-Gesellschaft  
 Ges. *Lolium multiflorum-Medicago sativa*-Gesellschaft

### Probefläche A1 (Standweide)

Entlang des Bodenfallentransektes A1 sind im Abstand von 4m zehn Aufnahme flächen von 2m x 2m angelegt worden (Normalvariante). Auffallend war die herdenartige Verteilung des Vorkommens von *Bromus hordeaceus* in der übrigen Fläche. Aus diesem Grund wurden zur Abgrenzung eventueller Standortunterschiede weitere 10 Aufnahmequadrate von 4 m<sup>2</sup> in den *Bromus hordeaceus*-Herden untersucht.

#### Nutzungsgeschichte:

Nach langjähriger Ackernutzung mit überwiegend Getreideanbau und einem Düngeraufwand von ca. 120 kg N/ha wurde die Fläche 1992 mit einer Mischung aus *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Festuca pratensis* (Wiesenschwingel) und *Medicago sativa* (Luzerne) eingesät. Eine Nachsaat erfolgte im April 1994 mit einer Mischung aus 30% *Lolium multiflorum* (Welsches Weidelgras), 30% *Festuca pratensis* (Wiesenschwingel), 30% *Phleum pratense* (Wiesenlieschgras), 10% *Medicago sativa* (Luzerne). Seither wird sie ganzjährig als Standweide für Heckrinder genutzt. In der ersten Juliwoche 1998 erfolgte eine Pflegemahd auf der gesamten Fläche.

Vegetation: *Dactylis glomerata-Phleum pratense*-Gesellschaft

Normalvariante:

mittlere Artenzahl: 12,9	mL: 7,2 (SD 0,16)	mF: 5,1 (SD 0,14)
mittlere Diversität: 1,48 (SD 0,14)	mT: 5,6 (SD 0,1)	mR: 7,0 (SD 0,2)
mittlere Evenness: 59 (SD 9,4)	mK: 4 (SD 0,25)	mN: 6,5 (SD 0,2)

*Bromus hordeaceus*-Variante:

mittlere Artenzahl: 12,9	mL: 7,1 (SD 0,14)	mF: 5,0 (SD 0,1)
mittlere Diversität: 1,61 (SD 0,12)	mT: 5,6 (SD 0,16)	mR: 6,9 (SD 0,3)
mittlere Eveness: 63,5 (SD 6,7)	mK: 3,6 (SD 0,26)	mN: 6,15 (SD 0,2)

Die Gesellschaft der Standweide A1 ist nach Artenzusammensetzung und Genese (Umbruch und Einsaat) dem Verband Cynosurion (Fettweiden, Stand- und Mähweiden, Parkrasen) der Ordnung Arrhenatheretalia zuzuordnen, welcher vor allem durch das Wegfallen nicht weidefester Arten gekennzeichnet ist.

Die artenarmen Bestände werden in unterschiedlichem Maß dominiert von den Gräsern der Einsaatmischung. Während die Obergräser *Festuca pratensis* und *Phleum pratense* stabile Anteile von je bis zu 15% der Grasnarbe besitzen, sind *Lolium multiflorum* und das Untergras *Lolium perenne* nur in Spuren zu finden. *Dactylis glomerata* macht den Hauptbestandsbildner aus und war wohl genauso wie *Poa pratensis* in der Saatmischung vorhanden. Dieses Hauptartenspektrum bildet ein recht ausgewogenes Verhältnis von Ober- und Untergräsern heraus.

Tritt- und weidefeste Arten sind, größtenteils mit hoher Stetigkeit vorhanden, *Taraxacum officinale* agg., *Trifolium repens*, *Plantago major* ssp. *major*, *Plantago lanceolata* ssp. *lanceolata*, *Bellis perennis* und *Potentilla anserina*.

Mit sehr geringen Abundanzen kommen ausgesprochene Wiesenarten wie *Daucus carota*, *Pastinaca sativa* ssp. *sativa* und *Trifolium pratense* vor.

Viele der übrigen Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Klassen Secalietea und Chenopodietea, stellen somit ein Bindeglied zur Vornutzung der Fläche dar (*Cirsium arvense*, *Euphorbia helioscopia*, *Matricaria perforata*, *Veronica arvensis*).

Durch Weideselektion werden die Arten *Cirsium arvense*, *C. vulgare* und *Carduus acanthoides* gefördert, so dass sie sich in der Fläche offensichtlich in Ausbreitung befinden und ihre Physiognomie bereits entscheidend mitprägen. Die Pflegemahd soll dieser Tendenz entgegenwirken.

Die floristische Unterschiede zwischen den Aufnahmen der beiden Varianten sind geringfügig, ebenso wie die (nicht signifikanten) Unterschiede in den mittleren Zeigerwerten.

Relativ deutlich ist die leichte Häufung von Trittpflanzen (*Bellis perennis*, *Plantago major* ssp. *major*, *Plantago lanceolata* ssp. *lanceolata* und *Potentilla anserina*) in der *Bromus hordeaceus*-Variante und das Vorkommen von *Polygonum amphibium* f. *terrestre* ausschließlich in der Normalvariante.

Ersteres ist eventuell die floristische Manifestation der Tatsache, dass die *Bromus hordeaceus*-Herden überwiegend in der Nähe der durch die Rinder stark begangenen Pfade und bevorzugten Ruheplätze auftreten.

Letzteres könnte jedoch auch ein Effekt von Unterschieden im Mikrorelief sein. So kommt beispielsweise *Polygonum amphibium* gehäuft in leichten Mulden vor, in denen vor allem im Frühjahr Grundwasser in Form von Qualmwasser zuweilen stellenweise an die Oberfläche tritt.

**Probefläche A2 (Mähweide)**

Die Aufnahmen 21 und 22 fanden in 25m<sup>2</sup> großen Flächen in der Nähe des Bodenfallen-Transektes A2 im Juni 1997 statt. Die Untersuchungen konnten wegen der Mahd nicht fortgesetzt werden. Im Jahr 1998 wurden 10 Aufnahmeflächen (Aufn.-Nr.90-99) von 2m x 2m im Abstand von 5 Metern zum Bodenfallentranspekt angelegt und untersucht.

## Nutzungsgeschichte:

Nach langjähriger Ackernutzung wurde diese Fläche im September 1995 mit Restmengen von *Lolium multiflorum* (Welsches Weidelgras) und einem Anteil *Medicago sativa* (Luzerne) eingesät. Das schlechte Aufkommen der Einsaat machte eine Nachsaat im Frühjahr 1996 notwendig. Eine Mahd erfolgte erstmals im Juli 1996. Bereits im Winterhalbjahr 1996/97 wurde die Fläche als Winterstandweide für die Heckrinder benutzt, was zu enormen Trittverletzungen der noch wenig ausgeprägten Grasnarbe führte.

Vegetation: *Lolium multiflorum*-*Medicago sativa*-Gesellschaft

mittlere Artenzahl: 7,6                      mL: 7,4 (SD 0,2)                      mF: 4,6 (SD 0,1)  
 mittlere Diversität: 0,71 (SD 0,2)      mT: 6,1 (SD 0,2)                      mR: 6,1 (SD 0,2)  
 mittlere Eveness: 35,8 (SD 12,4)      mK: 4,3 (SD 0,3)                      mN: 6,9 (SD 0,4)

Das Grünland ist nur anhand der Verbandscharakterarten *Phleum pratense* und *Trifolium repens* dem Cynosurion zuzuordnen. Es weist mit der kleinsten mittleren Artenzahl und dem geringen Wert für die Eveness große Ähnlichkeit mit der noch zu beschreibenden Ackerfläche auf. Der Grund hierfür ist in dem kurzen Entwicklungszeitraum nach der Umnutzung zu Grünland (2 Jahre) und der Einsaatmischung aus *Lolium multiflorum* und *Medicago sativa* zu suchen, wobei letzter keine Voraussetzung bietet, ein langlebiges, artenreiches und strukturiertes Grünland zu entwickeln, so dass momentan eine Untergrasschicht nur rudimentär ausgebildet ist.

In der lückigen Narbe finden sich zerstreut vorwiegend Arten der Ackerwildkrautflora (*Cirsium arvense*, *Galium aparine*, *Euphorbia helioscopia*, *Matricaria perforata*, *Capsella bursa-pastoris*) sowie Pionierpflanzen (*Poa annua*, *Lactuca serriola*), was sich auch im höchsten Therophytenanteil (32%) nach dem Ackerstandort widerspiegelt.

Im Vergleich mit den anderen Probestellen weist A2 die höchste mittlere Stickstoffzahl (6,9) und Temperaturzahl (6,1) sowie die niedrigste Feuchtezahl (4,6) auf.

Insgesamt muss man diese Gesellschaft besonders wegen der unausgewogenen initialen Artenzusammensetzung und der uneinheitlichen, an den Bestandsbildner *Lolium multiflorum* nicht angepassten Bewirtschaftungsweise als besonders labil einschätzen, so dass in den nächsten Jahren größere Veränderungen im Bestand zu erwarten sind.

### Probefläche A3 (Acker)

Die Vegetationsaufnahmen fanden in 25 m<sup>2</sup> großen Quadraten statt, die willkürlich vorwiegend am Ackerrand und an Störstellen (Aufn.-Nr. 25, 29) mit stärkerem Unkrautbewuchs angelegt wurden. Nur so konnte das Artenspektrum in den z.T. steril wirkenden Beständen erfasst werden.

Nutzungsgeschichte:

Die in konventioneller Ackernutzung verbliebene Fläche dient als Referenz und repräsentiert den Ausgangszustand aller hier untersuchten Grünlandvarianten. In den vergangenen Jahren wurden unter intensiver Bewirtschaftung mit Einsatz von Pestiziden die in Tab. 6 genannten Kulturen angebaut.

Tab. 6: Fruchtfolge und Stilllegungsphasen am Ackerstandort A3 von 1992-98

Jahr	Kultur	Düngeraufwand kg N/ha
1992	Brache	0
1993	Winterweizen	140
1994	Brache	0
1995	Winterraps	110
1996	Winterweizen	130
1997	Winterweizen	130
1998	Ackerbohne	0

Vegetation: Ackerunkrautfragmentgesellschaft

mittlere Artenzahl: 6,7                      mL: 6,7 (SD 0,2)      mF: 5,1 (SD 0,6)  
 mittlere Diversität: 0,25 (SD 0,2)      mT: 5,8 (SD 0,16)      mR: 6,5 (SD 0,4)  
 mittlere Eveness: 13,1 (SD 11,8)      mK: 4,3 (SD 0,6)      mN: 6,8 (SD 0,3)  
 (Kulturpflanzen sind in die Zeigerwertberechnung nicht eingegangen)

In der durchschnittlichen Artenzahl von 6,7 im Mittel beider hier untersuchter Feldfruchtvarianten wird der Fragmentcharakter der Ackerunkrautflora deutlich. Auffällig war eine deutlich höhere Artenzahl (8,2) unter Ackerbohne 1998 gegenüber Winterweizen 1997 (5,2). Diese Befunde stehen im Widerspruch zu MAHN (1969) und OTTE (1984), die aus ihren Untersuchungen zu dem Schluß gelangen, dass sich in Halm- und Hackfruchtkulturen am gleichen Standort ein gleiches Artengefüge einstellt und somit für den mitteldeutschen Raum keine Trennung in Arten der Halm- und Hackfruchtarten möglich ist.

Bezeichnend für Unkrautgesellschaften im allgemeinen ist der hier sehr hohe Therophytenanteil von 70%. Wegen der zweckgebundenen extremen Förderung der Kulturarten erreichen Diversität und Evenness die kleinsten Werte im Vergleich der Probeflächen.

Die Unkrautflur des Bohnenackers lässt sich aufgrund des Vorkommens der Polygono-Chenopodietalia-Ordnungscharakterart *Polygonum lapathifolium* und der Fumario-Euphorbion-Verbandscharakterarten *Euphorbia helioscopia*, *Thlaspi arvense*, *Veronica polita* sowie *Fumaria officinalis* zu diesem Verband stellen, der seine reichste Entfaltung in den wärmebegünstigten Tieflagen hat (OBERDORFER 1993b). Eine Einordnung in eine Assoziation kann nicht erfolgen.

Das Artenspektrum des Weizenackers ist noch weniger aussagekräftig. Per Definition muss er der Klasse Secalietea (Getreideunkrautgesellschaften) zugeordnet werden. Da fast alle Arten als unspezifische Begleiter gewertet werden müssen, fehlt ihm jegliches Arteninventar, welches eine Einordnung in ein rangniedrigeres Taxon zuließe. (Das flächendeckende Auftreten von *Apera spica-venti* in einem scharf begrenzten Teil des Weizenackers 1997 lässt sich wahrscheinlich auf eine Saatgutverunreinigung zurückführen.)

Die Auswertung der Arten hinsichtlich Repräsentation ökologisch-soziologischer Artengruppen nach HILBIG & VOIGTLÄNDER (1984) bestätigt den Eindruck einer wenig spezialisierten Gesellschaft. Zehn der hier vertretenen Arten (u.a. *Cirsium arvens*, *Matricaria inodora*, *Elymus repens*, *Polygonum convolvulus*, *P. aviculare* agg.) gehören Artengruppen mit indifferentem Verhalten den wichtigen Standortfaktoren gegenüber und weiter Verbreitung in fast allen Vegetationsformen des Ackers reicher Standorte an.

*Papaver rhoeas*, *Veronica polita* und *Solanum nigrum* ssp. *nigrum* sind wärmeliebend und charakterisieren den Standort als karbonat- und stickstoffreich. Das Auftreten der Feuchtezeiger *Polygonum amphibium* f. *terrestre* und *Phragmites australis* aus der *Rorippa sylvestris*-Gruppe liefert einen Hinweis auf die für die Auengebiete des mitteldeutschen Raumes charakteristische Ackerunkrautgesellschaft des Rorippo-Chenopodietum, welche durch die Regulierung der Wasserführung der größeren Flüsse sehr selten geworden ist. Anklänge finden sich oft nur noch in den feuchten Assoziationen anderer Gesellschaften, in diesem Fall nur noch durch das Vorkommen der zwei genannten Arten (HILBIG 1967). Nach WESTHUS et al. 1993 ist die Gesellschaft bei Wiederherstellung der alten Bedingungen regenerierbar.

### Probefläche AD (Deich und Deichvorland)

Im Juli 1997 wurden entlang der südexponierten Böschung des Unstrutdeiches fünf 5m x 5m große Flächen untersucht, die im weiteren als AD/Deich bezeichnet werden.

Standortsgeschichte:

Deich und Deichvorland sind nach der Unstrutregulierung mit großer Wahrscheinlichkeit eingesät worden. In einem mehrjährigen Turnus werden die Grünlandbereiche im Deichvorland gemäht und die Baumpflanzungen ausgeästet. Der Deich wird zusätzlich dazu alljährlich mit Huteschafen beweidet. Im Untersuchungsjaar 1997 war die Vegetation maximal ausgebildet. Nach den Pflegemaßnahmen im Frühjahr 1998 kam die für das Vorjahr beschriebene Gesellschaft am Deich nicht zur Ausprägung.

Vegetation:

mittlere Artenzahl: 21,6	mL: 7,2 (SD 0,2)	mF: 5,2 (SD 0,1)
mittlere Diversität: 2,0 (SD 0,08)	mT: 5,8 (SD 0,1)	mR: 7,2 (SD 0,3)
mittlere Evenness: 66 (SD 2,7)	mK: 4,1 (SD 0,3)	mN: 6,6 (SD 0,2)

In der Unterklasse Galio-Urticenea der Artemisietea vulgaris sind vor allem nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften zusammengefasst. Die Ordnung Glechometalia hederaceae umfasst hierbei natürliche bzw. naturnahe nitrophytische Saumgesellschaften auf frischen bis feuchten Standorten vor allem im Bereich von Alno-Ulmion- und Tilio-Acerion-Wäldern, man findet sie heute jedoch auch an mehr oder weniger anthropogenen Ruderalstellen (OBERDORFER 1993b). Mit den Ordnungskennarten *Anthriscus sylvestris*, *Glechoma hederacea* und *Heracleum sphondylium* sind die Bestände des Deiches genügend bezeichnet. Der Verband Aegopodion podagrariae mit den hier z.T. höchstet vorkommenden Kennarten *Lamium album*, *Geranium pratense*, *Aegopodium podagaria* und *Cruciata laevipes* umschließt eine Reihe von Saumgesellschaften frisch-feuchter Waldränder in sonniger bis halbschattiger Lage und meist tiefgründigen, lehmigen, selten austrocknenden Böden (OBERDORFER 1993b).

Die Bestände sind mit dem schon physiognomisch durch die Hochwüchsigkeit dominierenden *Chaerophyllum bulbosum* dem Chaerophylletum bulbosi zuzuordnen. Die bezüglich Wasser- und Nährstoffverhältnissen anspruchsvolle Gesellschaft siedelt heute oftmals als Ersatzgesellschaft von Auwäldern und erreicht ihre volle Wüchsigkeit an nur selten überfluteten, voll besonnten Standorten wie dem hier untersuchten. Als wärmebedürftige, subkontinentale Gesellschaft findet sie im Thüringer Becken gute Verbreitungsmöglichkeiten und ist hier zerstreut zu finden (WESTHUS et al. 1993). Die Bestände erreichen hohe Werte für Diversität (2,0) und Evenness (66) sowie die höchste mittlere Artenzahl von 21,6 (ebenso wie die Aufnahmen der Fläche CD).

Der Grünlandeinsaat verdanken die Bestände das frequente Vorkommen der Gräser *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense pratense*, *Lolium perenne* und *Poa pratensis*. Diese Arten stellen das auffällige Bindeglied zwischen den einzelnen Standorten des Deiches und seines Vorlandes dar (vgl. Vegetation der Fläche AD/Ufer).

Die Artenzusammensetzung lässt erkennen, dass sich bei Fortsetzung des Pflegemanagements mit Mahd und Schafhaltung aus dem Chaerophylletum bulbosi in relativ kurzer Zeit ein ruderal überprägtes Arrhenatheretum elatioris herausbilden wird, wenn nicht häufigere Überflutungen zu einer anderen Entwicklung führen.

Um der Heterogenität der Probefläche AD gerecht zu werden, wurden desweiteren 5 Aufnahmeflächen als Rechtecke von 2m x 4m entlang des nördlichen Unstrutufers in die Untersuchungen einbezogen, die im weiteren als AD/Ufer bezeichnet werden.

Vegetation: Phalaridetum arundinaceae, fragmentarische Ausbildung

mittlere Artenzahl: 13,2	mL: 6,9 (SD 0,1)	mF: 6,8 (SD 0,1)
mittlere Diversität: 1,67 (SD 0,06)	mT: 5,7 (SD 0,1)	mR: 7,1 (0,16)
mittlere Evenness: 65,2 (SD 3,3)	mK: 4,2 (SD 0,3)	mN: 6,4 (0,04)

(angepflanzte Baumarten sind in der Zeigerwertberechnung nicht berücksichtigt)

Das Rohrglanzgrasröhricht zieht sich als schmales Band entlang der Mittelwasserlinie der Unstrut. Charakteristisch ist das mit der Dominanz der namensgebenden Art verbundene Zurückdrängen von Kennarten der übergeordneten syntaxonomischen Einheiten, wie z.B. *Phragmites australis*, *Sparganium erectum* und *Lycopus europaeus*. Die an sich artenarme Gesellschaft steht in enger räumlicher Verbindung mit den von den Gräsern *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*, *Poa trivialis* und *Poa pratensis ssp. angustifolia* beherrschten Grünlandbeständen des Deichvorlandes. Weitere Arten wie *Urtica dioica*, *Symphytum officinale ssp. officinale*, *Galium aparine* und *Aegopodium podagaria* dringen als Vertreter des Galio-Urticenea verstärkt in die Aufnahmeflächen ein, wie es bereits von NIEMANN (1965) sowie , KOPECKÝ (1967) beschrieben wird.

### Probefläche B1 (Brache)

Dem Feuchtigkeitsgradienten folgend wurden zwanzig 2m x 2m große Aufnahme­flächen parallel zum Bodenfallentransekt gelegt. Die Aufnahme­flächen 40-49 entsprechen dem Fallentransekt B16\_20 (B1/trocken) und werden hier als Probenahmestandort B1(t) (wechselfeuchtes Queckengrünland) bezeichnet. Die Aufnahme­flächen 50-59 repräsentieren den Übergang zum Fallentransekt B11\_15 und werden im weiteren unter B1(f) (wechselfeuchtes Queckengrünland) beschrieben.

Vegetationsaufnahmen fanden erstmalig im Juli 1997 statt und wurden im Juni 1998 wiederholt (a-Aufnahmenummern).

#### Nutzungsgeschichte:

Nachdem die Fläche im Jahr 1994 aus der langjährigen Ackernutzung herausgelöst wurde, fand im September desselben Jahres eine Aushagerungsmahd mit Beräumung statt. Der Grundwasserspiegel wurde durch Aufstau des am Südrand des Untersuchungsgebietes die Böhmenteiche speisenden Suthbaches und der damit einhergehenden künstlichen Vernässung wieder auf sein früheres Niveau angehoben. Seit 1995 beschränkt sich das Pflegemanagement dieser Stilllegungsfläche nach KULAP-C2 auf jährliches Mulchen. Hierbei werden insbesondere aus tierökologischen Gründen einzelne Streifen der Vegetation je zwei Jahre lang stehengelassen (ca. 5 % der Fläche). Der späte Zeitpunkt der Mahd soll den spätfruchtenden Arten die Samenreife ermöglichen. Die Pflegemaßnahmen zielen längerfristig auf die Entwicklung eines Molinietum caeruleae auf Seggentorf ab.

#### Vegetation:

Durch die Vernässung der Fläche war seit ihrer Offenlassung eine sehr schnelle Besiedlung durch eutraphente und feuchteliebende Arten zu beobachten. Die Vegetation des Jahres 1997 spiegelte den Feuchtgradienten vom Unstrutdeich im Norden (relativ trocken) bis zum Rand der Böhmenteiche (Verlandungsvegetation) wider. Sie setzte sich im Jahr 1997 aus folgenden physiognomisch abgrenzbaren Komplexen zusammen (von Nord nach Süd): Elymus repens-Rasen des wechselfeuchten Standorts (B1(t)), Elymus repens-Rasen des wechselfeuchten Standorts (B1(f), Typhetum latifoliae (B1/RK) und dem Ranunculetum scelerati im Verlandungsbereich der Teiche (nicht im Aufnahmespektrum einbezogen).

#### Vegetation B1(t): (wechselfeuchtes) Queckengrünland

mittlere Artenzahl: 11,9	mL: 6,7 (SD 0,15)	mF: 5,3 (SD 0,25)
mittlere Diversität: 1,49 (SD 1,29)	mT: 5,6 (SD 0,15)	mR: 6,7 (SD 0,3)
mittlere Eveness: 48,9 (SD 9,5)	mK: 4,1 (SD 0,4)	mN: 6,5 (SD 0,3)

#### Vegetation B1(f): (wechselfeuchtes) Queckengrünland

mittlere Artenzahl: 10,1	mL: 6,7 (SD 0,2)	mF: 6,0 (SD 0,6)
mittlere Diversität: 1,16 (SD 0,25)	mT: 5,6 (SD 0,15)	mR: 6,7 (SD 0,5)
mittlere Eveness: 51 (SD 9,3)	mK: 4,3 (SD 0,4)	mN: 6,4 (SD 0,3)

In den artenarmen Beständen des Queckengrünlandes der Untersuchungsfläche tritt *Elymus repens* bestandsbildend in Erscheinung. Wegen ihres geringen pflanzensoziologischen Wertes, bedingt durch das Übergreifen als oftmals hochstete Begleitart über verschiedene Klassen (Chenopodietea, Secalietea, Artemisietea, Galio-Urticetea, Agropyretea, Agrostietea u.a.) ergeben sich besondere Schwierigkeiten bei der Einordnung, wenn wie in diesem Fall andere Kennarten weitgehend ausfallen. Beim Vergleich der Vegetationsaufnahmen des wechselfeuchten und wechselfeuchten Standortes lässt sich neben der Dominanz der Quecke andeutungsweise ein „Schwerpunkt“ der nur in Spuren vorkommenden Kennarten des Agropyretea intermedii-repentis (*Cerastium arvense ssp. arvense* und *Convolvulus arvensis*) in den wechselfeuchten Flächen erkennen und etwas eindeutiger das Auftreten der schwachen Kennarten des Agrostietea (*Rumex crispus* und *Ranunculus repens*) v. a. in den wechselfeuchten Flächen. Die von OBERDORFER (1993b) angedeutete Beziehung zwischen dem feuchteren Flügel der Agropyretea zum Verband Agropyro-Rumicion in der Klasse Agrostietea wird hier besonders deutlich. Diese unterscheiden sich eigentlich eindeutig vor allem durch ihre verschiedenen Standortansprüche: Die Arten der Agropyro-Rumicion-Flutrasen sind durch vorwiegend oberirdische Ausläufer an die schnelle Besiedlung nackten, feuchten, oft verdichteten Bodens angepaßt, während im Agropyretea intermedii-repentis Arten mit

unterirdischen Kriechtrieben vorherrschen, mit deren Hilfe sie schnell trockene, besser durchlüftete Böden vor allem der wärmebegünstigten Gebiete zu besiedeln vermögen. Die Aufnahmen der Flächen 40-49a stehen somit aufgrund der Kennarten und Standortverhältnisse dem *Convolvulo-Agropyron repentis* nahe, die Aufnahmen 50-59a vermitteln aus den entsprechenden Gründen zum *Agropyro-Rumicion*. In beiden Fällen stellen die *Elymus repens*-Rasen nur verarmte, ruderal überprägte Rumpfgesellschaften dar, für die eine Einordnung in untergeordnete synsystematische Einheiten nicht gerechtfertigt ist.

Die Gesellschaften beider Verbände fungieren an ihren natürlichen und anthropogenen Standorten (häufig auf karbonatführenden Böden von Ackerbrachen) als Pioniergesellschaften, die als Initialphase der Sukzession mehr oder weniger schnell zu standortgerechteren und stabileren Grünlandgesellschaften überleiten.

Neben Arten des *Molinio-Arrhenatheretea* wie *Poa pratensis ssp. pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Galium album* und *Trifolium pratense* sind als Folge der Vornutzung und dem damit verbundenen hohen Trophiegrad zahlreiche Arten der Segetalflora und ruderaler Standorte anzutreffen, wie z.B. *Cirsium arvense*, *Viola arvensis ssp. arvensis*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Chrysanthemum vulgare*, *Arctium tomentosum* und *Artemisia vulgaris*. Die Quecke selbst war sicher ebenfalls als Ackerunkraut vorhanden und konnte sich dank ihrer kräftigen unterirdischen Kriechtriebe in kürzester Zeit flächendeckend ausbreiten.

Während im Jahr 1997 der Aufnahme-flächentranssekt 50-59 (B1/WF) noch bis Ende Mai überflutet war, lagen 1998 die Grundwasserstände bereits Ende April einige Dezimeter unter Flur und nachdem, zusätzlich zur Grundwasserabsenkung durch Ablassen der Teiche, die Niederschläge im ersten Halbjahr 1998 im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringer ausfielen, bot die gesamte Probefläche B1 in diesem Untersuchungsjahr einen veränderten Gesamteindruck. Im Vergleich der Vegetationsaufnahmen beider Untersuchungsjahre wird die Wirkung der ungünstigeren Wasserverhältnisse im Jahr 1998 in einer Zunahme der Anteile der *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten sowie der Vertreter der Ruderalfluren deutlich. Unabhängig von derartigen Trockenperioden beschreiben HARD (1976) und SCHILLER (1996) für Ackerbrachen diesen Alters eine vorübergehende Ruderalphase in der Sukzession.

Im feuchteren Teil des Queckengrünlandes bleibt das Grundartenspektrum erhalten, es kommen zu den genannten Arten nun generelle Feuchte- und Nässezeiger wie *Typha latifolia*, die *Juncus*-Arten, *Myosotis palustris* und *Deschampsia cespitosa* hinzu. Diese erlangen mit ihrem zerstreuten Vorkommen neben den dominierenden Gräsern nur akzessorische Bedeutung. Im Übergangsbereich des wechselfeuchten Queckengrünlandes zum Röhricht des Breitblättrigen Rohrkolbens ist stellenweise das mosaikartige Zusammentreten dieser feuchteliebenden Arten zu beobachten, was als Effekt des Mikroreliefs der Fläche zu deuten ist.

Als Folge des Mulchens bleibt die Grasnarbe relativ locker und es können kleinflächig Rohbodenstandorte entstehen, die auch konkurrenzschwächeren Arten Chancen zur Einwanderung geben. Die Artenzusammensetzung dieses Vegetationstypes hat sich in den beiden Untersuchungsjahren jedoch nur wenig verändert.

Um den Übergangsbereich zwischen wechselfeuchtem Queckengrünland und Rohrkolben-dominierten Mosaiken im Bereich des Fallentranssektes B11\_15 der Probefläche B1 im Spektrum der Aufnahme-flächen repräsentativ widerzuspiegeln, wurden zehn weitere Aufnahmequadrante von 5m x 5m Größe im unmittelbaren Umfeld der zoologischen Probefläche B1/feucht in die Untersuchungen einbezogen. Die Vegetationsaufnahmen fanden im August 1997 (Nr. 65-74) und Juni 1998 (Nr. 65a-74a) statt und werden im folgenden als B1/RK (Rohrkolben) zusammengefasst.

Vegetation B1/RK: *Typhetum latifoliae*

mittlere Artenzahl: 13,4	mL: 7,1 (SD 0,2)	mF: 7,7 (SD 0,4)
mittlere Diversität: 1,5 (SD 0,36)	mT: 5,6 (SD 0,2)	mR: 6,6 (SD 0,7)
mittlere Evenness: 58,3 (SD 11,4)	mK: 4,2 (SD 0,4)	mN: 6,2 (SD 0,4)



Nach langandauernder Frühjahrsüberstauung stand hier im Jahr 1997 bis weit in den Hochsommer hinein das Grundwasser weniger als 1dm unter Flur. Zusammen mit den günstigen Nährstoffverhältnissen des Bodens bietet dieser Bereich optimale Bedingungen für die Ausbildung eines Typhetum latifoliae. In der Krautschicht der stellenweise sehr dichten Röhrichte finden sich mit etwas geringerer Deckung Arten des wechselfeuchten Queckengrünlandes wieder. Desweiteren findet man hier Arten mit gut ausgebildetem Luftleitgewebe wie *Alisma plantago-aquatica* und *Sparganium erectum*, die neben *Mentha aquatica* und *Lycopus europaeus* zugleich Klassen-, Ordnungs- und Verbandskenarten der Großröhrichte (Phragmition) in der Ordnung Phragmitetalia sind. Die oft artenarmen Verlandungsgesellschaften der Klasse Phragmitetea können natürlichen Ursprungs sein, sie treten sehr oft jedoch auch spontan an anthropogen geprägten Standorten auf. Häufig tritt durch das engräumige Nebeneinander eine Durchmischung mit anderen Verlandungsgesellschaften auf, wie sie für die Vegetationszonierung entlang von Gewässerrändern typisch sind. So stammen zahlreiche Feuchte- und Nässezeiger dieser Probefläche (z.B. *Eleocharis palustris*, *Epilobium tetragonum*, *Bidens tripartita* und *Ranunculus sceleratus*) aus den Kontaktgesellschaften (Bidentetea). Das vermehrte Auftreten derartiger Nässezeiger schlägt sich in der vergleichsweise hohen mittleren Feuchtezahl von 7,7 deutlich nieder. Die Durchdringung dieser Bereiche mit dem Artengrundstock des wechselfeuchten Queckenrasens machte sich besonders in der deutlich trockeneren Vegetationsperiode des Jahres 1998 bemerkbar, in der neben den anderen Feuchtezeigern vor allem *Typha latifolia* durch schlechtere Wüchsigkeit und Vitalität an Artmächtigkeit (Deckungswert) verloren hat. Ein Ruderalisierungseffekt ist 1998 auch hier zu verzeichnen (Ausbreitung von *Cirsium arvense*), wenngleich auch nicht so stark wie in A1 und dem wechselfeuchten Queckengrünland in B1. Außerdem ergaben sich 1998 in den Kontaktgesellschaften in Richtung der Teiche z.T. deutliche Veränderungen. So verdrängte beispielsweise ein breiter Saum von fast nahezu nur aus *Alopecurus geniculatus* bestehenden Knickfuchsschwanzrasen das 1997 hier aspektbildende *Ranunculetum scelerati* bis auf kleine Restflächen. Vor allem im südwestlichen Teil der Untersuchungsfläche bei Thamsbrück breitete sich eine physiognomisch sehr auffällige Gesellschaft mit *Rumex obtusifolius* ssp. *sylvestris* und *Elymus repens*, sowie die sich in südlicher Richtung anschließende Gesellschaft der Österreichischen Sumpfkresse (Agropyro-Rorippetum austriacae) auf dem vorjährigen, 1998 trocken gefallenem Teichboden aus.

### Probefläche B2 (1-Schnittwiese)

Diese offensichtlich als Glatthaferwiese ausgeprägte Fläche im Deichvorland bei Thamsbrück wurde als Referenzzustand für die extensiv bewirtschafteten Grünlandvarianten im Auenbereich in die Untersuchungen einbezogen.

Die Anordnung der fünf Aufnahmeflächen (5m x 5m) erfolgte auf Grund der Kleinflächigkeit des Deichvorlandes in einer Reihe, parallel zum südlichen Arm der im Abschnitt Thamsbrück zweiarmig ausgebauten Unstrut.

Nutzungsgeschichte:

Nach dem letzten Ausbau der Deiche, wahrscheinlich in den 60er Jahren, fand offensichtlich eine Grünlandeinsaat statt. In den letzten drei Jahrzehnten wurde die Fläche als 1-schürige Heuwiese mit Spätschnitt genutzt und einmal jährlich (zumeist im Juli) gemäht.

Vegetation: Arrhenatheretum elatioris

mittlere Artenzahl: 17,8	mL: 7,0 (SD 0,1)	mF: 4,9 (SD 0,2)
mittlere Diversität: 1,91 (SD 0,19)	mT: 5,6 (SD 0,1)	mR: 6,8 (SD 0,05)
mittlere Evenness: 66,6 (SD 7,7)	mK: 3,4 (SD 0,1)	mN: 6,1 (SD 0,3)

In der Klasse Molinio-Arrhenatheretea (Wirtschaftsgrünland, Futter- und Streuwiesen, Fettwiesen, Fettweiden, nasse Staudenfluren, Nass- und Riedwiesen) umfasst die Ordnung Arrhenatheretalia Gesellschaften der gedüngten, gemähten oder beweideten Futterwiesen, Weiden und Parkrasen auf vorzugsweise tiefgründigen Braunerden mit tonigen, lehmigen oder sandig lehmigen Oberböden. Außer *Achillea millefolium* ist keine weitere Ordnungscharakterart in den recht artenarmen Beständen anzutreffen, die Aufnahmen sind aber anhand der Differentialartengruppe der Ordnung (u.a. *Heracleum*

*sphondylium*, *Taraxacum officinale* agg. und *Dactylis glomerata*), welche die Untersuchungsfläche als Standort mit günstigen Nährstoff- und Wasserverhältnissen kennzeichnet, sicher zu den Arrhenatheretalia zu stellen.

Im Verband Arrhenatherion elatioris werden die ein- bis mehrschürigen Wiesen zusammengefasst. Häufige Kennarten des Verbandes wie *Crepis biennis*, *Campanula patula* oder *Pastinaca sativa* fehlen hier.

Sehr gut als Arrhenatheretum elatioris sind die Bestände durch das hochstete Auftreten der Assoziationscharakterarten *Arrhenatherum elatius*, *Geranium pratense* und *Galium album* mit stabilen Deckungswerten gekennzeichnet. Insgesamt muss man aber von einer verarmten Ausprägung der Assoziation sprechen. Trotz des dominanten Auftretens des Glatthafters erreichen hier Evenness und Diversität vergleichsweise hohe Werte.

Die geringen Stetigkeiten und Deckungswerte der Arten *Salvia pratensis* und *Pimpinella saxifraga* lassen eine sichere Zuordnung zur Subassoziation Dauco-Arrhenatheretum salvietosum pratensis, welche trockenere Ausprägungen der Assoziation repräsentiert, jedoch nicht zu.

### Probefläche C (3-Schnittwiese)

Parallel zum quer durch das Grünland verlaufenden Bodenfallentransekt wurden zehn 2m x 2m große Aufnahmeflächen angelegt und im Juli 1997 (Aufn.Nr. 30-39) sowie April 1998 (Aufn.Nr. 30a-39a) untersucht.

Nutzungsgeschichte:

Die Fläche liegt zwischen der Unstrut und dem Deich und wird deshalb als einzige der hier untersuchten Flächen vom Hochwassergeschehen der Unstrut erfasst. Überschwemmungen finden im Gebiet um Schallenburg zumindest aller 5 bis 7 Jahre im Frühjahr bzw. Frühsommer statt. Die Grundlage des heutigen Graben- und Deichsystems wurde Mitte des vorigen Jahrhunderts geschaffen und während einer großangelegten Meliorationswelle von 1967-69 ausgebaut, wobei alte Deichverläufe einbezogen wurden, so dass davon auszugehen ist, dass die Probefläche seit jeher im Deichvorland liegt. In den späten 60er Jahren erfolgte eine Grünlandeinsaat mit einer handelsüblichen Mischung aus *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Alopecurus pratensis* und einem minimalen Kleeanteil (*Trifolium repens?*). In der Regel wird die Fläche 3-schürig bewirtschaftet (Mahdtermine: Juni, Juli/August, Oktober). Seit etwa 3 Jahren erfolgen 2 Güllegaben im Jahr, davor fand nach Angaben der Terra Agrargenossenschaft Sömmerda keine Düngung (zumindest nicht mit Kunstdünger) statt.

mittlere Artenzahl: 9,5	mL: 6,85 (SD 0,2)	mF: 5,3 (SD 0,2)
mittlere Diversität: 1,24 (SD 0,23)	mT: 5,7 (SD 0,2)	mR: 6,65 (SD 0,3)
mittlere Evenness: 55,6 (SD 10,4)	mK: 4,4 (SD 0,6)	mN: 6,7 (SD 0,4)

Das Grünland in Probefläche C ist ein sehr artenarmer, gleichförmiger, durch *Elymus repens* dominierter Kulturgrasrasen, an dessen Aufbau neben der Quecke *Poa pratensis* ssp. *pratensis*, *Lolium perenne* und *Alopecurus pratensis* entscheidend beteiligt sind. Anhand dieser sowie der z.T. ebenso höchst vorkommenden Arten *Poa trivialis*, *Bromus hordeaceus* ssp. *hordeaceus* und *Taraxacum officinale* werden die Bestände trotz des Fehlens weiterer Ordnungscharakterarten wie *Achillea millefolium* und *Heracleum sphondylium* den Arrhenatheretalia zugeordnet. Eine Einordnung in den Verband Arrhenatherion elatioris kann nicht eindeutig erfolgen, denn so wichtige Kennarten wie *Galium album*, *Pastinaca sativa* und *Crepis biennis* fehlen völlig. Weitere typische Wiesenarten wie *Geranium pratense* oder *Anthriscus sylvestris* finden sich nur sehr selten.

Auffällig ist die starke ruderales Überprägung, welche ihren Ausdruck im frequenten Auftreten von ruderalen Elementen wie *Cirsium arvense* und *Convolvulus arvensis* findet. Die Quecke selbst muss als ruderales

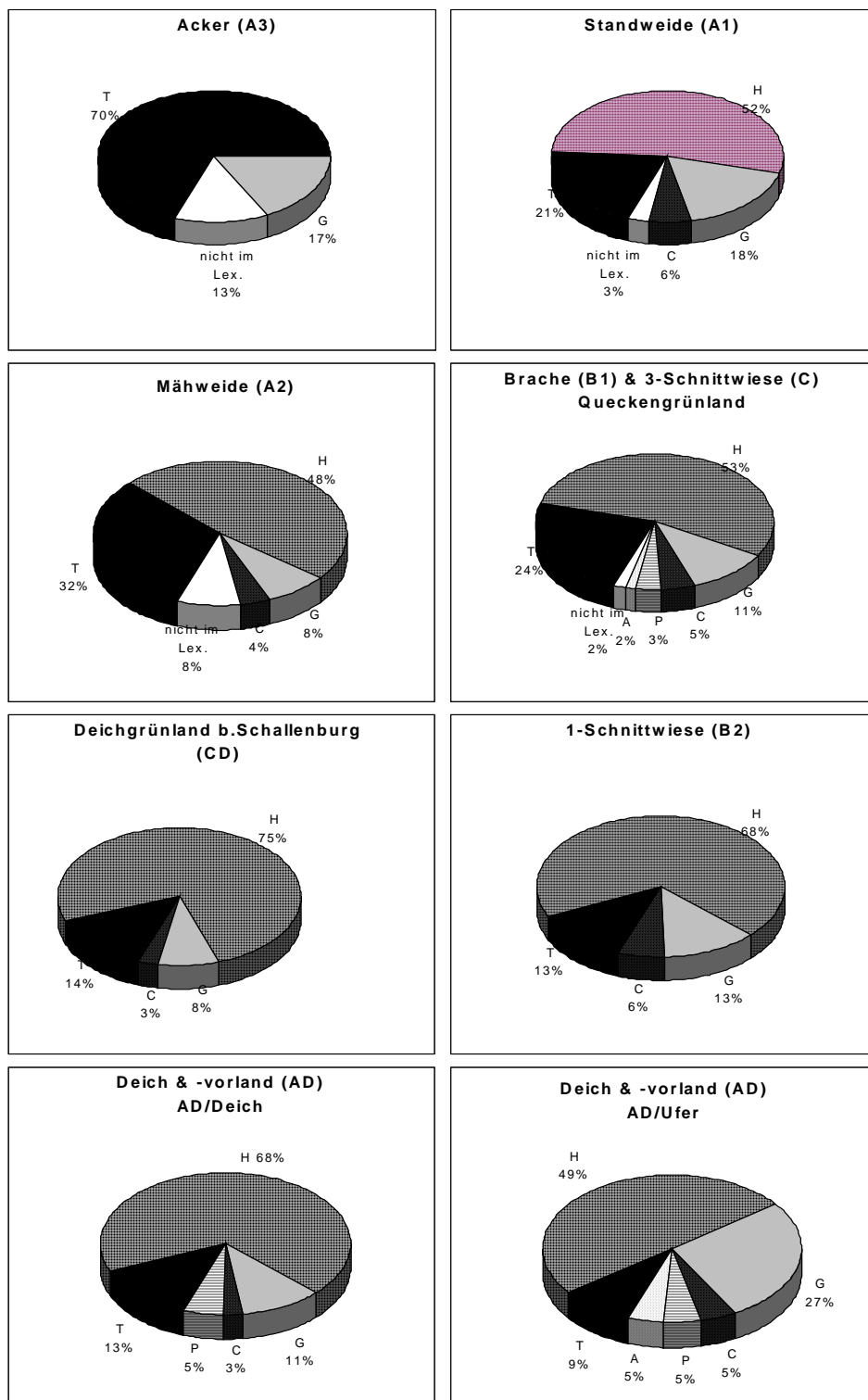


Abb. 16: Lebensformenspektren repräsentativer Gesellschaften der Probeflächenstandorte (T=Therophyten, H=Hemikryptophyten, G=Geophyten, C=Chamaephyten, A=Hydrophyten, P=Phanerophyten)

Unkraut bezeichnet werden. Die Apiaceen *Chaerophyllum bulbosum* und *Conium maculatum* dringen randlich, ausgehend von den angrenzenden nitrophytischen Ufersäumen der Unstrut, in die Fläche ein. Das Artenspektrum vervollständigen zahlreiche Arten der Secalietea und Chenopodietea wie *Capsella bursa-pastoris*, *Veronica arvensis*, *Stellaria media*, *Matricaria perforata* sowie *Thlaspi arvense*, was sich im hohen Therophytenanteil von 37% widerspiegelt. Die Düngergaben in Form von Gülle schlagen sich in der vergleichsweise hohen mittleren Stickstoffzahl von 6,7 nieder.

Trotz der recht unspezifischen Artenkombination stehen die Bestände der *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft dem Artengrundstock, der Bewirtschaftungsweise, der Physiognomie und der Lage im Überschwemmungsbereich der Aue zufolge der von HUNDT (1958) beschriebenen *Alopecurus pratensis-Galium mollugo*-Gesellschaft der Auewiesen an Elbe, Saale und Mulde nahe. Er trennt u.a. eine ruderal Variante dieser Gesellschaft ab, für die er neben dem Vorkommen hierfür bezeichnender Arten auch das hier beobachtete verstärkte Auftreten der Quecke bis hin zur Dominanz anführt.

Ergänzend zur Charakterisierung unmittelbar an das Nutzungsgrünland angrenzender Bereiche wurden entlang der südexponierten Deichböschung an der Nordgrenze der Probefläche C fünf Vegetationsaufnahmen (Nr. 80-84) in 5m x 5m großen Quadraten durchgeführt, die im weiteren als Teilfläche CD bezeichnet werden.

Das Deichgrünland wird nur unregelmäßig bewirtschaftet. Im mehrjährigen Turnus wird aus hochwasserschutztechnischen Gründen aller Gehölzaufwuchs entfernt und eine Pflegemahd vorgenommen. Zeitweise wurde auch mit Hüteschafen beweidet.

Vegetation in CD: ruderal überprägtes Arrhenatheretum elatioris

mittlere Artenzahl: 21,6	mL: 7,1 (SD 0,1)	mF: 5,2 (SD 0,25)
mittlere Diversität: 2,18 (SD 0,07)	mT: 6,0 (SD 0,04)	mR: 6,7 (SD 0,2)
mittlere Evenness: 71,4 (SD 3,91)	mK: 4,1 (SD 0,1)	mN: 5,8 (SD 0,25)

Das Grünland kann aufgrund des Vorhandenseins der Kennarten des Arrhenatheretum elatioris und der höherrangigen Einheiten zu dieser Assoziation gestellt werden. Hinzu kommen Arten, die die Faktoren Tritt, Verbiss, Wärmebegünstigung (Exposition!) und hohes Nährstoffpotential widerspiegeln. (z.B. *Plantago media*, *Potentilla retans*, *P. anserina*, *Salvia verticillata*, *Echinops sphaerocephalus*, *Urtica dioica*) (TÜRK 1996).

Insgesamt ist das Grünland des Deiches als gestörtes Grasland zu bezeichnen. Neben dem frequenten Vorkommen von *Elymus repens*, das auf häufige Narbenverletzung in der Vergangenheit hinweist, treten weitere Störzeiger wie *Linaria vulgaris* und *Cichorium intybus* auf. Die im Vergleich mit allen untersuchten Flächen höchste mittlere Artzahl ist wohl vor allem Ausdruck der Standortheterogenität im Deichquerprofil und dem dadurch möglichen Vorkommen von Arten der verschiedensten Klassen auf kleinstem Raum.

Einen zusammenfassenden Überblick zu den floristischen Befunde der vegetationskundlichen Ist-Zustandanalyse und zu den Lebensformspektren repräsentativer Gesellschaften der Probeflächen geben Abb. 16 und Tab. 7. Auf eine Darstellung der Ergebnisse zu den Strukturuntersuchungen nach BARKMANN wird an dieser Stelle verzichtet und auf die Arbeit von REICHENBECHER (in Vorb.) verwiesen. Die in diesem Zusammenhang erarbeiteten komplexen Parameter 'gewichtete mittlere horizontale Vegetationsstrukturhöhe' (=hVegstru) und 'gewichtete mittlere vertikale Vegetationsstrukturhöhe' (=vVegstru) wurden mit in das Parameter-Set der potenziellen Schlüsselfaktoren aufgenommen (siehe Anhang Tab. 6).

Tab. 7: Floristische Befunde zur Ist-Zustandsanalyse der Probeflächenstandorte

	A 1	A 2	A 3		A D		B 1		B 2	C
	Stand- weide	Mäh- weide	Acker		Deich & -vorland		Brache/ trocken	Brache/ feucht	1-Schnitt- wiese	3-Schnitt- wiese
			Weizen '97	Acker- bohne '98	Deich AD(t)	Ufer AD(f)	B1(t)	B1(f)		
<b>Diversität</b>										
mittl. Artzahl	13	8	5	8	22	13	12	13	18	10
mittl. Diversität	1.5	0.7	0.1	0.4	2.0	1.7	1.5	1.5	1.9	1.2
<b>Zeigerwerte</b>										
mittl. Feuchtezahl	5.1	4.6	5.4	4.9	5.2	6.8	5.3	7.7	4.9	5.3
mittl. Stickstoffzahl	6.5	6.9	6.9	6.6	6.6	6.4	6.5	6.2	6.1	6.7
<b>Zeigerarten</b>										
Überschwemmung	-	-	-	-	-	2	-	7	-	-
Wechselfeuchte	1	-	1	2	5	8	11	1	2	
<b>Hemerobie</b>										
mittl. Hemerobie	3.0	3.2	3.7	2.7	2.7	2.8	2.6	2.7	2.6	
Hemerobiestufe	<i>b - euhemerob</i>		<i>a - euhemerob</i>		<i>b - euhemerob mit Tendenz zu mesohemerob</i>					

**Hemerobiestufen nach KUNICK (1974) und KLOTZ (1984):**

- 1 = o = oligohemerob ( u.a. Arten der Flach- und Hochmoore, naturnaher Wälder)  
2 = m = mesohemerob (u.a. Arten der Magerrasen, extensiver Weiden und Wiesen)  
3 = b = b - euhemerob (u.a. Arten der Intensivweiden, -wiesen, -forsten)  
4 = a = a - euhemerob ( u.a. Arten der Äcker mit typischer Unkrautflora und des Einsaatgrünlandes)  
5 = p = polyhemerob (u.a. Arten der Sonderkulturen und Äcker mit stark selektierter Unkrautflora)

## 3.4.2 Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen

Abb. 17 zeigt die Ergebnisse einer agglomerativen Clusteranalyse für alle durchgeführten Pflanzenaufnahmen. Dabei wird deutlich, dass in allen Fällen die Ähnlichkeit zwischen den verschiedenen Aufnahmen innerhalb einer Probeflächenvariante größer ist als die Ähnlichkeit von Aufnahmen aus verschiedenen Probeflächenvarianten. Weiterhin ist erkennbar, dass zwei große Clustergruppen gebildet werden. Im oberen Großcluster sind die Flächen A3, A2, B2, AD und A1 zusammengefasst. In diesem Cluster werden auf niedrigerem Distanzniveau jeweils die Flächen A3 und A2 sowie AD und B2 gemeinsam gruppiert und von den Aufnahmen der Fläche A1 getrennt. Innerhalb des AD-Clusters sind schließlich die Aufnahmen des Uferbereiches (AD(f)) von den Aufnahmen des Deichbereiches (AD(t)) deutlich getrennt. Die Grünlandbereiche der Deiche und Deichvorländer (AD(t), AD(f), B2), welche nur sporadisch bzw. einschürig durch Mahd und/oder Schafhaltung gepflegt werden, nehmen pflanzensoziologisch eine Sonderstellung gegenüber den anderen Grünlandvarianten ein. Sie sind mit Ausnahme der Aufnahmeflächen in Ufernähe (AD(f)) durch das gemeinsame Vorkommen der wichtigsten Kennarten des *Dauco-Arrhenatheretum-elatioris* (*Arrhenatherum elatius*, *Galium album*, *Geranium pratense*) sowie zahlreicher Arten übergeordneter Syntaxa gekennzeichnet. Ausgesprochene Artenarmut sowie die ähnliche Zusammensetzung der Grasnarbe aus Kulturarten der Einsaatmischung (*Festuca pratensis*, *Lolium multiflorum*, *Medicago sativa*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*) sind

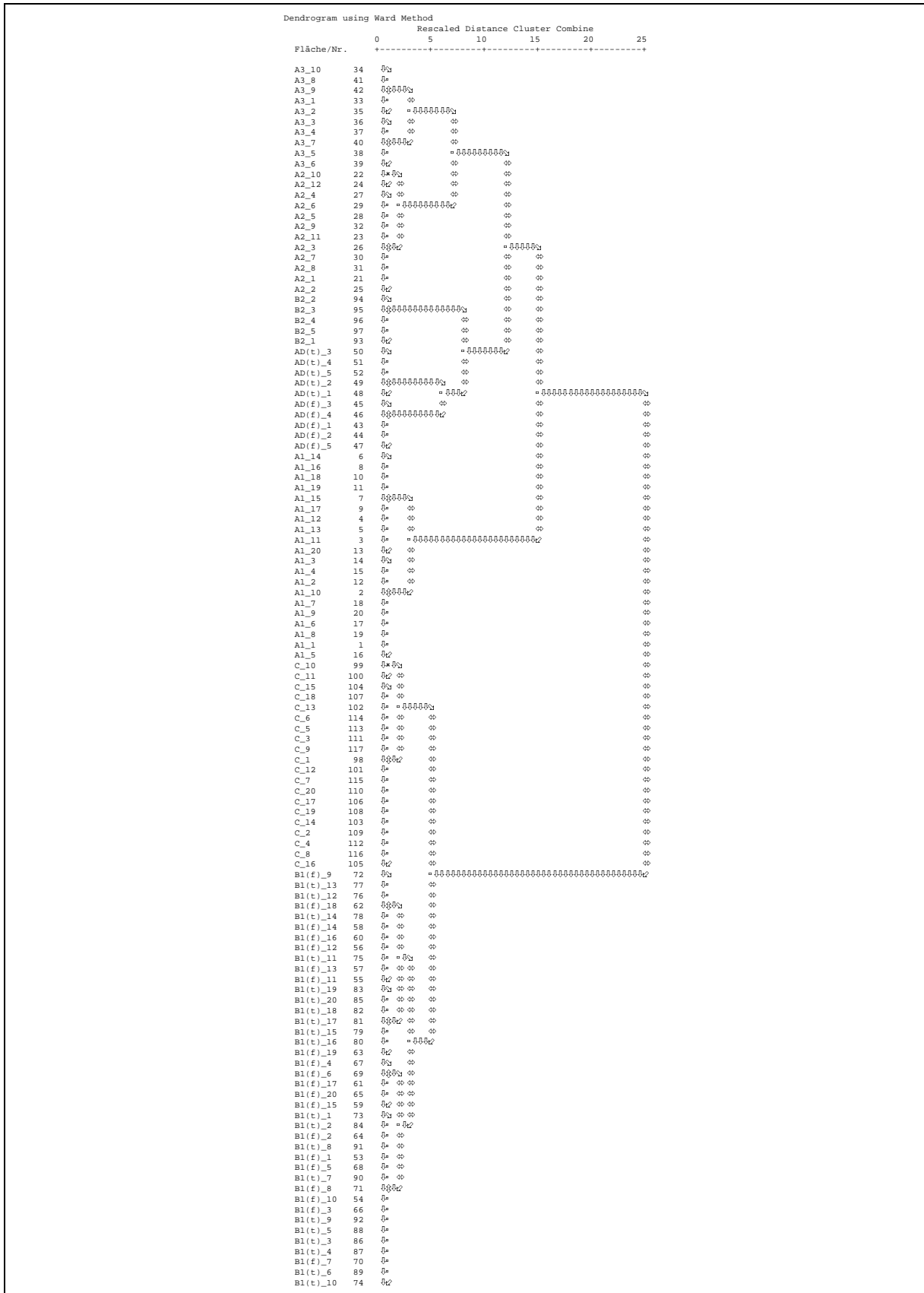


Abb. 17: Ähnlichkeitsdendrogramm der Probeflächen auf der Basis der Vegetationsaufnahmen (code replacement der BRAUN-BLANQUET-Werte ( Methode nach WARD)

Ursache dafür, dass die Aufnahmen der noch jungen Umnutzungsflächen A1 (Dauerweide) und der Fläche A2 (Mähweide) in dieses Großcluster gestellt werden. Nach erst zweijähriger Entwicklungszeit sind im Einsaatgrünland A2 noch zahlreiche Elemente der Ackerunkrautfragmentgesellschaft vorhanden, was trotz Dominanz der Kulturgrasarten die große Ähnlichkeit zur Referenzfläche Acker (A3) hervorruft.

Die Aufnahmen der 3-Schnittwiese (C) und alle Aufnahmeflächen der Brache (B1(t), B1(f)) werden offensichtlich durch die hohen Deckungswerte der Quecke im unteren Großcluster vereinigt. Auf niedrigerem Distanzniveau werden die Aufnahmen entsprechend ihrer Flächenzugehörigkeit gruppiert. Eine durchgehend 'saubere' Trennung der Aufnahmen aus den wechselfeuchten (B1(f)) und wechsell Trockenheiten (B1(t)) Bereichen innerhalb der Fläche B1 wird jedoch nicht erreicht.

Durch eine Clusterung der Arten lassen sich Artengruppen ausweisen, die in Tab. 8 dargestellt wurden. Diese Artengruppen sollen im weiteren hinsichtlich gemeinsamer autökologischer Merkmale (ELLENBERG-Zeigerwerte, Lebensform, Strategietyp), ihrer Zugehörigkeit zu soziologischen Einheiten und ihrer Nutzungstoleranz betrachtet werden.

Die untersuchten Nutzungsgrasländer werden von Arten mit breiter ökologischer Potenz dominiert. Stenöke, stärker spezialisierte Grünlandarten fehlen entweder völlig oder treten nur mit geringer Stetigkeit in einzelnen Aufnahmeflächen auf.

Die Einheiten weisen im Bezug auf die ELLENBERG-Zeigerwerte zum Teil eine recht hohe Heterogenität auf (hohe Standardabweichungen), deren Ursache einerseits darin zu suchen ist, dass in einem Teil der Probestellen das aktuelle Nutzungsregime erst seit wenigen Jahren wirkt und dadurch die Entwicklungszeit für die Ansiedlung standörtlich spezialisierterer Pflanzengemeinschaften noch zu gering ist. Andererseits muss die weitgehende Einheitlichkeit der Standorte hinsichtlich wichtiger Faktoren wie der Nährstoffversorgung berücksichtigt werden. Gerade bei gutem Nährstoffangebot, wie es in allen Probestellen der Fall ist, vermögen stickstoffliebende Arten mit breiter ökologischer Potenz spezialisiertere Arten zu verdrängen. Trotzdem lassen sich einige Gruppen vor allem auf der Grundlage der Feuchtezahl voneinander unterscheiden.

Arten mit hoher Feuchtezahl finden sich vor allem in der *Poa-trivialis*-Einheit, in der *Juncus*-Einheit sowie der *Lycopus-europaeus*-Einheit. Diese letzte Gruppe ist hinsichtlich der Feuchtezahl jedoch deutlich zweigeteilt. Neben ausgesprochenen Nässe- und Feuchtezeigern wie Wasserminze (*Mentha aquatica*), Europäischem Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*) und Kleinblütigem Weidenröschen (*Epilobium parviflorum*) finden sich in dieser Gruppe Trockenzeiger wie Wiesensalbei (*Salvia pratensis*) und Gemeine Flockenblume (*Centaurea jacea*). Die hohen Reaktionszahlen stellen ein vereinheitlichendes Merkmal dar. Die mittlere Stickstoffzahl dieser Einheit ist mit 5,1 die niedrigste unter allen Artengruppen.

Die *Polygonum-amphibium*- sowie die *Juncus*-Einheit zeichnen sich durch hohe durchschnittliche Feuchtezahlen aus. Sie vereinen Nässezeiger wie Gifthahnenfuß (*Ranunculus sceleratus*), Dreiteiliger Zweizahn (*Bidens tripartitus*), Glanzfrüchtige Binse (*Juncus articulatus*) und Wasserpflanzen wie Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*), Ästiger Igelkolben (*Sparganium erectum*) und Gemeines Sumpfried (*Eleocharis palustris*). Sie unterscheiden sich aufgrund ihrer verschiedenen mittleren Reaktions- und Stickstoffzahlen. Die mittleren Feuchtezahlen aller anderen Artengruppen bewegen sich zwischen 5 und 6, was auf eine Bevorzugung frischer Böden hindeutet.

Weitere Differentialmerkmale zwischen den Einheiten ergeben sich aus dem Vergleich von Lebensform, Strategietyp und Nutzungstoleranz der gemeinsam gruppierten Arten.

In der Elymus-repens- und Lolium-perenne-Gruppe sind Arten zusammengefasst, die sich gegenüber den hier betrachteten Nutzungsvarianten indifferent verhalten, d.h. mit mittlerer bis sehr hoher Stetigkeit und i.d.R. auch mit hohen Abundanzen in mehreren Nutzungsvarianten vorkommen. Teilweise sind dies Gräser der Einsaatmischungen (*Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis ssp. pratensis*, *Lolium perenne*).

Die Arten der Gruppen von *Achillea millefolium*, *Urtica dioica*, *Ranunculus repens*, *Lycopus europaeus* und der Juncus-Gruppe zeichnen sich gegen die anderen Einheiten durch ein Schwerpunkt-vorkommen in Nutzungsvarianten mit niedrigem Intensitätsgrad aus. Lycopus- und Juncus-Gruppe umfassen nahezu ausschließlich Arten, die nur in Probeflächen ohne Nutzung bzw. mit einmaligem Mulchen vorkommen.

Arten mit Hauptvorkommen in Probeflächen mit hoher Nutzungsintensität (Nutzungsgrad 7 und 8), sind in den Einheiten von *Matricaria perforata*, *Poa annua* und *Stellaria media* gruppiert, deren Arteninventar sich im wesentlichen aus Ruderalstrategen mit therophytischer Lebensweise zusammensetzt.

Tab. 8: Einstufung der clusteranalytisch klassifizierten Artengruppen hinsichtlich Nutzungstoleranz, Lebensformtyp (LF), Strategietyp sowie Feuchte- (F, mF) Reaktions- (R, mR) und Stickstoffzahl (N, mN), m=mittlerer Zeigerwert

		Nutzungstoleranz	LF	Strategie	F	R	N	mF	mR	mN
<b>Elymus-repens-Einheit</b>								<b>5,0</b>	<b>x</b>	<b>7,0</b>
Elymus repens	i	G	CR	x	x	7				
Poa pratensis pratensis	i	H,G	C	5	x	6				
Taraxacum officinalis agg.	i	H	CSR	5	x	8				
Cirsium arvense	i	G		x	x	7				
<b>Polygonum-amphibium-Einheit</b>								<b>8,5</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>
Poa trivialis	n-i	H,C	CSR	7	x	7				
Polygonum amphibium	i	G	CS	x	x	6				
Fraxinus excelsior	sn	P	C	x	7	7				
Typha latifolia	sn	A,H	CS	10	7	8				
<b>Achillea-millefolium-Einheit</b>								<b>5,1</b>	<b>6,9</b>	<b>6,2</b>
Cerastium holosteoides	i	C,H	CR	5	x	5				
Carduus crispus	sn	H	CR	6	7	9				
Glechoma hederacea	i	G,H	CSR	6	x	7				
Trifolium campestre	m	T	R	4	6	3				
Galium aparine	i	T	CR	x	6	8				
Poa pratensis ssp. ang.	n-i	H,G	C	x	x	3				
Geranium pratense	n	H	C	5	8	7				
Achillea millefolium	m	H,C	C	4	x	5				
Convolvulus arvensis	n	G,H	CR	4	7	x				
Heracleum sphondylium	n	H	C	5	x	8				
Vicia sepium	n	H	C	5	6	5				
Veronica chamaedrys	n	C	CSR	5	x	x				
Chaerophyllum bulbosum	m-i	T,G	C	7	8	8				
<b>Matricaria-perforata-Einheit</b>								<b>5,0</b>	<b>6,3</b>	<b>6,5</b>
Veronica arvensis	h	T	R	x	6	x				
Euphorbia helioscopia	h	T	R	5	7	7				



	Nutzungstoleranz	LF	Strategie	F	R	N	mF	mR	mN
Matricaria perforata	h	T	CR	x	6	6			
<b>Urtica-dioica-Einheit</b>							<b>5,6</b>	<b>6,7</b>	<b>7,3</b>
Urtica dioica	n	H	C	6	7	9			
Conium maculatum	m-i	H,T	CR	6	x	8			
Anthriscus sylvestris	m-i	H	C	5	x	8			
Lamium album	n-m	H	CSR	5	x	9			
Bellis perennis	m	H	CSR	5	x	6			
Cruciata laevipes	n	H	CSR	6	6	7			
Aegopodium podagraria	n	G,H	C	6	7	8			
Equisetum arvense	n-m	H	CR	x	x	3			
<b>Lycopus-europaeus-Einheit</b>							<b>6,4</b>	<b>7,4</b>	<b>5,1</b>
Myosotis palustris	sn	H	CSR	8	x	5			
Lycopus europaeus	sn	H,A	CS	9	7	7			
Centaurea jacea	n	H	C	4	x	2			
Epilobium parviflorum	sn	H,C	CS	9	8	6			
Salix alba	sn	P	C	8	8	7			
Mentha aquatica	sn	H,A	CS	9	7	5			
Cerastium arvense	sn	C	CR	4	6	4			
Barbarea vulgaris	m	H	CR	6	x	6			
Pastinaca sativa	m	H	C	4	8	5			
Salvia pratensis	n	H	CSR	3	8	4			
<b>Poa-annua-Einheit</b>							<b>5,5</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>
Poa annua	h	T,H	R	6	x	8			
Viola arvensis	h	T,H	R	x	x	x			
Papaver rhoeas	i	T	CR	5	7	6			
<b>Stellaria-media-Einheit</b>							<b>5,0</b>	<b>7,0</b>	<b>7,0</b>
Capsella bursa-pastoris	h	T	R	5	x	6			
Stellaria media	h	T	CR	x	7	8			
Lamium purpureum	h	T,H	R	5	7	7			
<b>Juncus-Einheit</b>							<b>8,2</b>	<b>5,7</b>	<b>5,8</b>
Epilobium tetragonum	sn	H,C	CS	8	6	5			
Juncus effusus	sn	H	C	7	3	4			
Sparganium erectum	sn	A	CS	10	7	7			
Ranunculus sceleratus	sn	T	SR	9	7	9			
Bidens tripartita	sn	T	CR	9	x	8			
Juncus bufonius	sn	T	R	7	3	4			
Juncus articulatus	sn	H	CSR	9	x	2			
Juncus inflexus	sn	H	C	7	8	4			
Eleocharis palustris	sn	A	CS	10	x	?			
Rumex obtusifolius	sn	H	C	6	x	9			
<b>Ranunculus-repens-Einheit</b>							<b>5,7</b>	<b>6,4</b>	<b>5,2</b>
Ranunculus repens	n	H	CSR	7	x	7			
Potentilla reptans	n	H	CSR	6	7	5			

	Nutzungstoleranz	LF	Strategie	F	R	N	mF	mR	mN
Potentilla anserina	m-i	H	CSR	6	x	7			
Echinops sphaerocephalus	m	H	C	4	8	7			
Dipsacus fullonium	n	H	CR	6	8	7			
Linaria vulgaris	m	H,G	CSR	4	7	5			
Festuca ovina	m	H	CSR	x	3	1			
Hypericum perforatum	m	H	C	4	6	4			
Festuca rubra	m	H		6	6	x			
Rumex crispus	sn	H	C	7	x	6			
Deschampsia cespitosa	sn	H	C	7	x	3			
<b>Lolium-perenne-Einheit</b>							<b>5,3</b>	<b>6,8</b>	<b>5,8</b>
Alopecurus pratensis	i	H	C	6	6	7			
Lolium perenne	i	H	C	5	7	7			
Bromus hordeaceus	i	T	CR	x	x	3			
Arrhenatherum elatius	n	H	CR	x	7	7			
Galium album	n	T	CR	5	7	5			

Legende zur Tab.8:

x= keine Angaben

Nutzungstoleranz:

sn (sehr niedrig)...Art toleriert nur Nutzungsgrad 1 und/oder 2

n (niedrig)...Art toleriert nur in Nutzungsgrad 1 bis 4

m (mittel)...Art toleriert nur in Nutzungsgrad 4 bis 6

h (hoch)...Art toleriert nur Nutzungsgrad 5 bis 8

i (indifferent)...Art tritt in fast allen Nutzungsvarianten auf

Nutzungsgrad:

1=keine Nutzung/Pflege (zutreffend für AD/Ufer)

2=einschürige Mahd (zutreffend für B1, B2)

3=einschürige Mahd und zeitweise extensive Beweidung (zutreffend für A2, CD)

4=Dauerweidenutzung mit Pflegeschnitt (zutreffend für A1)

5=dreischürige Mahd (zutreffend für C)

6=konventionelle Ackernutzung (zutreffend für A3)

Angaben zu den Strategietypen nach FRANK et al. 1990:

R= Ruderalstrategen

C= Konkurrenzstrategen

S= Stressesstrategen

### 3.4.3 Schlüsselfaktoren-Analyse zum Verteilungsmuster der Arten

Die Ordinationsdiagramme in Abb. 18 verdeutlichen die Dimensionen der Unterschiede zwischen den Probeflächenvarianten. Aufgrund der Gradientenlängen musste hier eine Korrespondenz-Analyse (CA=Correspondence Analysis) angewandt werden (basiert auf einem unimodalen Modell, siehe dazu JONGMAN et al. 1987, TER BRAAK & SMILAUER 1998). Die maximale Varianz in den Vegetationsdaten wird dabei durch die Probeflächen A3 und A2 gegenüber den restlichen, entlang der 1. und 2. Ordinationsachse nicht auflösbaren Probeflächen repräsentiert (siehe Abb. 18a). Da jedoch die Eigenwerte der 3. und 4. Ordinationsachse noch erhebliche

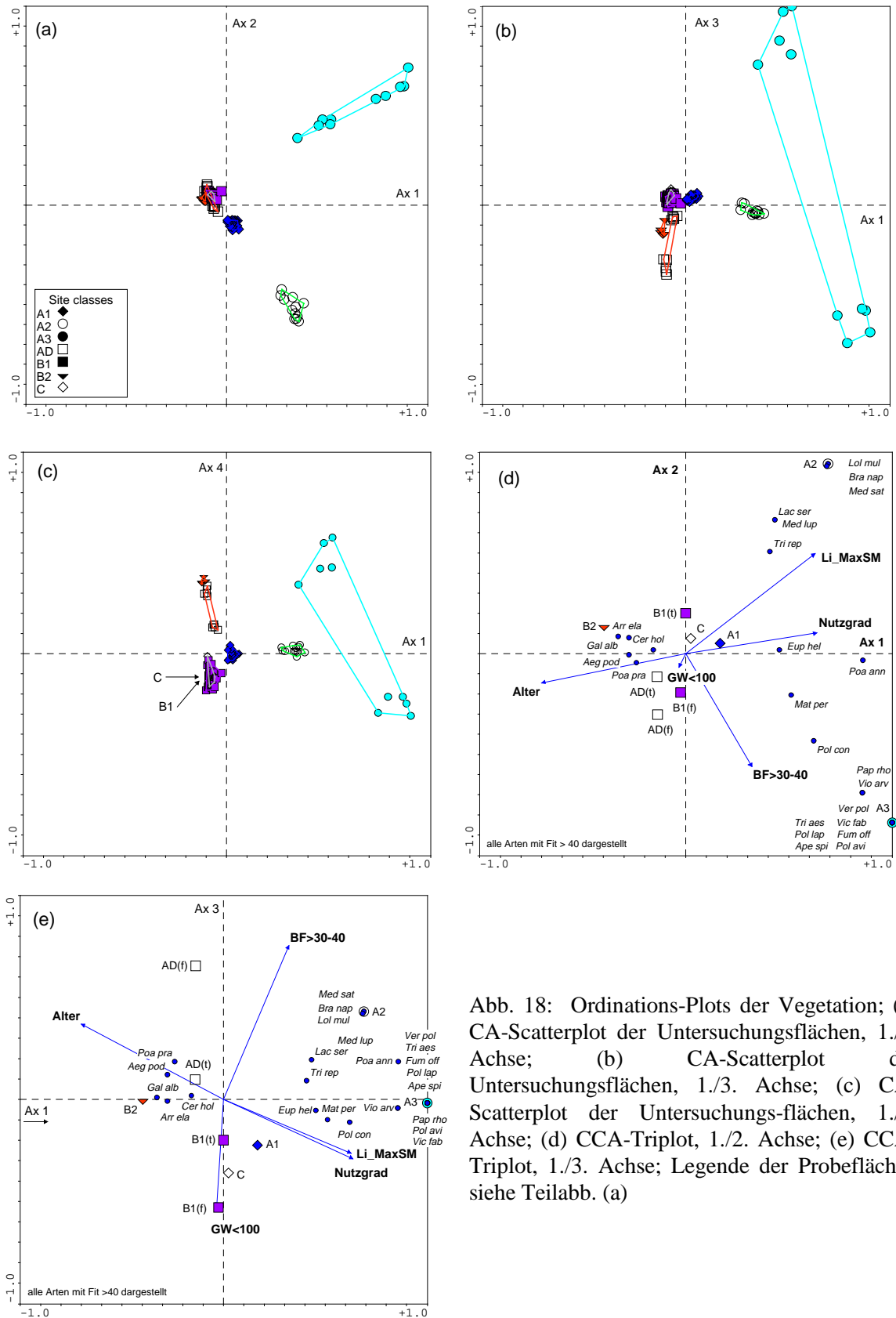


Abb. 18: Ordinations-Plots der Vegetation; (a) CA-Scatterplot der Untersuchungsflächen, 1./2. Achse; (b) CA-Scatterplot der Untersuchungsflächen, 1./3. Achse; (c) CA-Scatterplot der Untersuchungs-flächen, 1./4. Achse; (d) CCA-Triplot, 1./2. Achse; (e) CCA-Triplot, 1./3. Achse; Legende der Probestellen siehe Teilabb. (a)

Tab. 9: Ergebnisse der CA-, Forward Selection- und CCA-Analysen für die Vegetation

Parameter/ Eigenwerte der Achsen	Vegetation		
	Correspondence Analysis (CA) mit allen Einzelaufnahmen / Canonical Correspondence Analysis (CCA) mit gemittelten Deckungen		
	CA	CCA	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.6700	0.6719	(32) Li_MaxSM / 0.56 / *
2.	0.6548	0.5883	(9) BF>30-40 / 0.56 / n.s.
3.	0.5594	0.5083	(16) GW < 100 / 0.48 / n.s.
4.	0.5422	0.3994	(51) Nutzgrad / 0.47 / n.s.
5.	-	-	(50) Alter / 0.31 / n.s.
Test 1. / all canon. Axis	-	*/*	-

Beträge aufweisen (siehe dazu Tab. 9) wurden neben der 1./2. auch die Ordinationsdiagramme der 1./3. und 1./4. Achse dargestellt (Abb. 18b und 18c). Daran zeigt sich, dass die Probeflächen A1, AD, B1, B2 und C erst entlang der 4. Ordinationsachse separiert werden.

Mit Hilfe von direkten Gradientenanalyse-Verfahren wurden im nächsten Arbeitsschritt korrelative Zusammenhänge zwischen den räumlichen Verteilungsmustern der Arten und den erfassten Umweltparametern herausgearbeitet. Die Ergebnisse der dazu eingesetzten Kanonischen Korrespondenz-Analyse (CCA=Canonical Correspondence Analysis; basiert auf unimodalem Model) sind den Abb. 18d und Abb. 18e und Tab. 9 zu entnehmen. Daran ist abzulesen, dass die Varianz des Datensatzes entlang der ersten Hauptachse hauptsächlich durch die Parameter '**Alter**', '**Nutzgrad**' und '**Li\_MaxSM**' erklärt wird (Erläuterungen zu den Parametern siehe Tab. 10 und Anhang Tab. 6). Zur 2. Achse ist keiner der (durch 'Forward Selection'-Verfahren) ausgewählten Parameter hoch korreliert. Nennenswerte Beiträge liefern hier die Parameter '**BF>30-40**' und '**Li\_MaxSM**'. Der zuletzt genannte Parameter ist dagegen mit der 3. Ordinationsachse hoch korreliert. Als erklärenden Parameter für die Auftrennung der Probeflächen entlang der 4. Achse ist in erster Näherung der dazu hoch korrelierte Faktor '**GW<100**' geeignet. Leider war nur der Parameter '**Li\_MaxSM**' statistisch abzusichern. Hingegen konnte mittels Permutationstest die Dominanz eines Gradienten (entlang der ersten Achse) sowie der Zusammenhang des Artendatensatzes mit dem Umweltparameterdatensatz statistisch gesichert werden (siehe Tab.9, Test 1. axis/ all canonical axis).

Tab. 10: Inter-Set Korrelationskoeffizienten der selektierten Umweltparametern mit den Ordinationsachsen (des Artendatensatzes) der Canonical Correspondence Analysis (CCA) für die Vegetation

Parameter	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
BF>30-40	0.3198	<b>-0.5431</b>	<b>0.7447</b>	0.0549
GW<100	-0.0327	-0.0652	-0.5174	<b>0.7695</b>
Li_MaxSM	0.6240	0.4804	-0.2610	0.5012
Alter	<b>-0.6990</b>	-0.1415	0.3644	-0.2216
Nutzgrad	0.6348	0.1001	-0.2853	-0.4818
Beschreibung der Umweltparameter:				
BF>30-40	% Anteil saisonaler Phasen > 30-40 Vol.% Wassersättigung des Oberbodens im Jahresverlauf			
GW<100:	% Anteil saisonaler Phasen im Jahresverlauf mit Grundwasserflurabstand < 100 cm			
Li_MaxSM:	maximales Lichtintensitäts-Stundenmittel am Boden (Mai-September)			
Alter:	Entwicklungszeit der Fläche seit der Herausnahme aus der Ackernutzung, bzw. Dauer des derzeitigen Managements			
Nutzgrad:	Nutzungsintensität (8 Kategorien; 1=ungenutzt,8=konventioneller Ackerbau)			

### 3.5 Analyse ausgewählter epigäischer Arthropoden-Assoziationen

#### 3.5.1 Arachnida (Spinnen und Weberknechte)

##### 3.5.1.1 Ist-Zustandsbeschreibung der Arten-Assoziationen

Für die vergleichende ökologische Ist-Zustandsanalyse der ausgewählten Probeflächenstandorte wurden alle im Zeitraum von Mai 1996 bis Oktober 1998 mittels Bodenfallen erfassten adulten Spinnen und Weberknechte herangezogen. Das auswertbare Gesamtmaterial bezieht sich auf 120 Spinnenarten mit 56.076 Individuen sowie 7 Weberknechtarten mit 4434 Individuen. Artenlisten und Fangzahlen sind in den Anhangstabellen 9 und 10 zusammengestellt.

Eine Übersicht der öko-faunistischen Befunde zu den epigäischen Spinnen-Assoziationen der Probeflächen wird in Tab. 11 gegeben.

Insgesamt prägen allgemein verbreitete Offenlandbewohner und mesophile Grünlandarten die epigäischen Spinnen-Assoziationen. Arten mit Schwerpunkt vorkommen in gehölzdominierten Lebensräumen sind im Probeflächenspektrum erwartungsgemäß unterrepräsentiert und in nennenswerten Individuenanteilen nur noch im Bereich der Ufergehölzanpflanzung des Deichvorlandes (AD) zu finden.

Bemerkenswert erscheint, dass trotz tiefgreifender anthropogener Überformung durch historische und in diesem Jahrhundert vorgenommene Flussausbaumaßnahmen (Begradigung, Doppeltrapezprofil, Eindeichung etc.), Melioration und langjähriger intensiv landwirtschaftlicher Nutzung in allen Probeflächenvarianten Refugialarten naturnaher Auenbiotope nachgewiesen werden konnten. Wenngleich stenök hygrophile Spinnenarten im Spektrum der Probeflächenvarianten nur zwischen 0,2 bis maximal 4,2% aller erfassten Individuen ausmachten, ließen sich im Rahmen des 3-jährigen intensiven Bodenfallenfangprogrammes immerhin 11 Arten dieser wertgebenden Kategorie in der Deichfläche (AD), Brache (B1) und 3-Schnittwiese (C) sowie immer noch 5 stenök Hygrophile in der Standweide (A1) nachgewiesen (siehe Tab. 11).

Tab. 11: Synökologische und faunistische Befunde zu den epigäischen Spinnen-Assoziationen der Probeflächen

Probeflächen-Varianten	3-Schnitt- wiese	Brache	Deich & -vorland	Mäh- weide	Acker	Stand- weide	1-Schnitt- wiese	
Flächen-Signatur	<b>C</b>	<b>B1</b>	<b>AD</b>	<b>A2</b>	<b>A3</b>	<b>A1</b>	<b>B2</b>	<b>Gesamt</b>
Bodenfallen-Nummern	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	
Erfassungszeitraum (Jahre)	3	3	3	3	3	3	1	
<hr/>								
<b>Artenzahl</b>	72	67	<b>81</b>	63	74	59	69	120
<b>Individuenzahl</b>	<b>14969</b>	10156	5642	8845	6850	7119	2486	56067
<b>Diversität</b> (Shannon-Wiener)	2.15	2.76	<b>3.16</b>	2.31	2	2.06	3.09	
<b>Evenness</b> (v. Shannon-Wiener)	0.50	0.66	0.72	0.56	0.46	0.51	<b>0.73</b>	
<hr/>								
<b>Familien-Komposition</b>								
Artenzahl Linyphiidae	41	34	<b>47</b>	37	44	30	44	
Artenzahl Lycosidae	<b>11</b>	10	10	8	10	9	9	
Artenzahl sonstige Familien	20	23	<b>24</b>	18	20	20	16	
Individuen-Verhältnis Lin. : Lyc. : Sonst.	5 : 5 : 0	4 : 5 : 1	6 : 3 : 1	8 : 1 : 1	8 : 1 : 1	3 : 6 : 1	5 : 4 : 1	
<hr/>								
<b>Feuchte-Präferenz</b>								
stenök hygrophile Arten	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	6	9	5	7	20
stenök hygrophile Individuen	40	<b>441</b>	61	27	29	12	21	631
mesök hygrophile Arten	38	35	<b>42</b>	36	38	31	38	61
mesök hygrophile Individuen	<b>8907</b>	7525	4255	4908	4954	4792	1195	36536
mesök xerophil Arten	9	5	<b>10</b>	6	9	9	<b>10</b>	18
mesök xerophile Individuen	96	40	<b>169</b>	86	73	46	136	646
euryöke Arten	14	16	<b>18</b>	15	<b>18</b>	14	14	21
euryöke Individuen	<b>5926</b>	2150	1157	3824	1794	2269	1134	18254
Feuchtigkeitspräferenz-Index ind.-gewichteter	1.8	<b>1.9</b>	1.8	1.8	1.8	1.7	1.8	1.8
Feuchtigkeitspräferenz-Index	1.6	<b>1.8</b>	<b>1.8</b>	1.6	1.7	1.7	1.5	1.7
<hr/>								
<b>feuchtraumspezifisches Potential</b>								
Artenzahl	19	19	<b>22</b>	18	17	13	15	36
Individuenzahl	505	632	<b>1059</b>	165	151	56	120	2688
<hr/>								
<b>Gefährdungspotential (Rote Liste Thür.)</b>								
gefährdete Arten	2	3	<b>4</b>	0	2	1	1	6
Individuen	6	27	12	0	2	<b>53</b>	23	117

Hinsichtlich prozentualer Anteile der Feuchtigkeitspräferenz-Klassen im Artenspektrum unterscheiden sich die zu vergleichenden Probeflächen nur unwesentlich. Seinen Niederschlag findet dieser Aspekt in dem nur geringfügig unterschiedlichen Feuchtigkeitspräferenz-Index, welcher mit 1,7 in A1 am niedrigsten ausfällt, mit 1,9 in B1 jedoch auch schon seinen Maximalwert erreicht. Erst die Auswertung auf der Basis der Fangzahlen führt zu einer tendenziellen Differenzierung dahingehend, dass die Brache, und hier vor allem der vernässte Teil, dem mit Abstand größten Anteil hygrophiler Elemente Lebensraumbedingungen bietet. Deutlich abgestuft dazu sind bereits die beiden Deichvorlandflächen AD und B2 mit etwa nur

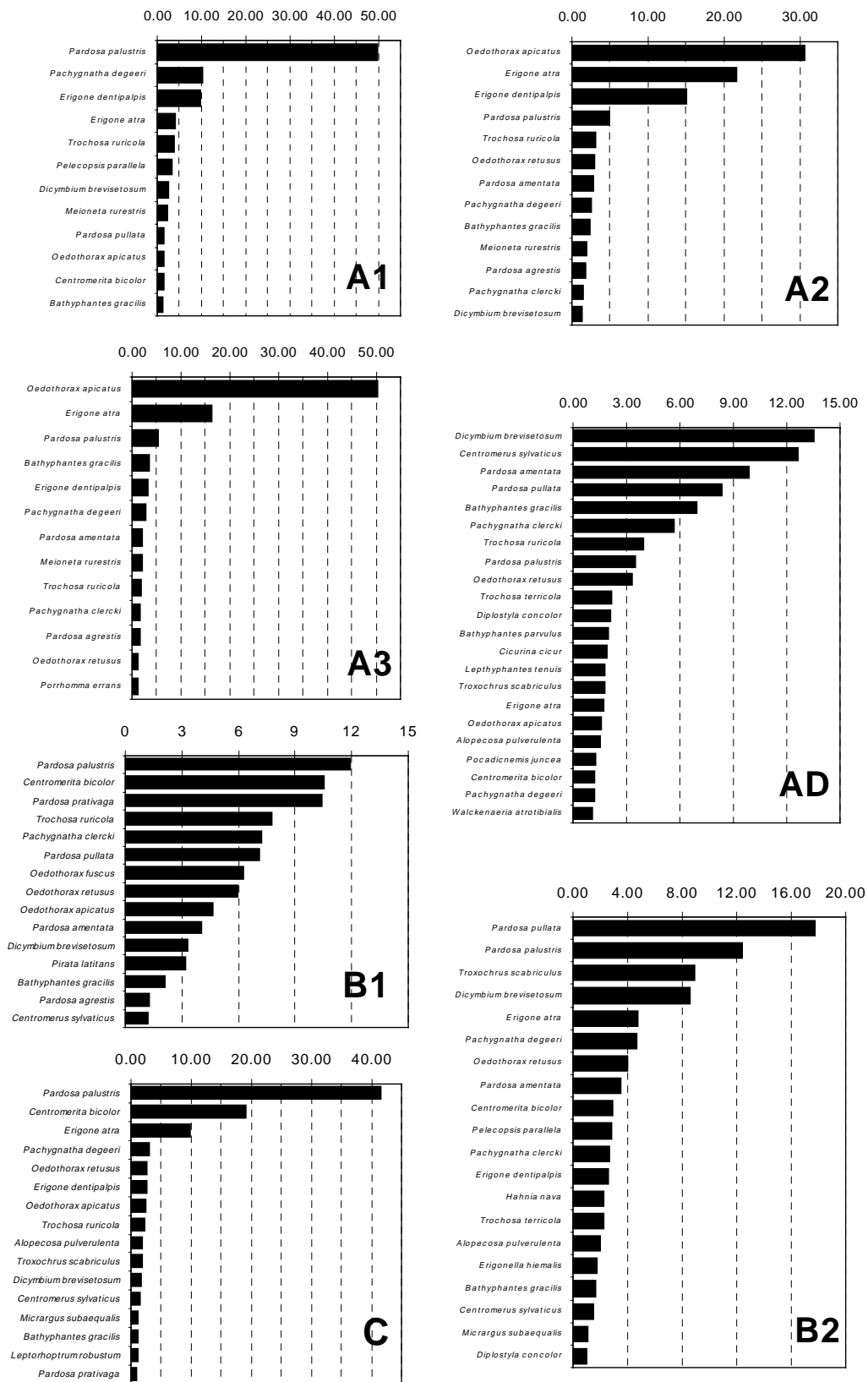


Abb. 19: Dominanzspektren der 7 Probeflächen für die epigäische Spinnen-Assoziationen (Bodenfallenfang Unstrut 1996-98, alle Arten >1% dargestellt)

noch 1% stenök Hygrophilien. Noch geringfügiger ist der Individuenanteil feuchtigkeitsabhängiger Arten in den jungen Einsaatgrünländern A2 und A1, dem Acker (A3) und der 3-Schnittwiese (C).

Ein recht ähnliches Bild zeigt die Zusammenstellung der Arten- und Individuenanteile von Spinnenarten mit Schwerpunkt vorkommen in feuchtraumspezifischen Biotopen (Uferbiotope, Feuchtwiesen, Moore, Feuchtwald) in Tab. 11.

Mit Blick auf dieses Artenpotential lässt sich vor allem der Deich und mit dem Deichvorland (AD) herausstellen, wo etwa 18% der erfassten epigäischen Spinnen schwerpunktmäßig derartige Lebensraumtypen repräsentieren. Während in den Standorten A1, A2, A3 stets weniger als 3% des Spinnenmaterials diesem Artenpotential zuzuordnen war, machte dieser Artenanteil im ufernahen Teiltransekt der Fläche C / BF1\_5 sowie in 1-Schnittwiese (B2) und Brache (B1) um die 5% bis maximal 7% aus.

Die grafische Darstellung der Dominanzstruktur der epigäischen Spinnen-Assoziationen gliedert die untersuchten Probeflächenvarianten in zwei Strukturtypen (siehe Abb. 19).

Die Spinnen-Assoziationen der Probeflächen Acker (A3), Mähweide (A2), Standweide (A1) und 3-Schnittwiese (C) werden von jeweils einer eudominanten Art beherrscht der maximal ein bis zwei weitere Arten im Rang von Dominanten folgen. Eine unausgeglichene, von wenigen Arten bestimmte Dominanzstaffelung ist für den Ackerstandort, die jungen Einsaatgrünlandflächen A2 und A1 aber auch für die mindestens 30 Jahre als 3-Schnittwiese genutzte Probefläche C kennzeichnend. Trotz recht ähnlichem Arteninventar ist diese Flächengruppe noch einmal deutlich zweigegliedert. Die erst unmittelbar vor Beginn der Probenahmen umgenutzte Fläche A2 ist noch durch eine sehr ackerähnliche Spinnenassoziation ausgewiesen, die typischerweise von den Baldachinspinnen *Oedothorax apicatus* und *Erigone atra* geprägt wird. In der als Standweide genutzten, 1998 bereits 7 Jahre alten Grünlandfläche A1 hingegen wird die Spinnenzönose durch Lycosidae (Wolfspinnen) beherrscht und von der ausgesprochen nutzungstoleranten Wiesenart *Pardosa palustris* geprägt.

Im Unterschied dazu weisen die Probeflächenvarianten Brache (B1), 1-Schnittwiese (B2) und Deich und Deichvorland (AD) im rechten Teil der Darstellung ein deutlich ausgeglicheneres Dominanzspektrum mit etwa gleichen Individuenanteilen von Vertretern der Familie der Linyphiidae und Lycosidae auf.

Die epigäischen Spinnen-Assoziationen weisen durchgehend mittlere Diversitätswerte auf. Der Index für die Evenness erreicht mit Werten um 0,7 für die Probeflächen B2 und AD im Deichvorland sowie mit geringer Abstufung in der Brache (B1) seine vergleichsweise höchste Ausprägung und ist vor allem Ausdruck des ausgeglichenen Dominanzgefüges dieser Standorte.

Um den Anteil des erfassten Artenpotentials vom insgesamt zu erwartenden Artenpotential der epigäisch aktiven Webspinnen abschätzen zu können, wurden Rarefaction-Analysen (siehe Kap. 2.4) durchgeführt. Wie die Anstiege der Kurven in Abb. 20 für die 7 untersuchten Probeflächen zeigen, liegen die ermittelten Artenzahlen bei allen Flächen noch wenig unterhalb der zu erwartenden realen Artenzahlen. Mit Ausnahme der nur ein Jahr befangenen 1-Schnittwiese (B2) und der Referenzfläche Acker (A3) weisen die Rarefaction-Kurven der Probeflächen im Bereich der 29.-30. Erfassungseinheit (Erfassungseinheiten hier jeweils 10 Bodenfallen im Zeitraum von 3 Jahren pro Untersuchungsvariante, d.h. 10 x 3 Einheiten) nur noch eine durchschnittliche Zunahme der Artenzahl von weniger als einer Art pro theoretisch hinzukommender Erfassungseinheit auf (A1: 0,3; A2: 0,3; A3: 1,0; AD: 0,4; B1: 0,5; B2: 1,3; C: 0,7). Trotz der hierdurch ausgewiesenen leichten Unterschätzung der Artenzahlen ist in erster Näherung bereits der Sättigungsbereich der jeweiligen Artenpotentialkurven abschätzbar. Auch in der mit



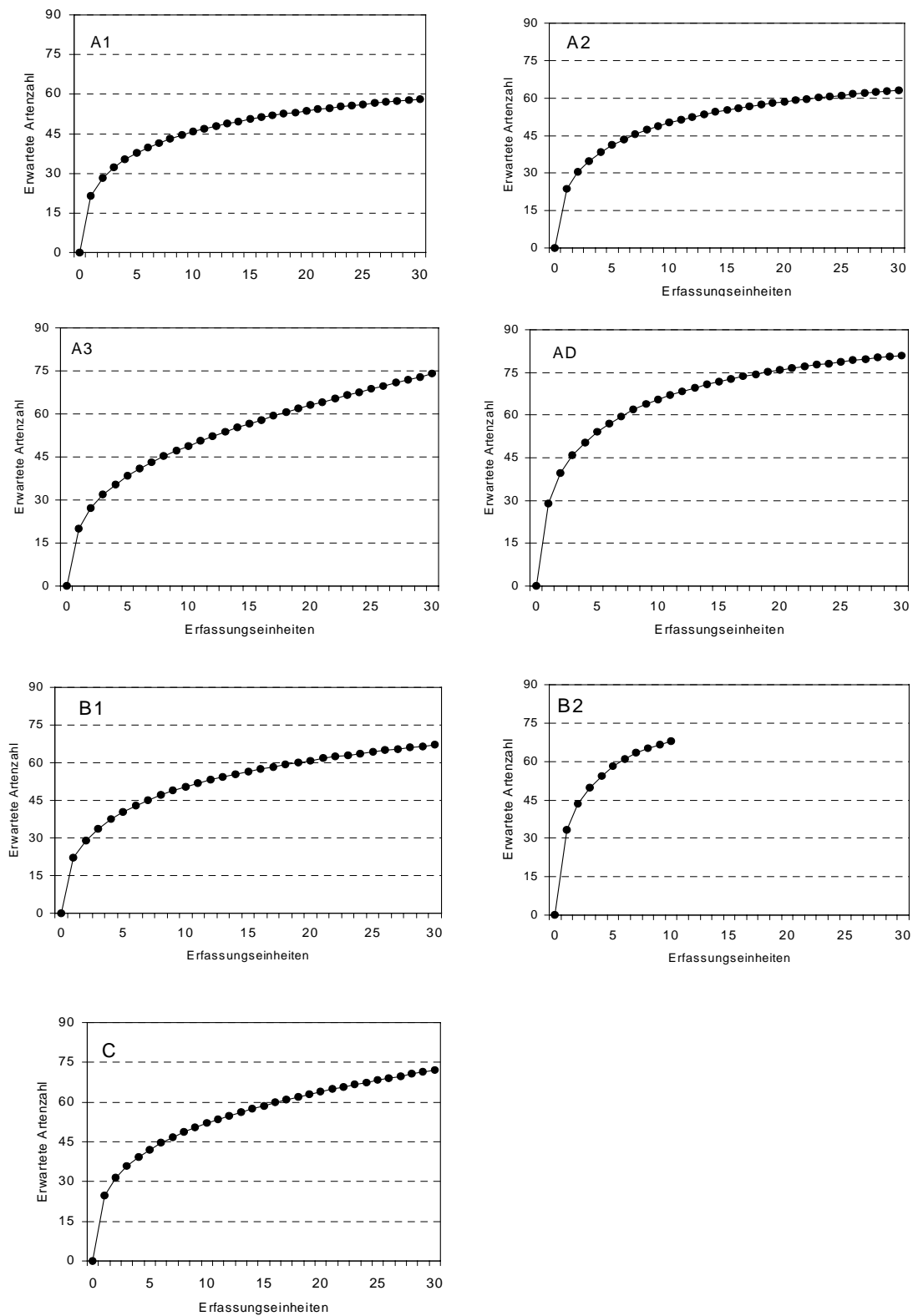


Abb. 20: Rarefaction-Analysen nach SHINOZAKI zur Abschätzung des erfassten Artenpotentials der epigäischen Spinnen-Assoziationen in den 7 Probeflächen (Erfassungseinheiten= einzelne Bodenfalle/Jahr, d.h.mit Ausnahme von B2 10x3 Einheiten pro Fläche)

geringerer Erfassungsintensität beprobten Fläche B2 befindet sich die Rarefaction-Kurve nicht mehr in einem steilen Anstiegsbereich.

Um auf der Basis der Artenvielfalt eine abgestufte Betrachtung der Probestellen zu ermöglichen, wurde in Ergänzung dazu ein Rarefaction-Verfahren nach Hurlbert (siehe Kap. 2.4) angewandt (siehe Abb. 21). Hierbei wird die zu erwartende Artenzahl in Abhängigkeit von den erfassten Individuenzahlen (Fangzahlen) dargestellt, was eine standardisierte Gegenüberstellung der Artensättigungskurven der Probestellenstandorte ermöglicht. Vergleicht man die zu erwartenden Artenzahlen der Probestellen auf dem Niveau der in allen Flächen realisierten Fangzahl von etwa 2500 Individuen, so wird deutlich, dass für die nur ein Jahr befangene Deichvorlandsfläche B2 ein annähernd hohes Artenpotential zu erwarten ist, wie für die Deich- und Deichvorlandfläche (AD), gefolgt von den wesentlich artenärmeren Standorten A3 (Acker), A2 (Mähweide), B1 (Brache), A1 (Standweide) und C (3-Schnittwiese).

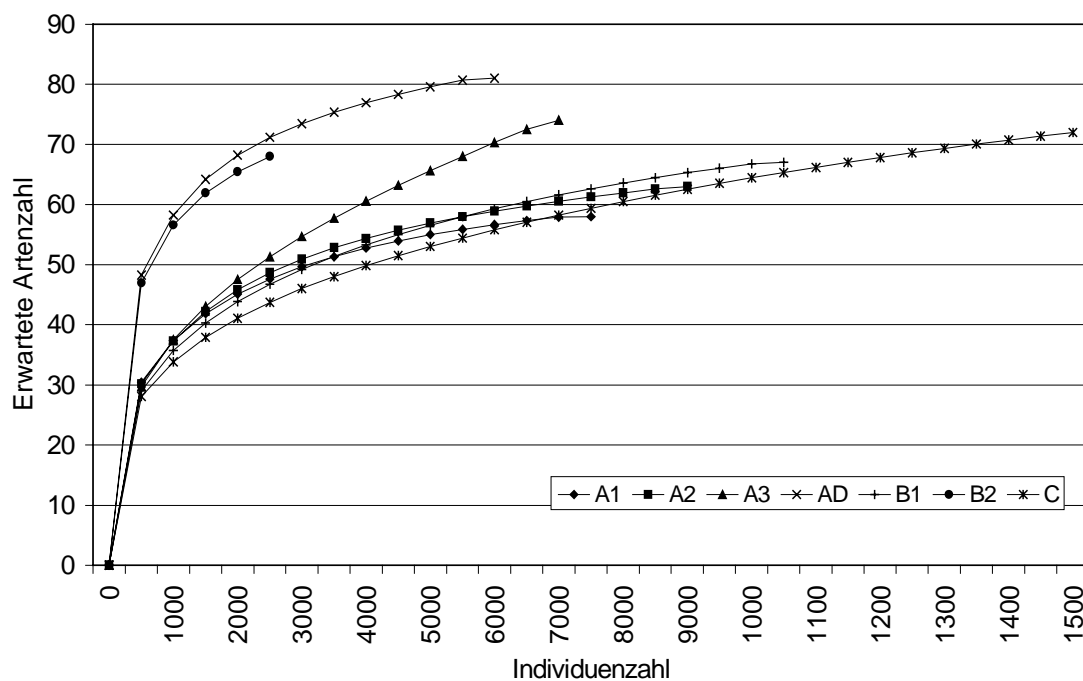


Abb.21: Rarefaction-Analysen nach Hurlbert zur standardisierten Artenpotentialabschätzung für die Spinnen-Assoziationen der untersuchten Probestellen (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese)

Das in Tab. 11 gelistete Gefährdungspotential in Form von nachgewiesenen Arten der Roten Liste Thüringens ist trotz der im Vergleich zu naturschutzfachlich üblichen Standards hier ausgesprochen hohen Probenahmeintensität und dem langfristigen Erfassungszeitraum eher als dürftig zu bezeichnen. Eine Differenzierung der untersuchten, durch aktuelle oder vormalige Nutzung geprägten Probestellenvarianten ist auf dieser Basis nicht zu leisten.

### 3.5.1.2 Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen

Zur Ermittlung der relativen Ähnlichkeit der Probeflächen bezüglich ihrer epigäischen Arachniden-Assoziationen wurden Clusteranalysen durchgeführt. Nachdem Einzelfallenbezogene Analysedurchläufe der jeweiligen Jahresaufsammlungen ergaben, dass stets die 10 Einzelfallen jeder Probeflächenvariante in einem gemeinsamen Cluster gruppiert werden, teilweise sich aber auch die beiden 5er-Fallengruppen einer Variante innerhalb der Großgruppe separieren, wurden in allen nachfolgenden Analyseschritten die 5er Bodenfallen-Teiltransekte als kleinste Erfassungseinheit angesetzt und die Fangergebnisse der jeweils 5 Einzelfallen gepoolt weiterverarbeitet. Die Ergebnisse unter Einbeziehung der ln-transformierten und nach dem im Methodenkapitel beschriebenen Verfahren ausfallkorrigierten Fangzahlen von 120 Spinnen- und 7 Weberknechtarten sind in Abb. 22 dargestellt.

Im Dendrogramm ist eine deutliche Aufspaltung der Probeflächenvarianten in zwei Flächengruppen ersichtlich. Alle Teiltransekte der Probeflächenvarianten Deich und Deichvorland (AD), 1-Schnittwiese (B2) und Brache (B1) werden einer gemeinsamen Gruppe zugeordnet, wobei die Deichvorlandsflächen AD und B2 die geringste Ähnlichkeitsdistanz bezüglich Arteninventar und Dominanzstruktur der epigäischen Arachniden-Assoziationen aufweisen. Die zweite Großgruppe im Dendrogramm umfasst alle aktuell landwirtschaftlich intensiver genutzten Grünlandvarianten und den Ackerstandort als Referenzfläche. Dieses Großcluster trennt sich bereits auf dem 15er Niveau der euklidischen Distanz in zwei Untergruppen. Am oberen Ende des Dendrogramms werden Acker (A3) und Mähweide (A2) auf hohem Ähnlichkeitsniveau gemeinsam gruppiert, von denen sich die Standweide (A1) und die 3-Schnittwiese (C) in einer 2. Untergruppe bereits deutlich separieren.

Fazit der Ähnlichkeitsanalysen ist demnach, dass in den ersten 3 bis 5 Jahren nach der Umnutzung ehemaliger Ackerstandorte zu Einsaatgrünland ein deutlicher Wandel in der Dominanzstruktur der epigäischen Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen nachweisbar ist, der vom ackertypischen, Linyphiiden-geprägten Dominanzgefüge hin zu grünlandtypischen, Lycosiden-geprägten Artenzusammensetzungen vermittelt. In stillgelegten Flächen (Brache) mit Pflegemanagement durch Mulchen und Wiedervernässung läuft die Sekundärsukzession der Arachniden-Assoziationen im gleichen Entwicklungszeitraum offensichtlich in eine bereits deutlich andere Richtung und ist nach 4 Entwicklungsjahren bezüglich der Artenzusammensetzung den benachbarten Grünlandbereichen der Deichvorländer bereits sehr ähnlich.

Vergleicht man den Ist-Zustand der Probeflächen an der Unstrut mit dem im Jahre 1992 untersuchter Referenzstandorte am naturräumlich und klimatisch vergleichbaren unteren Abschnitt der Ilm (SCHÖNBORN, 1995), zeigt sich, dass der aktuell lediglich durch partielle Pflegemaßnahmen beeinflussten Deichvorlandsbereich (AD) an der Unstrut bezüglich seiner epigäischen Spinnenzönose ein relativ ähnliches Arten- und Dominanzspektrum aufweist (siehe Abb. 23).

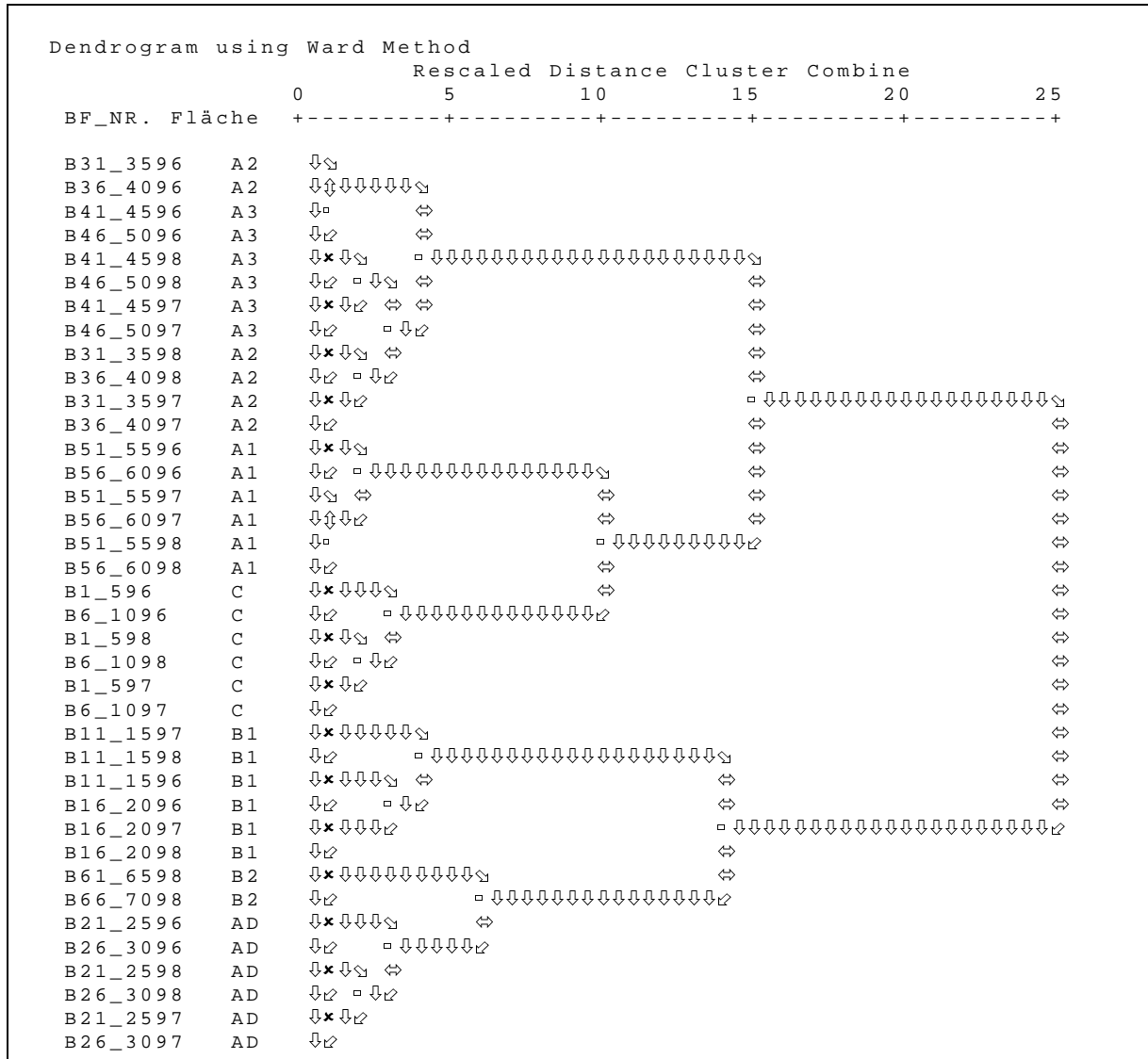


Abb. 22: Dendrogramm zur Flächenähnlichkeit bezüglich der Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen (120 Spinnenarten, 7 Weberknechtarten, ausfallkorrigierte Fangzahlen, In-transformiert, Methode nach WARD, 5er Bodenfallengruppen, jährweise getrennt)

Im Hinblick auf Diversität, Evenness und Anteil feuchtraumspezifischer Arten sind die strukturell vergleichsweise heterogenen Deichvorlandsbereiche im untersuchten Unstrutabschnitt bei Altengottern qualitativ auf ähnlichem Niveau einzuordnen, wie die Referenzstandorte F (bei Wickerstedt) und C (bei Dienstedt) an der wesentlich naturnäheren Ilm.

Demgegenüber sind die historisch und aktuell durch landwirtschaftliche Nutzung geprägten hinter dem Deich gelegenen Unstrutstandorte A1, A2, A3 sowie die vor dem Deich gelegene Fläche C deutlich von den durchweg nicht ausgedeichten Ilmstandorten unterschieden. Speziell die nachweisbaren Aktivitätsdichten stark feuchteabhängiger Arten sind in den Nutzungsgrünländern an der Unstrut um das 2- bis 10-fache niedriger als an nutzungsbezogen durchaus vergleichbaren Standorten an der Ilm.

Die vernässte Brache B1/feucht der nach KULAP-C2 stillgelegten Untersuchungsfläche bei Thamsbrück nimmt hinsichtlich der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung ihrer epigäischen Spinnen-Assoziation eine intermediäre Stellung zwischen den nutzungsgeprägten Binnendeichsflächen und dem vergleichsweise Ilm-ähnlichen Deichvorlandsbereich ein.

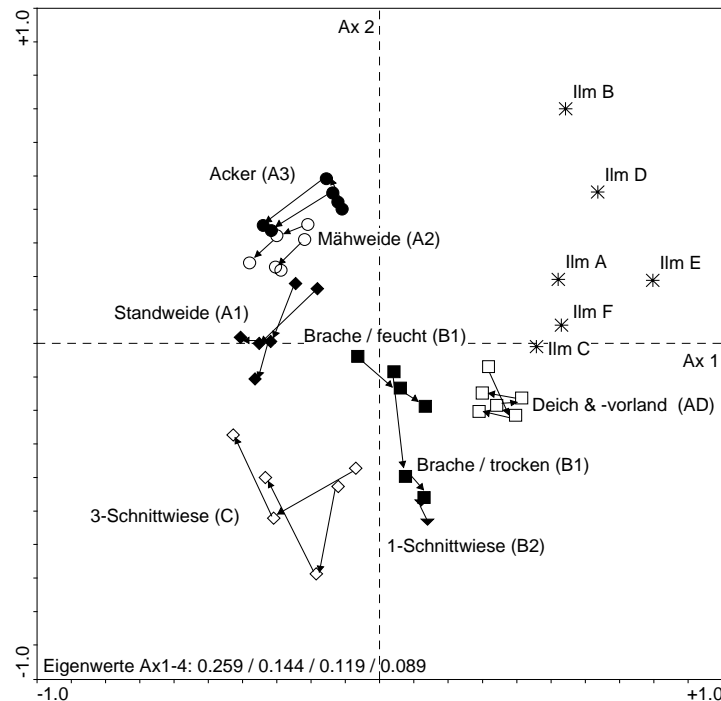


Abb. 23: Biplot der 'sample scores' zur Hauptkomponentenanalyse (PCA) der epigäischen Spinnen-Assoziationen der Unstrutstandorte im Vergleich zu Referenzstandorten an der Ilm (164 Arten, ln-transformierte Fangzahlen, Ilm A = Rinder-Umtriebsweide bei Stützerbach, Ilm B = Weichholzauenrest bei Gräfinau-Angstedt, Ilm C = Mähweide bei Dienststedt, Ilm D = 1-Schnittwiese bei Kranichfeld, Ilm E = 1-Schnittwiese bei Buchfart, Ilm F = Mähweide bei Wickerstedt)

### 3.5.1.3 Differentialarten-Analyse der klassifizierten Probeflächenvarianten

Die simultane divisive Klassifikation (TWINSPAN-Analyse, siehe Kap. 2.4) von Probeflächen und Arten erlaubt Aussagen darüber, welche Arten bzw. Artengruppen die Gruppierung der Probeflächenvarianten im Untersuchungsansatz maßgeblich bestimmen (siehe Abb. 24). Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden für die im folgenden dargestellte Differentialartenanalyse nur Spinnen und Weberknechte mit einer Abundanz  $>3$  im Gesamtfang berücksichtigt, so dass insgesamt 96 Arten in die Analyse gingen. Dabei geht die Präsenz der Arten quantitativ in Form von Abundanzklassen (hier 9 cut level; 1:  $0 < n < 6$ , 2:  $5 < n < 11$ , 3:  $10 < n < 21$ , 4:  $20 < n < 51$ , 5:  $50 < n < 101$ , 6:  $100 < n < 201$ , 7:  $200 < n < 501$ , 8:  $500 < n < 2001$ , 9:  $2000 < n$ ) ein.

Abb. 24: Ergebnisse der TWINSPAN-Analysen für die Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen

Im Ergebnis der divisiven Klassifikation der Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen der Probeflächentransekte ist auf der 2. Hierarchieebene eine Differenzierung in drei Probeflächengruppen möglich (siehe Dendrogramm am unteren Ende der Abb. 24).

Die vergleichsweise alten, lediglich durch extensive Pflügenutzung beeinflussten Grünlandbereiche der Deichvorländer in AD und B2 lassen sich als 1. Außengruppe vom Ackerstandort (A3), der erst 3-jährigen Mähweide (A2) und der vor 7 Jahren umgenutzten Standweide (A1) als 2. Außengruppe differenzieren, denen als Mittelgruppe die 3-Schnittwiese (C) und die Brache (B1) gegenübergestellt wird. Es werden im rechten Teil der Abbildung auf der 3. Hierarchieebene 8 Artengruppen (G1 bis G8) ausgewiesen, deren indikatorische Aussagekraft bezüglich der Differenzierung der Flächengruppen jeweils zur Peripherie der Darstellung hin zunimmt.

Die Flächengruppe AD und B2 ist vor allem durch das Schwerpunkt-vorkommen von Arten der Gruppen G1 und G2 charakterisiert. Als regelrechte Differentialarten werden die Linyphiiden *Lepthyphantes ericaeus* (Lep eri) und *Erigonella hiemalis* (Eri hie) ausgewiesen die autökologisch als mesophile Saumbiotopbewohner einzuordnen sind.

Der Flächengruppe mit dem Referenzzustand Acker (A3) und dem vergleichsweise jungen Einsaatgrünland (A2) wird auf der 2. Hierarchieebene die erst seit 7 Jahren umgenutzte Standweide (A1) zugeordnet, welche auf Grund des zahlreichen Auftretens von *Meioneta beata* (Mei bea) durch eine eigene Differentialart ausgewiesen ist. Diese drei Probeflächenvarianten sind an Hand des Schwerpunkt-vorkommens der im unteren Teil der Einheit G8 sowie in G7 gruppierten Arten gekennzeichnet, die auf niedrigerem Abundanzniveau auch in allen anderen Probeflächen nachgewiesen worden sind. Als besonders kennzeichnend für diese Flächengruppe tritt die hier hochabundante Linyphiide *Porrhomma microphthalmum* (Por mic) in Erscheinung, welche zusammen mit der vor allem in Ackerflächen eudominanten Zwergspinne *Oedothorax apicatus* (Oed api) darüber hinaus für landwirtschaftlich intensiv genutzte Standorte außerordentlich charakteristisch sind. Beide Spinnenarten sind besonders häufig in feuchten Offenlandbereichen anzutreffen und als Pionierarten zu charakterisieren, die auch in hochdynamischen Biotopen (sowohl agrarisch intensiv genutzten Offenlandbereichen als auch durch Überflutungsgeschehen geprägten Litoraea-Habitaten) Lebensräume mit nur kurzzeitig verfügbaren optimalen Lebensbedingungen durch ihre Fortpflanzungsstrategie (eurychron) ausgesprochen erfolgreich zu nutzen in der Lage sind.

Die auf der 2. Ebene von den noch deutlich dem Acker nahestehenden jungen Einsaatgrünländern abgetrennte mittlere Flächengruppe mit den Standorten C und B1 ist durch das hochabundante Auftreten der Wolfspinne *Pardosa prativaga* (Par pra) aus Artengruppe G5 gekennzeichnet. Diese mesophile Wiesenart ist zwar zusammen mit weiteren nutzungstoleranten Vertretern der Lycosidae wie *Pardosa palustris* in allen hier untersuchten Probeflächenvarianten vertreten, erreicht in der im Frühjahr teilweise überstauten Brache (B1) und der bei gelegentlichem Hochwasser überschwemmten, weil vor dem Deich gelegenen 3-Schnittwiese (C) jedoch ihr lokales Maximum. Die Kenntnis zur Fähigkeit von *Pardosa prativaga* gleich den Pirata-Arten über Wasseroberflächen laufen zu können (DAHL & DAHL 1927), stützt die hier naheliegende Vermutung einer Korrelation ihres vermehrten Auftretens mit zunehmender Überflutungswahrscheinlichkeit der Bereiche.

Darüber hinaus werden in der indikatorisch wertgebenden peripheren Artengruppe G8 durchweg stenök hygrophile Spinnenarten gelistet, die erst auf der in Abb. 24 nicht dargestellten 5. Ebene als separate Artengruppe abgetrennt werden und ausschließlich in Teilbereichen der Probeflächen B1 und/oder C nachgewiesen wurden. Im vernässten frühjahrsüberstauten Teil der Brache B1 sind das die Arten *Arctosa leopardus* (Arc leo) und *Porrhomma lativelum* (Por lat), schwerpunktmässig im ufernahen Teiltransekt der 3-Schnittwiese C *Allomengea vidua* (All vid), *Porrhomma lativelum* und *P. oblitum* (Por obl). Diese Differentialartengruppe indiziert die Lebensraumfunktion einzelner Teilflächen für Refugialarten naturnaher Auenbiotope.

#### 3.5.1.4 Schlüsselfaktoren-Analyse zum räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Arten

Zur Veranschaulichung der räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Spinnen- und Weberknechtarten im Spektrum der Probeflächenvarianten über die Zeitspanne der drei Untersuchungsjahre 1996 / 97 / 98 wurde das Datenmaterial in einem ersten Analyseschritt mittels einer indirekten Ordinationsmethode, der Hauptkomponentenanalyse (PCA) untersucht (siehe Abb. 25a).

Entlang der im Biplot dargestellten 1. und 2. kanonischen Hauptachse werden mehr als 43% der Artenvarianz des analysierten Datensatzes aufgespannt. Die im Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse getroffene Zuordnung der jahresbezogenen 'sample scores' der Probenahmestandorte zu einzelnen Quadranten der Grafik bestätigt im wesentlichen die bereits in den Ähnlichkeitsanalysen im Abschnitt 3.5.1.2 beschriebenen Gruppierungen der Probeflächenvarianten. Im Quadranten unten links sind Ackerstandort (A3) und Mähweide (A2) angeordnet, welche sich im Verlaufe der drei Untersuchungsjahre tendenziell noch kaum voneinander separieren lassen. Anders hingegen ist der Entwicklungstrend der am Ende der Untersuchungszeit bereits 7-jährigen Standweide (A1) zu beurteilen. Dieses Probefläche hat sich bezüglich ihrer Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen bereits deutlich von einer ursprünglichen Ackerzönose hin zu einer Grünland-typischen Lebensgemeinschaft entwickelt und ist im Untersuchungsjahr 1998 bezüglich Artenzusammensetzung und Dominanzgefüge der nachweislich mindestens 30 Jahre als 3-Schnittwiese genutzten Probefläche C bereits sehr ähnlich.

Im rechten Teil der Grafik werden die Probeflächen der beiden Deichvorländer AD und B2 (1-Schnittwiese) angeordnet, denen vor allem die trockene Teilfläche der erst vier Jahre alten Brache (B1) relativ ähnlich ist. Der von der künstlichen Vernässung der Brache am meisten betroffene feuchte Teiltransekt trennt sich tendenziell in Richtung des rechts unten angeordneten Quadranten vom trockenen Teiltransekt ab.

Unter den im Rahmen der Analyse bedeutsamsten, hier dargestellten 40 Arten lassen sich eine Reihe bereits durch die TWINSPAN-Analyse herausgearbeiteten Indikatorgruppen und Differentialarten wiederfinden, deren Anordnung im Biplot in Bezug zu erklärenden abiotischen Faktorengradienten der direkten Analyseverfahren (RDA) interpretiert werden kann (siehe Abbildungsteile (b), (c) und (d)).

Nach der im Kapitel 2.4 erläuterten Prozedur der 'Forward Selection' erfolgte in einem zweiten Analyseschritt zur Schlüsselfaktorenfindung nach den Kriterien: 1. maximaler Erklärungsanteil der Arten-Varianz und 2. Signifikanzlevel im Monte-Carlo-Permutationstest nach 1000 Permutationsdurchläufen; die Auswahl Varianz-erklärender Faktorengradienten aus einem Set von insgesamt 52 getesteten Umweltparametern (siehe Anhang Tab. 6). Um rein witterungsbezogene Einflüsse auf die Varianz der Arten in den drei Untersuchungsjahren weitgehend zu eliminieren, wurde desweiteren ein Set von 17 Witterungsparametern (siehe Anhang Tab. 6) zusammen mit dem Artendatensatz im Hinblick auf korrelative Zusammenhänge geprüft. Im Ergebnis dieser Testung konnte der Niederschlagsparameter NS5-8J (aktuelle Niederschlagssumme des Jahres im Zeitraum Mai bis August) als der Witterungsfaktorengradient



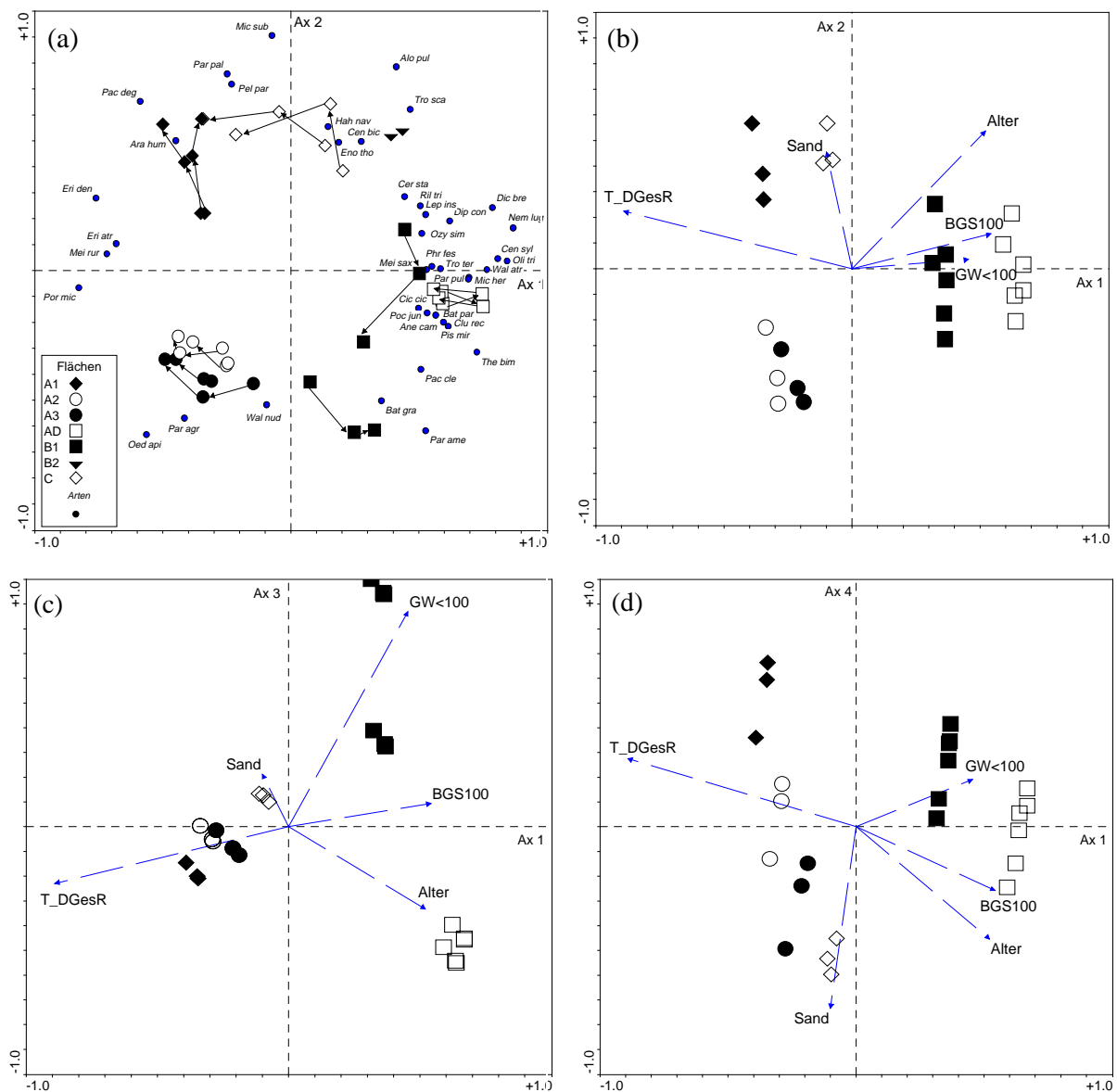


Abb. 25: Ergebnisse der indirekten (PCA) und direkten (RDA) Gradientenanalysen der epigäischen Spinnen und Weberknechte (80 Arten mit  $n > 7$ , ausfallkorrigierte Fangzahlen, 5er Bodenfallengruppen, jahresweise getrennt), A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese (nur 1998), C=3-Schnittwiese;

Schlüsselfaktoren als Vektoren dargestellt; jahresbezogene 'samples scores' der Teiltransekte jedes Probeflächenstandortes als Symbol lt. Legende und durch Pfeile gekennzeichnete zeitlicher Aufeinanderfolge 1996 / 97 / 98; 'species scores' als Punkte mit Artnamekürzel (siehe Anhangstabelle 9 und 10)

- (a) Biplot zur PCA (ohne Kovariable), Darstellung aller Arten mit  $\text{Fit} > 25$   
 (b) Biplot zur partiellen RDA Axis 1/Axis 2 (mit NS5-8J als Kovariable)  
 (c) Biplot zur partiellen RDA Axis 1/Axis 3 (mit NS5-8J als Kovariable)  
 (d) Biplot zur partiellen RDA Axis 1/Axis 4 (mit NS5-8J als Kovariable)

mit dem höchsten, signifikanten Erklärungswert für die Artenvarianz der Probeflächenstandorte zwischen den Zeitschnitten 1996, 1997 und 1998 statistisch herausgearbeitet werden (9% kumulativ erklärte Varianz bezogen auf alle kanonischen Achsen). Durch Einbeziehung dieses Witterungsfaktors als Kovariable in die Ordination kann der Einfluss der jahresspezifischen Witterung auf die Artenverteilung nun dahingehend minimiert werden, dass hierdurch erklärte Artenvarianz eliminiert und im weiteren Ordinationsprozess mit den Varianzresiduen weiter gerechnet wird.

Ergebnisse und statistische Kenngrößen der PCA-, Forward Selection- und RDA-Analysen sind in Tab. 12 und Tab. 13 zusammengestellt.

Tab. 12: Ergebnisse der PCA-, Forward Selection- und RDA-Analysen für die Spinnen-Assoziationen

Parameter/ Eigenwerte der Achsen	alle Arten $\geq 0,01\%$ (alle Arten mit $\geq 7$ Indiv.) Teilflächen 1996-98 jahresweise getrennt				
	PCA	PCA (ohne B2)	PCA/RDA mit Ko- variable (s.r.) (ohne B2)	Kovariable (Wetterparameter)	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.279	0.286	0.284 / 0.261	(7) NS5-8J*	(20) T_DGesR / 0.227 / *
2.	0.157	0.159	0.149 / 0.141	-	(16) GW.100 / 0.125 / n.s.
3.	0.142	0.146	0.146 / 0.137	-	(50) Alter / 0.125 / *
4.	0.093	0.098	0.097 / 0.062	-	(4) Sand / 0.096 / *
5.	-	-	-	-	(42) BGS100 / 0.055 / *
Test 1. / all canon. Axis	-	-	n.s./ *	-	-

Aus der in Tab. 13 aufgelisteten Korrelationsmatrix im Probeflächenspektrum erfasster und quantifizierter Faktorengradienten mit den Hauptachsen der Artenvarianz lassen sich folgende belastbaren korrelativen Zusammenhänge zwischen räumlich-zeitlichem Verteilungsmuster der Spinnen- und Weberknechtarten und abiotischen Zustandsvariablen der Probeflächenstandorte statistisch absichern:

In erster Instanz haben offensichtlich die aufwuchsmodifizierten mikroklimatischen Verhältnisse in der bodennahen Vegetationsschicht maßgeblichen Einfluss auf die unterschiedliche Ausprägung der epigäischen Arachniden-Assoziationen der untersuchten Probeflächenstandorte. Als Faktor mit dem höchsten Erklärungswert der Artenvarianz entlang der 1. Hauptachse lässt sich der hoch negativ korrelierte Gradient des Parameters T\_DGesR ausweisen (siehe Abb. 25 Teil (b)). Dieser, durch eine Differenzmessung zwischen der Lufttemperatur der bodennahen Vegetationsschicht und der Lufttemperatur über der Vegetationsstruktur in 1m Höhe parametrisierte Gradient steht stellvertretend für eine ganze Reihe im Rahmen der Analysen getesteter weiterer Mikroklimaparameter aus den Lichtintensitäts-, Luftfeuchte- und Temperaturmessungen, die mit geringer Abstufung einen ganz ähnlichen Anteil der Artenvarianz erklären. Vegetationsstruktur und Häufigkeit bzw. Zeitpunkt der Ernte des Aufwuchses schlägt sich demnach deutlich in einem mikroklimatischen Faktorengradienten in der bodennahen Vegetationsschicht mit hohem Erklärungswert für die Artenverteilung im Spektrum der Probeflächen nieder.

Erst in zweiter Instanz ist ein feuchtebezogener Faktorengradient für die Ausprägung der Spinnen- und Weberknecht-Assoziationen im Spektrum der Probeflächenstandorte verantwortlich, welcher am besten durch den Parameter GW<100 widerspiegelt wird.

Tab. 13: Inter-Set Korrelationskoeffizienten der selektierten Umweltparametern mit den Ordinationsachsen (des Artendatensatzes) der Redundanzanalysen (RDA) für die Spinnen-Assoziationen

Parameter	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Eigenwerte	0.2612	0.1411	0.1367	0.0623
Sand	-0.1082	0.4952	0.2299	<b>-0.6868</b>
GW<100	0.4347	0.0357	<b>0.8422</b>	0.1588
T_DGesR	<b>-0.8545</b>	0.2179	-0.2233	0.2302
BGS100	0.5279	0.1346	0.0935	-0.2183
Alter	0.5151	<b>0.5398</b>	-0.3348	-0.3941
Beschreibung der Umweltparameter:				
Sand:	Sandgehalt, Oberboden aAh			
GW<100:	% Anteil saisonaler Phasen im Jahresverlauf mit Grundwasserflurabstand < 100 cm			
T_DGesR:	Differenz der Lufttemperatur-Tagesmittel auf der Bodenoberfläche zur 1m Referenz (Mai-September)			
BGS100:	Flächenanteil von Bach-,Graben-,Sumpffluren im 100m-Radius			
Alter:	Entwicklungszeit der Fläche seit der Herausnahme aus der Ackernutzung, bzw. Dauer des derzeitigen Managements			

Der zwischen den Probeflächen aufgespannte Gradient in der Dauer saisonaler Phasen mit Grundwasserflurabständen<100cm ist hochkorreliert zur 3. Hauptachse der Artenvarianz (siehe Abb. 25c).

Die verbleibende Restvarianz wird nunmehr wieder auf signifikantem Niveau vom Faktorengradienten 'Alter' erklärt, der den Verlauf der Sekundärsukzession der ehemaligen Ackerstandorte hin zu Grünlandstandorten widerspiegelt.

Die Restvarianz entlang der 4. Achse erklärt am besten der Gradient 'Sandanteil des Oberbodens', welcher funktional in Beziehung zur Bodenporosität und dem Wasserhaltevermögen steht und damit Einfluss auf die oberflächennahe Bodenfeuchtedynamik hat (siehe Abb. 25d).

Letztendlich lässt sich ein statistisch signifikant abgesicherter Zusammenhang zwischen räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Spinnen- und Weberknechtarten und der Naturraumausstattung im näheren Umfeld der Probeflächenstandorte in Form des Faktorengradienten BGS100 ausweisen. Wenngleich auch nur mittelmässig stark korreliert zur 1. Hauptachse, erklärt der Flächenanteil an Bach- Graben- und Sumpffluren im 100m-Radius (=BGS100) der Bodenfallentransekte einen weiteren Anteil der verbliebenen Restvarianz. Die Bedeutung derartiger Refugialbiotope ökologisch anspruchsvoller Arten des feuchtraumspezifischen Spinnen-Artenpotentials für eine relativ schnelle Wiederbesiedlung extensivierter bzw. stillgelegter landwirtschaftlicher Nutzungsflächen im Auenbereich kommt besonders in der hier untersuchten Brache (B1) zum Tragen.

### 3.5.2 Coleoptera

#### 3.5.2.1 Ist-Zustandsbeschreibung der Arten-Assoziationen

Mit dem von 1996-98 durchgeführten Bodenfallen-Programm wurden 502 Käferarten aus 43 Familien mit insgesamt 77.684 Individuen (Imagines) erfasst. Eine Übersicht zu den Arten- und Individuenanteilen der Familien am Gesamtfang gibt Tab. 14, die flächenbezogenen Fangzahlen der einzelnen Arten sind der Tab. 11 im Anhang zu entnehmen.

Wie Tab. 14 zeigt, dominieren hinsichtlich der Fang- sowie Artenzahlen erwartungsgemäß die Carabidae und Staphylinidae. Diese beiden Familien stellen allein 50% der erfassten Arten und 84% der gefangenen Individuen.

In Tab. 15 wurden neben den Arten- und Individuenzahlen der einzelnen Probeflächen die Diversitäts- und Evenness-Werte (nach SHANNON-WIENER) sowie einige faunistische Parameter zusammengestellt. Diese Tabelle zeigt, dass mit Abstand die höchsten Artenzahlen in der Deichfläche (AD; Deich und Deichvorland) zu verzeichnen sind. Die Fläche mit der geringsten Artenanzahl ist die Brache (B1) mit 188 Arten. Die höchsten Fangzahlen sind in der Mähweide (A2; seit 1996 Mähweide, vorher Acker) ermittelt worden. Ähnlich hohe Fangzahlen wurden auch in der Ackerfläche (A3) erreicht. Den größten Anteil an diesen Unterschieden haben die beiden Carabiden-Arten *Pterostichus melanarius* und *Pseudophonus rufipes*, die in diesen Flächen hochdominant auftreten (siehe dazu Abb. 26 sowie Anhang-Tab. 11). Die mit Abstand geringsten Fangzahlen weisen die Brache (B1) und die Standweide (A1) auf. Die noch geringeren Fangzahlen der 1-Schnittwiese (B2) sind auf den lediglich 1-jährigen Untersuchungszeitraum zurückzuführen (siehe Tab. 15).

Tab, 14: Fang- und Artenzahlen der mit Bodenfallen von 1996-98 erfassten Käferfamilien

Familien	Individuen	Arten	Familien	Individuen	Arten
Cicindelidae	1	1	Nitidulidae	62	8
Carabidae	49439	97	Kateretidae	4	2
Haliplidae	1	1	Monotomidae	1	1
Dytiscidae	6	4	Silvanidae	3	2
Hydraenidae	5	2	Cryptophagidae	4087	12
Hydrophilidae	408	14	Phalacridae	6	2
Histeridae	12	3	Latridiidae	888	7
Silphidae	72	5	Mycetophagidae	3	2
Cholevidae	442	9	Corylophidae	2	1
Leiodidae	28	3	Coccinellidae	312	9
Scydmaenidae	8	1	Ptinidae	1	1
Ptiliidae	10	1	Anthicidae	46	2
Staphylinidae	15658	152	Meloidae	1	1
Pselaphidae	6	4	Mordellidae	2	2
Cantharidae	35	4	Lagriidae	3	1
Malachiidae	30	3	Scarabaeidae	143	12
Elateridae	983	11	Cerambycidae	2	2
Clambidae	28	1	Chrysomelidae	1185	44
Dryopidae	2	1	Bruchidae	6	1
Limnichidae	17	1	Apionidae	132	13
Dermestidae	1	1	Curculionidae	3484	54
Byrrhidae	119	4			

Die höchsten Diversitätswerte erreicht die 1-Schnittwiese (B2) gefolgt von der Deichfläche (AD) und der Brache (B1), die geringsten Diversitätswerte liegen vom Acker (A3) und von der Mähweide (A2) vor. Diese, auf die erheblichen Unterschiede in den Arten-Individuen-Relationen zurückzuführenden Differenzen der Diversitätswerte werden auch in den Dominanzspektren der Flächen sehr deutlich (siehe Abb. 26). Die extremsten Verläufe weisen hier ebenfalls die

Tab. 15: Synökologische und faunistische Parameter zu den Käfer-Assoziationen der Probeflächen

Probeflächen-Varianten	3-Schnitt- wiese	Brache	Deich & -vorland	Mäh- weide	Acker	Stand- weide	1-Schnitt- wiese	
Flächen-Signatur	C	B1	AD	A2	A3	A1	B2	Gesamt
Bodenfallen-Nummern	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	
Erfassungszeitraum (Jahre)	3	3	3	3	3	3	1	
<b>Artenzahl</b>	244	188	<b>312</b>	249	205	196	195	502
<b>Individuenzahl</b>	12972	4967	11720	<b>21764</b>	18863	4989	2409	77684
<b>Diversität</b> (Shannon-Wiener)	2.91	3.04	3.71	2.73	2.59	3.09	<b>3.89</b>	
<b>Evenness</b> (v. Shannon-Wiener)	0.53	0.58	0.65	0.50	0.49	0.58	<b>0.74</b>	
<b>Feuchte-Präferenz</b>								
<b>stenök Hygrophile</b>								
Arten	10	<b>18</b>	13	7	8	6	10	35
Individuen	218	643	<b>645</b>	57	29	55	42	1689
<b>mesök Hygrophile</b>								
Arten	40	42	<b>54</b>	37	29	25	26	81
Individuen	5363	2449	2592	<b>11288</b>	10682	2142	243	34759
<b>Xerothermophile</b>								
Arten	55	27	<b>72</b>	64	50	55	49	121
Individuen	4579	1011	4233	<b>5254</b>	3573	1904	816	21370
<b>Euryöke</b>								
Arten	139	101	<b>173</b>	141	118	110	110	265
Individuen	2812	864	4250	<b>5165</b>	4579	888	1308	19866
<b>Feuchtlebensraum-Spezifische</b>								
Arten	39	59	<b>65</b>	35	30	29	37	125
Individuen	546	1002	<b>1220</b>	248	312	211	408	3947
<b>Faunistisch Bemerkenswerte</b>								
Arten	39	26	<b>41</b>	36	25	32	29	80
Individuen	609	498	<b>2459</b>	658	323	299	273	5119
<b>Rote Liste Thüringen</b>								
Arten - Kat.0	0	0	0	0	0	0	0	0
Arten - Kat.1	0	1	0	1	0	0	0	2
Arten - Kat.2	1	3	1	1	2	1	1	5
Arten - Kat.3	6	3	4	7	4	4	5	15
Arten - Kat.R	1	1	5	1	3	0	2	7
Arten insgesamt	8	8	<b>10</b>	<b>10</b>	9	5	8	29
Individuen insgesamt	100	34	99	161	<b>436</b>	100	56	986

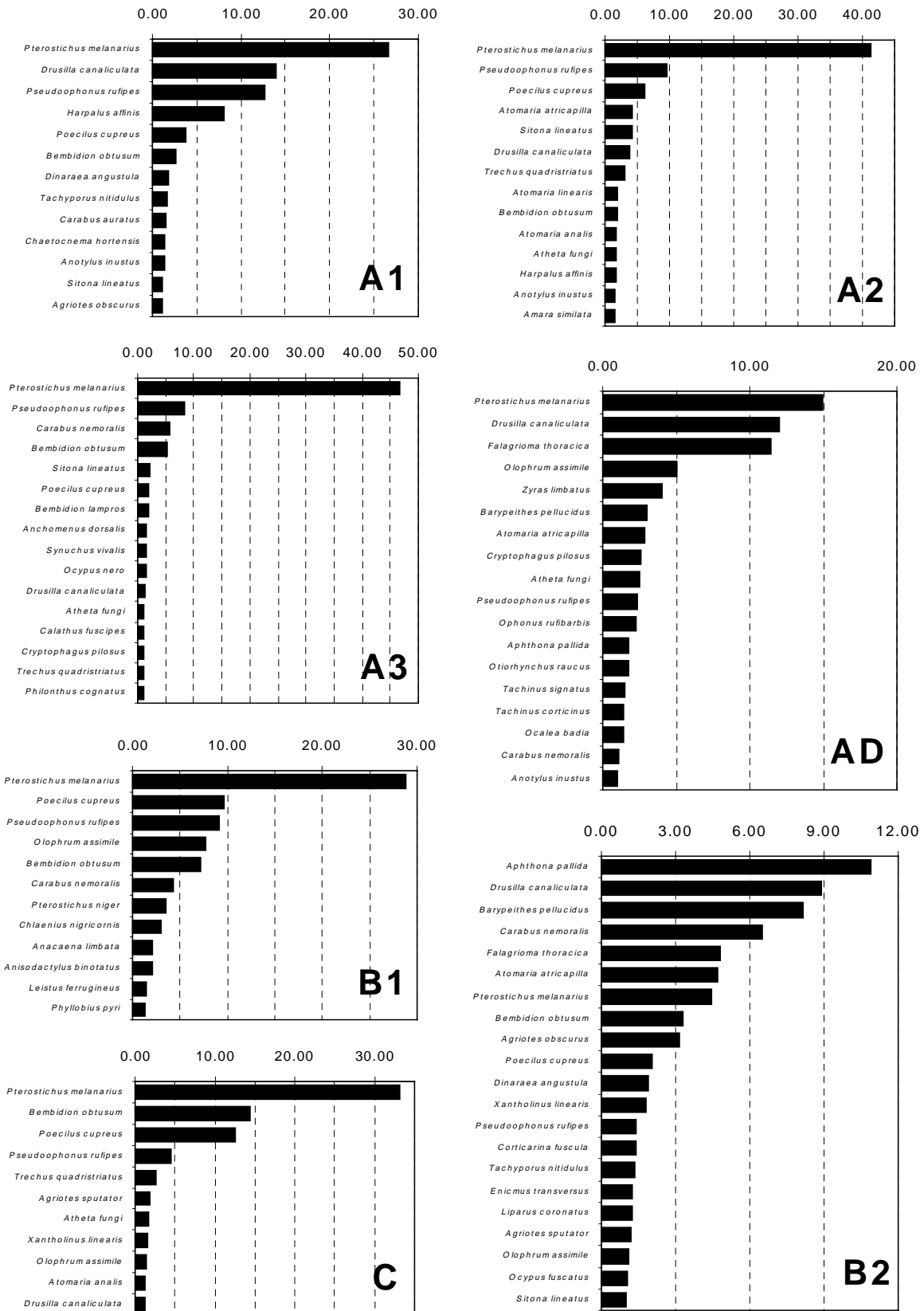


Abb. 26: Dominanzspektren der 7 Probestellen für die Coleoptera (alle Arten  $\geq 1\%$  dargestellt)

dreijährige Mähweide (A2) sowie der Acker (A3) auf. Recht ausgeglichen sind die Dominanzspektren hingegen für die 1-Schnittwiese (B2), die Deichfläche (AD) sowie die Brache (B1).

Auffallende Unterschiede können auch bei der Gegenüberstellung ausgewählter faunistischer Parameter verzeichnet werden. So sind in der Brache (B1) und der Deichfläche (AD) die höchsten Anteile stenök-hygrophiler Arten hinsichtlich der Artenanzahl sowie der Aktivitätsdichten festgestellt worden. Bemerkenswert ist weiterhin der überdurchschnittlich hohe Anteil xerothermophiler Arten in der Deichfläche (AD).

Stellt man die Anteile der Arten mit Habitatpräferenz für Feuchtlebensräume gegenüber, wird eine deutliche Staffellung der Flächen auf der Basis der Artenanzahl sowie der Aktivitätsdichten sichtbar. Die höchsten Werte sind hier in der Deichfläche (AD) und der Brache (B1) gefolgt von der 3-Schnittwiese (C) zu verzeichnen. Die niedrigsten Werte erreichen diesbezüglich die Standweide (A1) und der Acker (A3).

Um vergleichende Aussagen zum Auftreten von naturschutzrelevanten Arten in den jeweiligen Probeflächen zu ermöglichen, wurden die nach Kategorien getrennten 'Rote Liste' - Arten ebenfalls in der Tab.15 zusammengestellt. Da in Thüringen noch nicht für alle Familien derartige Listen existieren, wurden Angaben zu den faunistisch bemerkenswerten Arten ergänzt. Insgesamt wurden 80 faunistisch bemerkenswerte Arten im Untersuchungszeitraum erfasst. Mit 41 Arten sind in der Deichfläche (AD) diesbezüglich die meisten Arten aufgetreten. Hinsichtlich des Anteils von Arten der 'Roten Liste Thüringens' sind nur geringfügige Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächenvarianten zu registrieren. Insgesamt konnten 29 Arten der 'Roten Liste Thüringens' festgestellt werden.

Um den Anteil des erfassten vom insgesamt zu erwartenden Artenpotential (der epigäisch aktiven Coleoptera) abschätzen zu können, wurden Rarefaction-Analysen (siehe Kap. 2.4.) durchgeführt. Wie die Anstiege der Kurven in Abb.27 für die 7 untersuchten Probeflächen zeigen, liegen die ermittelten Artenzahlen bei allen Flächen noch unter den zu erwartenden realen Artenzahlen. Mit Ausnahme der 1-Schnittwiese (B2) weisen die Rarefaction-Kurven der Probeflächen im Bereich der 29.-30. Erfassungseinheit (Erfassungseinheiten hier jeweils 10 Bodenfallen im Zeitraum von 3 Jahren pro Untersuchungsfläche, d.h. 10 x 3 Einheiten) noch eine durchschnittliche Zunahme der Artenzahl von 2-3 Arten auf (A1: 2,5; A2: 2,7; A3: 2,0; AD: 2,9; B1, 2,2; C: 3,1). Die geringsten Zunahmen in den zu erwartenden Artenzahlen zeigen hierbei die Flächen A3 und B1. Trotzdem liegt in allen Probeflächen in erster Näherung eine vergleichbare Unterschätzung der Artenzahlen vor. Lediglich für die Fläche B2, wo nur Bodenfallenfänge von 12 Monaten vorliegen, befindet sich die Rarefaction-Kurve noch in einem steilen Anstiegsbereich (Artenzuwachs von der 9. zur 10. Erfassungseinheit 7,0). In dieser Fläche liegt demnach eine erhebliche Unterschätzung der zu erwartenden Artenzahl aufgrund der wesentlich geringeren Erfassungsintensität vor. Um auf der Basis der Artenvielfalt ('richness') trotzdem ein 'Ranking' der Probeflächen zu ermöglichen, wurden Rarefaction-Analysen nach HURLBERT (siehe Kap. 2.4) angewandt (siehe Abb. 28). In diesem Verfahren wird die zu erwartende Artenvielfalt in Abhängigkeit von den erfassten Individuenzahlen (Fangzahlen) dargestellt und bei einem standardisierten (herunter-verdünnten = rarefaction) Wert gegenübergestellt. Vergleicht man die zu erwartenden Artenzahlen der Probeflächen bei der größten in allen Flächen aufgetretenen Fangzahl (hier ca. 2500), so wird deutlich, dass für die vor dem Deich an einem Unstrut-Seitenarm gelegene Fläche B2 ein annähernd so hohes Artenpotential zu erwarten ist, wie für die Deichfläche AD, gefolgt von den Probeflächen A1, B1, C, A2 und A3.

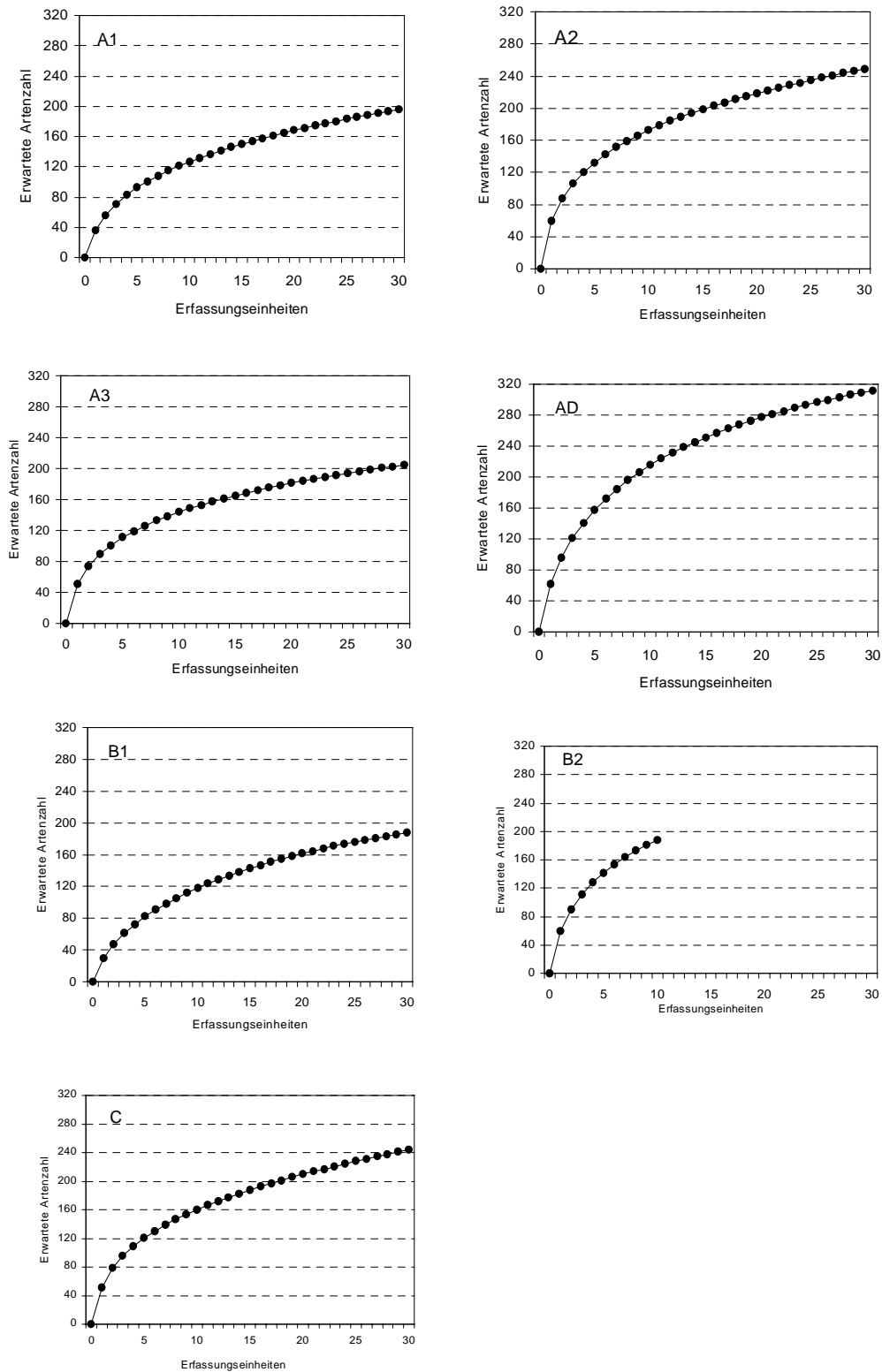


Abb. 27: Rarefaction-Analysen nach SHINOZAKI zur Abschätzung des erfassten Artenpotentials der epigäischen Coleoptera-Assoziationen in den 7 Probeflächen (Erfassungseinheiten= einzelne Bodenfalle/Jahr, d.h.mit Ausnahme von B2 10x3 Einheiten pro Fläche)



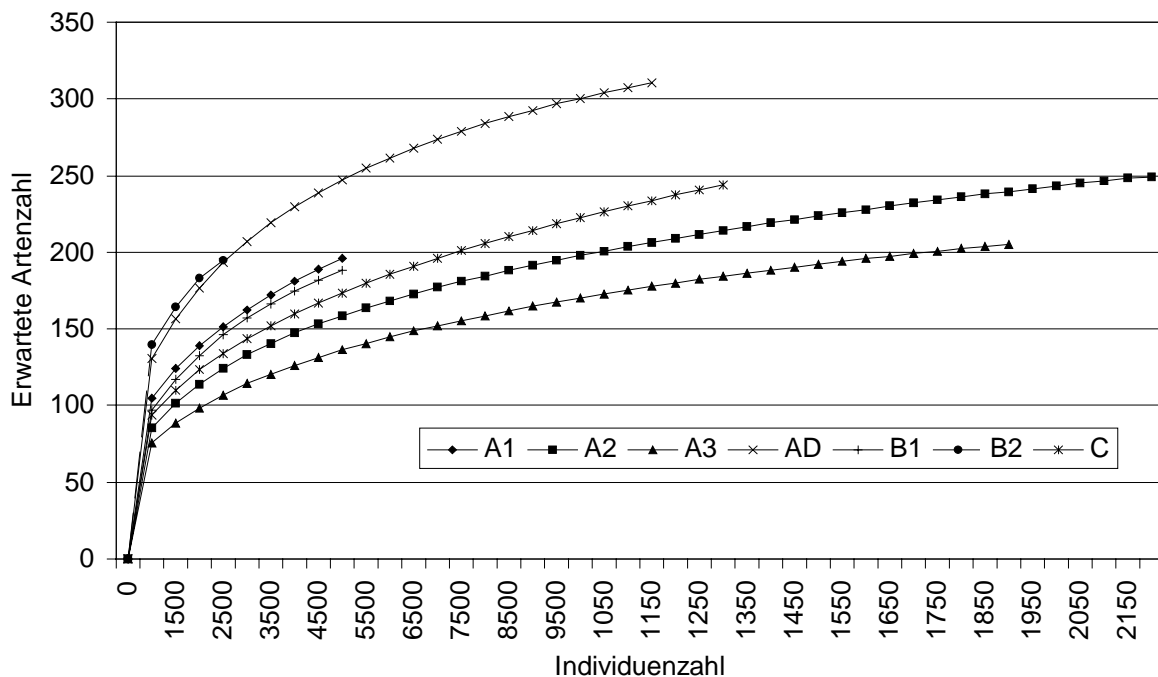


Abb.28:Rarefaction-Analysen nach HURLBERT zur standardisierten Artenpotentialabschätzung für die Coleoptera-Assoziationen der untersuchten Probeflächen (A1=Standweide, A2=Mähweide, A3=Acker, AD=Deich und Deichvorland, B1=Brache, B2=1-Schnittwiese, C=3-Schnittwiese)

### 3.5.2.2 Ähnlichkeits-Analyse der Probeflächen

Zu einer ersten Analyse der Ähnlichkeitsmuster zwischen den Probeflächen-Varianten auf der Basis ihren Arten-Individuen-Relationen dienten Clusteranalysen. Um dabei die räumlich-zeitlichen Teilaspekte voneinander trennen zu können, wurden die Teilflächen (jeweils zwei Teiltransekte pro Probeflächen-Variante) und die verschiedenen Untersuchungsjahre (1996-98) als separate Variablen ('samples') in die Analyse einbezogen. Abb. 29 zeigt die Ähnlichkeitsmuster auf der Grundlage eines agglomerativen Clusterverfahrens. Es wird deutlich, dass sich der Gesamtdatensatz in zwei große Gruppen aufteilen lässt. Die erste Gruppe (oberer Teil des Dendrogramms) wird gebildet von der Standweide (A1), der Brache (B1), der 3-Schnittwiese (C), der 1-Schnittwiese (B2) und der Deichfläche (AD). Die zweite Großgruppe (unterer Teil des Dendrogramms) wird von den Teildatensätzen des Ackers (A3) und der Mähweide (A2) gebildet. Innerhalb dieser Groß-Cluster werden jeweils die Teiltransekte einer Probeflächenvariante aus allen drei Untersuchungsjahren (bzw. 1 Jahr bei B2) in einem Cluster vereinigt. Dabei zeigen im oberen Groß-Cluster besonders die Deichfläche (AD) und die 1-Schnittwiese (B2) aber auch die Standweide (A1) und die Brache (B1) sehr große Ähnlichkeit. In diesem Groß-Cluster dominiert in allen Fällen die räumliche Distanz zwischen den Probeflächen-Varianten vor der zeitlichen Variabilität der Probeflächen innerhalb der 3 Untersuchungsjahre. Ein davon abweichendes Muster ist im unteren Groß-Cluster zu erkennen. Hier sind die Unterschiede zwischen den beiden Probeflächen A3 und A2 so gering, dass diese von Aspekten der zeitlichen Variabilität der Assoziationen teilweise überprägt werden.

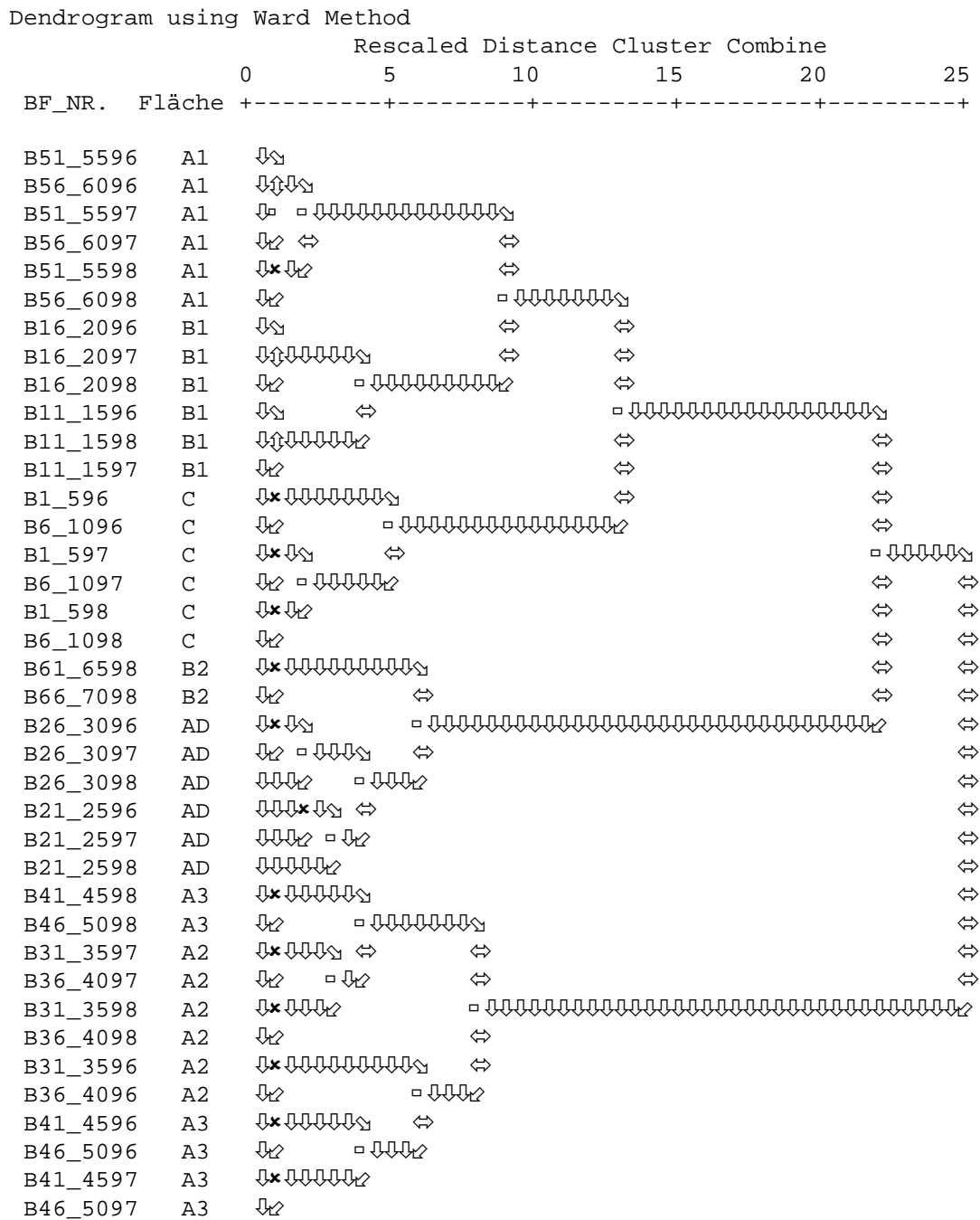


Abb. 29: Agglomerative Clusteranalyse zu den epigäischen Coleoptera-Assoziationen (502 Arten, ausfallkorrigierte Fangzahlen, ln-transformiert, Methode nach WARD, 5er Bodenfallengruppen, jährlich getrennt)

### 3.5.2.3 Differentialarten-Analyse der klassifizierten Probeflächenvarianten

Eine sehr brauchbare Methode zur Analyse der Differentialarten ist die ‘Two-Way-Indicator Species Analysis’ (siehe Kap. 2.4). Im Ergebnis der TWINSPAN-Analyse sind anhand der geordneten Tabelle die Flächen mit den größten Unterschieden am linken-oberen bzw. rechten-unteren Rand gut ablesbar. So wurden auf der linken Seite der Klassifikationstabelle (siehe Abb. 30) die Mähweide (A2) und der Acker (A3) und am rechten Rand die Brache (B1) angeordnet. Die Arten mit hohem Indikationspotential finden wir im Falle der Flächen A2 und A3 im oberen Teil der Klassifikationstabelle. Hier sind die Arten der Gruppe 31 (G31) zu nennen (*Amarochara forticornis*, *Calathus erratus*, *Callicerus obscurus*, *Ceutorhynchus napi*, *Hypera postica*, *Hypera zoilus*, *Lesteva longolytrata*, *Mycetoporus lepidus*, *Ocypus ophthalmicus*). Auch die Arten der Gruppe 30 (*Notiophilus aesthuans*, *Aleuonota gracilenta*, *Aleochara inconspicua*) sind durch ihr Vorkommen in den Flächen A2 und A3 charakterisiert, zeigen daneben aber auch höhere Aktivitätsdichten in den Flächen C und A1.

Zu den Arten mit hohem Indikatorwert für die Fläche B1 gehören *Stenus pusillus*, *Pterostichus vernalis*, *Oodes helopioides*, *Notaris scirpi*, *Chlaenius tristis*, *Chlaenius nigricornis*, *Carpelimus bilineatus*, *Bembidion lunulatum* sowie *Bembidion assimile* (G1). Die Artengruppe 2 zeigt neben einer Präferenz für die Fläche B1 auch hohe Affinitäten zu den am Deich gelegenen Flächen AD und B2. Die Artengruppen 3-7 weisen auch einen hohen indikatorischen Wert für die Deichflächen auf, wobei die Arten der Gruppe 7 mit ihren höheren Aktivitätsdichten in den Flächen C und A1 eine intermediäre Stellung einnehmen.

Die für eine Indikation der verschiedenen Nutzungsvarianten wenig geeigneten Arten befinden sich in den Gruppen 18 und 19. Hier sind alle Arten eingruppiert worden, die in allen Flächen mit vergleichbaren Größenordnungen aufgetreten sind.

Am unteren Rand der Abb. 30 ist die Ähnlichkeit der Probeflächenvarianten anhand des divisiven Clusterverfahrens der TWINSPAN-Analyse dargestellt. Dieses Ähnlichkeitsmuster deckt sich im wesentlichen mit dem Muster des agglomerativen Verfahrens (siehe Abb. 29). Lediglich die Flächen A1 und C wurden etwas anders zugeordnet.

### 3.5.2.4 Schlüsselfaktoren-Analyse zum räumlich-zeitlichen Verteilungsmuster der Arten

Auf der Grundlage des in Kap. 3.5.2.2 genannten Datensatzes wurde eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) durchgeführt (siehe Abb. 31a). Auch an dieser Form der Musterdarstellung wird deutlich, dass mit Ausnahme der Flächen A3 und A2 die räumliche Varianz die Datensatzstruktur vor der zeitlichen Varianz dominiert. Weiterhin ist der Abb. 31a zu entnehmen, dass die maximale Varianz zwischen den Flächen A3 sowie A2 und der Brache (B1) ‘aufgespannt’ wird (entlang der ersten Hauptachse). Entlang der zweiten Hauptachse ist zu erkennen, dass sich die Deichfläche und die im Deichbereich befindliche 1-Schnittwiese (B2) ebenfalls deutlich von den restlichen Probeflächen-Varianten abtrennen lassen.

Um Schlüsselfaktoren für die Verteilungsmuster der Arten-Assoziationen herausarbeiten zu können, kamen Redundanzanalysen (RDA) zur Anwendung. Wie im Kap. 2.4 ausgeführt, handelt es sich hierbei um die kanonische Form der Hauptkomponentenanalyse (PCA).

Abb. 30: TWINSPAN-Analyse zu den epigäischen Coleoptera (cut levels 0/1/2/3/4/5; In-transf. Mittelwerte der Arten in den Teiltranssekten, alle Arten mit  $\geq 8$  Individuen vom Gesamtfang einbezogen)

weiter zu Abb. 30:

(die vollständigen Artnamen sind der Tab. 11 im Anhang zu entnehmen)

\* Art steht stellvertretend für eine Artengruppe

Zusammensetzung der Artengruppen:

**Gruppe 3:** Aph pal, Arp qua, Bem tet, Bra set, Cho obl, Chr sta, Cyn imp, Lip cor, Oca bad, Que ful, Rug eri, Sep obt, Tim goe, Zyr lim, **Gruppe 4:** Ago vid, Bem big, Lon mel, Not pal, **Gruppe 5:** Aga lae, Agr mur, Phy vir, Psy vig, Rug ruf, Ser hal, **Gruppe 6:** Ama cvx, Bad bul, Bad sod, Bar pel, Car con, Cha fla, Fal tho, Lio pag, Lon suc, Oph ruf, Oti rau, Par rub, Pho atr, Pla ste, Tac cor, **Gruppe 8:** Ama ple, Ana lim, Car cor, Cer ana, Hyd fus, Lei fer, Neb bre, Ocy mel, Olo ass, Pro apr, Pte nig, Que mol, Ste mix, **Gruppe 9:** Meg obs, Ned qua, Oma riv, Omp hoo, Oph nit, Syn tru, Tac sig, **Gruppe 12:** Ano rug, Ato tes, Car nem, Coc ruf, Oxy bre, **Gruppe 13:** Aca ono, Lon lur, Phy pyr, Ste cla, **Gruppe 17:** Agr spu, Asi fer, Bar obs, Cat mor, Lon nor, Ont ova, Oxy abd, Pae lit, Phi car, Tac nit, Tyt sed, Xan sem, **Gruppe 18:** Ama aul, Bem obt, Bem pro, Coc sep, Gab bis, Hel min, Nec ves, Oxy lon, Pla nit, Poe cup, Pro qua, Pse ruf, Rhi inc, Sit sul, Sto pum, **Gruppe 19:** Acr spe, Agr obs, Ano inu, Ath fun, Ato atr, Ato nig, Byr pil, Cry pil, Cry sch, Cyp lon, Dru can, Eni tra, Hel bre, Mar pur, Mel nig, Oma cae, Oul gal, Phy nig, Phy vit, Pte mel, Sep mar, Sim sem, Sit his, Tac dis, Xan lin, Xan rou, **Gruppe 20:** Psy chr, Pto ser, Sit lep, Tac obt, **Gruppe 21:** Ale bip, Anc dor, Ath tri, Ato fus, Cha con, Cho agi, Pro ful, Pro mac, Pto sub, Syn viv, **Gruppe 22:** Alo gre, Ath bic, Ath lat, Ato lin, Din ang, Epa sec, Isc spl, Ste lar, **Gruppe 23:** Ama aen, Ami bif, Ami nig, Ato ana, Cha hor, Cor fus, Cor gib, Har aff, Lat ful, Lat pal, Lio alp, Mel aen, Sit lin, Tac hyp, **Gruppe 24:** Agr lin, Ama equ, Cal mel, Can fus, Hel nub, Lam nit, Oxy bra, Oxy mir, Pte mac, Tan pal, **Gruppe 25:** Ano ins, Ano tet, Aph pro, Cal fus, Can lat, Car gra, Lon par, Nec sep, Oxy exo, Oxy tar, Oxy vic, Phi cog, Que boo, Tre qua, **Gruppe 26:** Ama ova, Ama sim, Ant ant, Bem lam, Bem qua, Car aur, Ily sub, Lat lon, Lor pil, Myc bim, Ocy ner, Par lon, Phi atr, Sit hum, **Gruppe 27:** Cla arm, Hel aqu, Isc vir, Myc lon

Um Unterschiede in den Reaktionen auf die Umweltparameter zwischen den verschiedenen Nahrungs-Gilden der epigäisch aktiven Coleoptera herausarbeiten zu können, wurden neben dem Gesamtdatensatz, auch die Teildatensätze der carnivoren, herbivoren und detritivoren Coleoptera separat analysiert.

Mittels ‘Forward Selektion’-Verfahren wurden aus dem sehr umfangreichen Pool der erfassten Umweltparameter (siehe Anhang Tab. 6) für die o.g. Datensätze jeweils die 5 wichtigsten Umweltparameter selektiert. Selektionskriterien waren dabei die Höhe des erklärten Varianzanteils und die durch Monte-Carlo-Permutationstests geprüfte Signifikanz des Zusammenhangs. Nur in wenigen Fällen wurden Parameter einbezogen, die nicht das Signifikanzniveau erreichten.

Die Ergebnisse der ‘Forward Selektion’-Verfahren und der RDA-Analysen wurden in Tab. 16, die dazugehörigen Ordinationsplots in Abb. 31 zusammengestellt. Ein Maß dafür, wie gut die in die RDA einbezogenen Umweltvariablen die Datenvarianz erklären, ist die Höhe der Unterschiede der jeweiligen Eigenwerte zu denen der entsprechenden PCA. Deshalb wurden zum Vergleich neben den RDA-Eigenwerten auch die PCA-Eigenwerte mit in die Tab. 16 aufgenommen. Ein weiteres Maß für die Güte der Korrelation zwischen dem Artendaten-Set und dem Umweltdaten-Set ist die Arten-Umwelt-Korrelation (‘inter-set correlation’). Die entsprechenden Korrelations-Koeffizienten sind in der Tab. 17 zu finden.

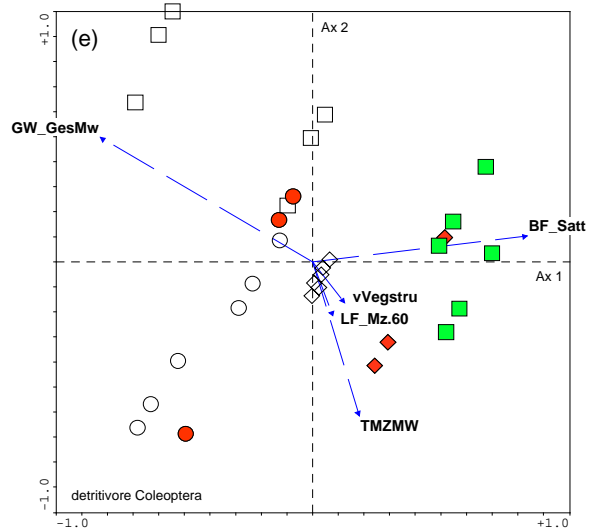
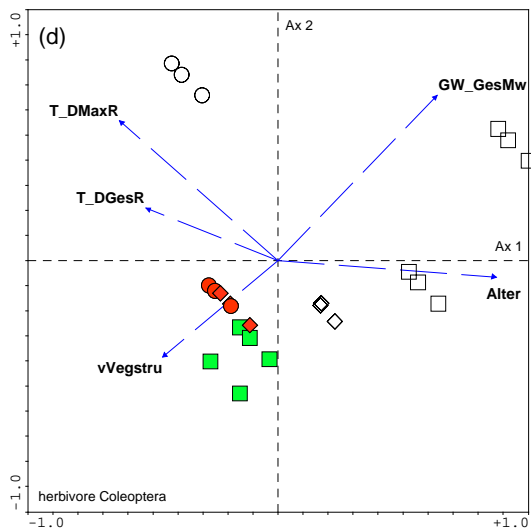
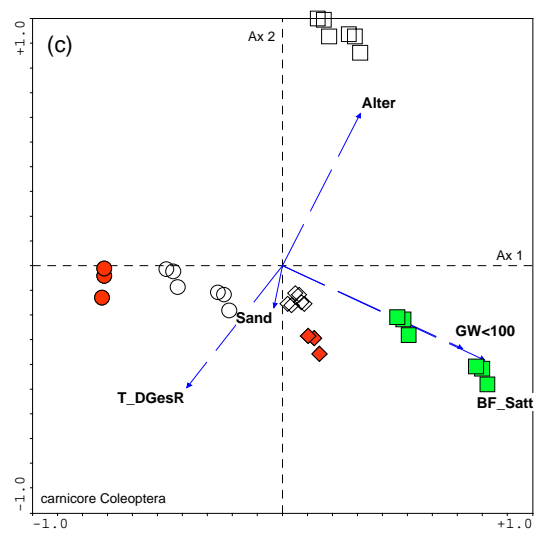
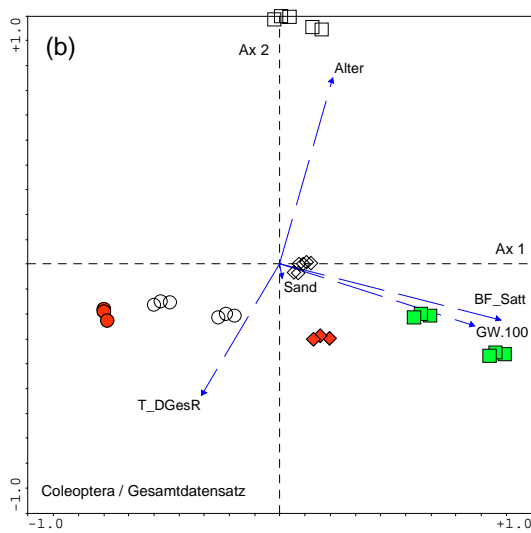
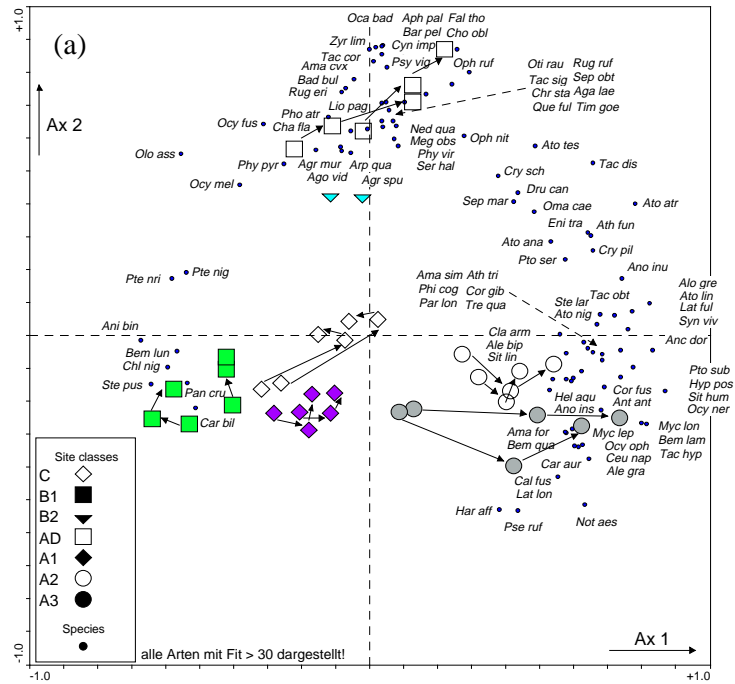


Abb. 31: Ordinations-Plots zu den Coleoptera; (a) PCA des Coleoptera-Gesamtdatensatzes, jahresbezogene 'sample scores' der Teiltransekte jeder Probeflächenvariante als Symbol lt. Legende dargestellt, zeitlich aufeinanderfolgende Untersuchungsjahre (1996/97/98) durch Pfeile verbunden, (b) partielle RDA des Coleoptera-Gesamtdatensatzes, Schlüsselfaktoren sind als Vektoren dargestellt, (c) partielle RDA der carnivoren Coleoptera, (d) partielle RDA der herbivoren Coleoptera, (e) RDA der detritivoren Coleoptera; Legenden zu den Flächen-Labels siehe Teilabb. (a), Beschreibung der Umweltparameter siehe Tab. 17 (ausfallkorrigierte Fangzahlen, ln-transformiert, alle Arten mit  $\geq 8$  Individuen vom Gesamtfang einbezogen)

In Kap. 3.5.2.2 konnte verdeutlicht werden, dass der zeitlich bedingte Varianzanteil (witterungsbedingte Unterschiede der 3 Untersuchungsjahre innerhalb einer Fläche bzw. Teilfläche) in den hier untersuchten Datensätzen von untergeordneter Bedeutung ist. Um diesen, wenn auch geringen Varianzanteil zu eliminieren ('detrending'), wurde mittels 'Forward Selektion'-Verfahren nach signifikanten Witterungsparametern gesucht (Zusammenstellung aller untersuchten Witterungsparameter siehe Anhang Tab. 6). Als einziger signifikanter Parameter konnte bei allen untersuchten Datensätzen der Witterungsparameter 'Niederschlagsmittel von Mai-August' (NS5-8) selektiert werden. Dieser Witterungsparameter wurde dann in den RDA-Analysen als Kovariable eingesetzt, um den um die zeitliche Varianz bereinigten Datensatz analysieren zu können. Lediglich bei den detritivoren Coleoptera ist der Anteil der zeitlichen Varianz so gering, dass kein signifikanter Witterungsparameter ausgewiesen und somit die RDA-Analyse ohne Kovariable durchgeführt werden konnte.

Wie der Tab. 16 zu entnehmen ist, erklären die Parameter BF\_Satt, Alter, Sand, T\_DGesR und GW<100 den überwiegenden Varianzanteil des Gesamtdatensatzes der Coleoptera (Erläuterungen zu den Parametern siehe Tab. 17). Die Reihenfolge der selektierten Umweltparameter in der Tabelle (von oben nach unten) entspricht der Reihenfolge, in der diese in das Modell aufgenommen wurden. Zusätzlich ist anhand des 'lambda-A' Wertes der additiv (conditional) erklärte Varianzanteil der einzelnen Parameter ablesbar. Vergleicht man die Ergebnisse des Gesamtdatensatzes der Coleoptera mit denen des Teildatensatzes der carnivoren Coleoptera, ist weitgehende Übereinstimmung hinsichtlich der selektierten (erklärenden) Umweltparameter festzustellen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Gesamtdatensatz (u.a. methodisch bedingt) diese Konsumentengruppe hochdominant ist und die Muster des Gesamtdatensatzes maßgeblich beeinflusst (siehe dazu auch Kap. 3.5.2.1). Lediglich die Reihenfolge der beiden zuletzt in das multivariate Modell aufgenommen Parameter T\_DGesR und GW<100 wurde dabei vertauscht.

Zur Erklärung der räumlichen Muster bei den herbivoren Coleoptera ist der wichtigste Umweltparameter 'Alter'. Danach wurden 3 Parameter selektiert, die bei den carnivoren Coleoptera nicht auftraten, 'GW\_GesMW', 'T\_DMaxR' und 'vVegstru'. Als letzter Umweltparameter wurde, wie bei den Carnivoren der Temperaturparameter 'T\_DGesR' in das Modell aufgenommen. Bei den detritivoren Coleoptera ist der wichtigste varianz-erklärende Umweltparameter 'BF\_Satt' (identisch mit dem Teildatensatz 'Carnivore') gefolgt von 'GW\_GesMW' (identisch mit Teildatensatz 'Herbivore'). Als dritter Parameter wurde 'TMZMW' und als 4. Parameter 'vVegstru' (identisch mit Teildatensatz 'Herbivore') ausgewählt. Als letzter Umweltparameter wurde bei diese Nahrungsgilde der Luftfeuchteparameter 'LF\_Mz<60' aufgenommen.

Tab. 16: Ergebnisse der PCA-, Forward Selection- und RDA-Analysen für die Coleoptera

Coleoptera (gesamt)					
alle Arten $\geq 0,01$ % (alle Arten mit $\geq 9$ Indiv.) Teilflächen 1996-98 jährweise getrennt					
Parameter/ Eigenwerte der Achsen	PCA	PCA (ohne B2)	PCA/RDA mit Ko- variable (s.r.) (ohne B2)	Kovariablen (Wetterparameter)	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.222	0.234	0.221 / 0.193	(7) NS5-8J*	(12) BF_Satt / 0.163 / *
2.	0.163	0.161	0.161 / 0.156	-	(50) Alter / 0.132 / n.s.
3.	0.103	0.108	0.101 / 0.090	-	(4) Sand / 0.100 / *
4.	0.083	0.082	0.070 / 0.058	-	(20) T_DGesR / 0.074 / *
5.	-	-	-	-	(16) GW<100 / 0.052 / **
Test 1. / all canon. Axis	-	-	n.s. / *	-	-
Carnivore Coleoptera					
271 Arten / Teilflächen 1996-98 jährweise getrennt					
Parameter/ Eigenwerte der Achsen	PCA	PCA (ohne B2)	PCA/RDA mit Ko- variable (s.r.) (ohne B2)	Kovariablen (Wetterparameter)	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.237	0.242	0.239 / 0.219	(7) NS5-8J*	(12) BF_Satt / 0.173 / *
2.	0.157	0.160	0.159 / 0.153	-	(50) Alter / 0.126 / n.s.
3.	0.111	0.116	0.105 / 0.092	-	(4) Sand / 0.115 / *
4.	0.086	0.086	0.078 / 0.066	-	(16) GW<100 / 0.083 / *
5.	-	-	-	-	(20) T_DGesR / 0.056 / *
Test 1. / all canon. Axis	-	-	n.s. / *	-	-
Herbivore Coleoptera					
154 Arten / Teilflächen 1996-98 jährweise getrennt					
Parameter/ Eigenwerte der Achsen	PCA	PCA (ohne B2)	PCA/RDA mit Ko- variable (s.r.) (ohne B2)	Kovariablen (Wetterparameter)	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.249	0.238	0.233 / 0.211	(7) NS5-8J*	(50) Alter / 0.185 / *
2.	0.195	0.207	0.163 / 0.130	-	(15)GW_GesMw / 0.105 / *
3.	0.091	0.103	0.101 / 0.077	-	(24) T_DMaxR / 0.099 / *
4.	0.070	0.059	0.051 / 0.041	-	(49) vVegstru / 0.055 / *
5.	-	-	-	-	(20) T_DGesR / 0.044 / *
Test 1. / all canon. Axis	-	-	* / *	-	-
Detritivore Coleoptera					
77 Arten / Teilflächen 1996-98 jährweise getrennt					
Parameter/ Eigenwerte der Achsen	PCA	PCA (ohne B2)	PCA/RDA mit Ko- variable (s.r.) (ohne B2)	Kovariablen (Wetterparameter)	Reihenfolge der selekt. Umwelt- parameter & 'lambda-A-Wert
1.	0.357	0.365	- / 0.300	entfällt (n.s.)	(12) BF_Satt / 0.213 / *
2.	0.108	0.111	- / 0.086	-	(15) GW_GesMw / 0.090 / *
3.	0.093	0.093	- / 0.055	-	(23) TMZMW / 0.077 / n.s.
4.	0.066	0.068	- / 0.035	-	(49) vVegstru / 0.056 / *
5.	-	-	-	-	(39) LF_Mz<60 / 0.062 / *
Test 1. / all canon. Axis	-	-	* / *	-	-



Tab. 17: Inter-Set Korrelationskoeffizienten der selektierten Umweltparametern mit den Ordinationsachsen (des Artendatensatzes) der Redundanzanalysen (RDA) für die Coleoptera

Parameter	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Coleoptera (gesamt)	0.193	0.156	0.090	0.058
Eigenwerte				
Sand	0.0093	-0.0598	<b>0.7847</b>	-0.5298
BF_Satt	<b>0.8312</b>	-0.2218	0.1581	0.0066
GW<100	0.7306	-0.2432	-0.3164	-0.4457
T_DGesR	-0.2960	-0.5188	0.3385	<b>0.6509</b>
Alter	0.2064	<b>0.7599</b>	0.5534	-0.1282
Carnivore Coleoptera	0.219	0.153	0.092	0.066
Eigenwerte				
Sand	-0.0349	-0.1867	<b>0.7499</b>	-0.5354
BF_Satt	<b>0.7832</b>	-0.3751	0.1204	0.0253
GW<100	0.6932	-0.329	-0.3517	-0.4454
T_DGesR	-0.3658	-0.4838	0.2799	<b>0.6512</b>
Alter	0.3104	<b>0.6208</b>	0.6442	-0.1696
Herbivore Coleoptera	0.211	0.130	0.077	0.041
Eigenwerte				
GW_GesMw	0.6078	<b>0.5945</b>	-0.0589	-0.1489
T_DGesR	-0.5043	0.1892	<b>0.5103</b>	0.3310
T_DMaxR	-0.6048	0.5026	0.3892	-0.1584
vVegstru	-0.4475	-0.3511	-0.5053	<b>-0.3986</b>
Alter	<b>0.8617</b>	-0.061	0.3598	-0.0978
Detritivore Coleoptera	0.300	0.086	0.055	0.035
Eigenwerte				
BF_Satt	<b>-0.7545</b>	-0.0185	-0.1735	0.1419
GW_GesMw	0.6804	<b>0.5615</b>	0.0263	0.1925
TMZMW	-0.0290	-0.5331	-0.4831	0.4509
LF_Mz.60	0.0160	-0.3261	0.5093	<b>0.4844</b>
vVegstru	-0.0170	-0.3755	<b>0.7447</b>	-0.2008
Beschreibung der Umweltparameter:				
Alter:	Entwicklungszeit der Fläche seit der Herausnahme aus der Ackernutzung, bzw. Dauer des derzeitigen Managements			
BF_Satt:	% Anteil saisonaler Phasen mit Wassersättigung im Jahresverlauf des Oberbodens			
GW<100:	% Anteil saisonaler Phasen im Jahresverlauf mit Grundwasserflurabstand < 100 cm			
GW_GesMw:	mittlerer Grundwasserflurabstand von 1997/1998 [in cm]			
LF_Mz.60:	Stundenmittel mit rel. Luftfeuchte < 60 % (Mai-September)			
Sand:	Sandgehalt, Oberboden aAh			
T_DGesR:	Differenz der Lufttemperatur-Tagesmittel auf der Bodenoberfläche zur 1m Referenz (Mai-September)			
T_DMaxR:	Differenz der maximalen Lufttemperatur-Stundenmittel auf der Bodenoberfläche zur 1m Referenz (Mai-September)			
TMZMW:	Differenz der Lufttemperatur-Stundenmittel auf der Bodenoberfläche zur 1m Referenz (Mai-September, von 6:00-20:00 Uhr)			
vVegstru:	gewichtete mittlere vertikale Vegetationsstrukturhöhe			

## 4. Diskussion

### 4.1 Synthese zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse

Die vorliegenden Befunde aus den zoologischen, botanischen und abiotischen Untersuchungen stützen folgende modellhafte Hypothese zum Wirkungsgefüge von Faktorengradienten auf die Sukzessionsmuster der untersuchten Probeflächen-Varianten:

Entlang der im ausgewählten Probeflächenspektrum widergespiegelten Gradienten einzelner Parameter der Schlüsselfaktorenkomplexe "Mikroklima" und "Bodenfeuchtedynamik" lässt sich eine ökologisch begründete Beurteilung der biozönotischen Qualität der betrachteten Untersuchungsvarianten vornehmen. Ausgehend vom Referenzzustand "Acker" (A3), der zeitlich abgestuft, vor 3; 7 bzw. >30 Jahren auch Ausgangszustand aller hier vergleichend betrachteten Grünlandnutzungsvarianten war, ließ sich mit abnehmender Intensität und Häufigkeit nutzungs- bzw. pflegebedingter Eingriffe (konventioneller Ackerbau, ganzjährige Standweide, Mähweide, 3-schürige Mahd, 1-schürige Mahd, Brache mit Mulchen) ein deutlicher Wandel der Artenkomposition epigäischer Käfer- und Spinnen-Assoziationen in Richtung typischer Biozönosen frischer bis wechsellückiger Wirtschaftsgrünländer nachweisen. Derartige Umstrukturierungsprozesse in Agrarökosystemen als Folge der Nutzungsänderung sind schon mehrfach beschrieben worden (Zusammenstellungen u.a. bei BROWN & SOUTHWOOD 1987 sowie TSCHARNTKE & GRUBER 1995).

In seiner flächenbezogenen Ausprägung ist dieser Artenstrukturwandel ursächlich auf eine Änderung des "Störungsregimes" zurückzuführen. Ausgesprochen hohe Intensitätsdichten einzelner, als Eudominante auftretender Spinnen- und Käferarten sind dabei Ausdruck hoher nutzungsgeprägter Störungshäufigkeit (siehe 3-Schnittwiese) bzw. -intensität (siehe Acker), ein Aspekt, den auch ZELTNER (1989) und GERSTMEIER & LANG (1996) so diskutieren.

Hierbei sind die ökologischen Effekte auf der floristischen Ebene offensichtlich in hohem Maße von den Einflüssen aus der vormaligen Ackernutzung (z.B. Nährstoffpotential, Diasporenbank, Bodenbeschaffenheit) und den jeweiligen Startbedingungen (z.B. Vorkultur, Einsaatmischung) der Grünlandentwicklung geprägt. Auf der faunistischen Ebene hingegen wirken sich speziell Häufigkeit bzw. Permanenz sowie Zeitpunkt der "Ernte" des Aufwuchses, messbar über das "aufwuchsmodifizierte bodennahe Mikroklima", auf Artenspektrum und -komposition der epigäischen Arthropoden-Assoziationen aus. Zu ähnlichen Befunden kamen BOOIJ & NOORLANDER (1992), die den Einfluss verschiedener Feldfruchtvarianten und Intensitätsstufen auf die Arthropodenfauna untersucht haben.

Mit Nutzungserfordernissen in Zusammenhang stehend, spielt dabei der Grundwasserflurabstand sowie dessen Dynamik im Jahresverlauf eine ganz wesentliche Rolle (u.a. WASSEN et al. 1990). Im Zusammenspiel mit Bodenbeschaffenheit, Niederschlagsgeschehen und Evapotranspiration übt er einen ökologisch messbaren Einfluss auf die oberflächennahe Bodenfeuchte aus und determiniert damit das potenziell mögliche Vorkommen feuchtraumspezifischer Arten, welche als Habitatspezialisten naturnahe Auen-Lebensgemeinschaften maßgeblich prägen. Der Zeitraum bis hin zum Erreichen biotisch messbarer Revitalisierungseffekte ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzter Auenbereiche hängt dabei stark von der Intensität und Dynamik nutzungsbedingter Störungen sowie der Dauer und Häufigkeit oberflächennaher Vernässungen durch hochanstehendes Grundwasser mit periodischer Überstauung durch Hochwasser und/oder Qualmwasser ab. Beide Faktorenkomplexe beeinflussen maßgeblich die ablaufenden Primär- und Sekundärsukzessionen.

Im Hinblick auf den Zeitraum einer erfolgreichen Re-Etablierung auencharakteristischer Floren- und Faunenelemente spielte desweiteren die Naturraumausstattung im Umfeld der zu entwickelnden Standorte sowie Dispersalstrategien der Arten eine wesentliche Rolle (vergleiche auch BEYER 1997, FOELIX 1992, KUSCHKA 1992, JUDD & MASON 1995, DENIS & FRY 1992). Wie erste Ergebnisse der Untersuchungen zu landschaftsökologischen Aspekten der Kolonisation landwirtschaftlich genutzter Offenlandstandorte durch Arthropoden über den Luftpfad zeigen (GÜTH in Vorb.), rekrutieren sich speziell die flugfähigen Käferarten zu einem großen Teil auch aus dem Biotoppotential im weiteren Umfeld der Probeflächen (300 bis 1000m-Radius). Bei den Spinnen hingegen sprechen die Befunde für einen stärkeren Einfluss des Biotoppotentials im unmittelbaren Umfeld der Probenahmestandorte (50 bis 100m-Radius). Dies ist insofern nicht verwunderlich, da die Möglichkeit der Luftverfrachtung am Fadenfloss für eine Reihe der in den Luftklektoren nachgewiesenen Spinnenarten nur für juvenile Entwicklungsstadien in Frage kommt und die Wahrscheinlichkeit des zufälligen Erreichens eines Standortes mit zunehmender Entfernung vom Startpunkt (Schlupfort) sehr schnell gegen Null geht. Zu diesen Unterschieden in der Wiederbesiedlungsstrategie kommt zudem, dass eine ganze Reihe von Spinnen landwirtschaftlich intensiver genutzte Flächen alljährlich neu besiedeln müssen, wobei weitgehend ungenutzten Rand- und Saumstrukturen eine bedeutsame Rolle als Rekolonisierungsbiotop zukommt (siehe u.a. DENIS & FRY 1992).

Insbesondere die Deichvorländer und hier speziell die Ufersäume unmittelbar im Bereich der Mittelwasserlinie fungieren nachweislich als Refugialbiotope für feuchtraumspezifische Arten, wengleich ein solches auencharakteristisches Potential im Untersuchungsgebiet auch nur in verarmerter Ausprägung vorhanden ist. Das Vorhandensein derartiger Relikthabitate im unmittelbaren Umfeld zu entwickelnder Flächen verkürzt die Zeiträume der Re-Etablierung ökologisch anspruchsvollerer, naturraumtypischer Arten, was sich bereits kurz- bis mittelfristig (3-5 Jahre) in deutlichen Umstrukturierungen der epigäischen Arthropoden-Assoziationen widerspiegelt (siehe auch Kap. 3.5.1.4).

#### 4.2 Tragfähigkeit des Bioindikationsansatzes zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse

Die im Rahmen des Projektes untersuchten landwirtschaftlichen Nutzungsvarianten sind durch scharf unterscheidbare Assoziationsmuster der zur bioindikativen Ist-Zustandsbeschreibung herangezogenen Arthropodengruppen (Spinnen, Käfer) gekennzeichnet (siehe Kap. 3.5.1.2 und 3.5.2.2). Die Vegetation der Untersuchungsstandorte zeigt hingegen weniger distinkte Muster (konservative Gruppe).

Die für das Biomonitoring ausgewählten Modellgruppen (Vegetation, Spinnen, Käfer) erwiesen sich für die Indikation von Umnutzungseffekten auf der biotischen Ebene als durchaus gut geeignet, zeigen aber erhebliche Unterschiede in den Reaktionszeiten. Während die Vegetationsentwicklung stark von den Startbedingungen der Umnutzung abhängig ist und ökologisch messbare Effekte hier grundsätzlich erst durch ein längerfristiges Monitoring nachweisbar werden, sind belastbare bioindikative Beurteilungen der ökologischen Auswirkungen derartiger Maßnahmen anhand der epigäischen Spinnen- und Käfer-Assoziationen bereits nach wenigen Jahren möglich. Damit im Einklang stehen Untersuchungen von EYRE & RUSHTON (1989) sowie LUFT & RUSHTON (1989).

Bei den betrachteten Arthropodengruppen bewirken massgeblich die mit der Umnutzung einhergehenden Veränderungen des bodennahen Mikroklimas und Änderungen im Bodenfeuchteregime deutliche Umstrukturierungen der Arten-Assoziationen (bei Spinnen überwiegend quantitative Unterschiede, bei Käfern quantitative und qualitative Unterschiede).

Sowohl epigäisch aktive Käfer als auch Spinnen wurden mittels der bewährten Bodenfallenmethode in hinreichender Artenzahl und Aktivitätsdichte in den untersuchten Agrarökosystemen erfasst und ermöglichten eine "belastbare" ökologische Zustandsanalyse der zu vergleichenden Standorte.

Wie sich im Ergebnis der Untersuchungen gezeigt hat, weisen die bloßen Artenzahlen (Inventarabschätzungen) in Bezug auf die drei ausgewählten biotischen Modellgruppen kein einheitliches Muster im Vergleich der zu evaluierenden Untersuchungsstandorte auf. Die Evenness (Ausprägungsgrad der Diversität), als komplexer synökologischer Parameter hingegen, ermöglichte tendenziell eine deutliche Abstufung und Trennung der Nutzungsvarianten.

Zur Gewährleistung einer Vergleichbarkeit der Artenpotentialschätzungen ist die standardisierte Betrachtung mittels Rarefaction-Analysen nach HURLBERT zu empfehlen (siehe ACHTZIGER et al. 1992). Hierbei werden durch die über die Fangzahl (Individuen) standardisierte Betrachtungsweise sowohl Einflüsse ggf. unterschiedlicher Erfassungsintensitäten in den zu vergleichenden Standorten berücksichtigt, als auch die beispielsweise vom Raumstrukturwiderstand der jeweiligen Untersuchungsstandorte abhängige unterschiedliche Fangeffizienz der Bodenfalle. In diesem Zusammenhang ist für angewandte Studien von besonderem Interesse, wie groß der Untersuchungsaufwand sein muss, um belastbare bioindikative Aussagen mit Tiergruppen der Wirbellosen erzielen zu können. Obwohl diesbezüglich schon einige Arbeiten vorliegen (DUELLI et al. 1990, DUELLI 1997, HAESLER & RITZAU 1998), haben sich in der Praxis bisher keine allgemein akzeptierten Standards durchgesetzt.

Setzt man die im Rahmen des fast 3 Vegetationsperioden und 2 Winterhalbjahre umfassenden Biomonitorings ermittelten Artenpotentiale der hier untersuchten Probestellen gleich 100%, so lassen sich aus den Artensättigungskurven der Rarefaction-Analysen (siehe Kap. 3.5.1.1 und 3.5.2.1) folgende Informationsverluste bei Reduzierung der Erfassungsdauer bzw. -intensität abschätzen:

- Eine Beschränkung der Erfassungsdauer auf 1 Jahr hat Informationsverluste von im Mittel 25% (Spinnen) bzw. 35% (Käfer) zur Folge, während sich nach einem zweijährigen Biomonitoring bei beiden Modellgruppen die Unterschätzung auf eine Größenordnung von 10 bis 15% reduziert.
- Eine Reduzierung der Erfassungseinheiten (Bodenfallen) von 10 auf 5 (bei 3 Untersuchungsjahren!) führt zu einer durchschnittlichen Unterschätzung von 20% (Spinnen) bzw. 25% (Käfer).
- Eine Reduzierung der Erfassungsdauer auf 1 Jahr und der Erfassungseinheiten auf 5 Bodenfallen führt zu einer durchschnittlichen Unterschätzung von 36% (Spinnen) bzw. 47% (Käfer).

Webspinnen erwiesen sich im Rahmen der Untersuchungen als stärker strukturabhängig, vermittelt über die von der Dynamik und Art der Vegetationsbedeckung geprägten bodennahen Mikroklimata. Ihre nachgewiesene hohe Sensibilität für landwirtschaftlich nutzungsbezogene Einflüsse unterstreicht ihre besondere Indikatoreignung zur Evaluierung ökologischer Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen (siehe u.a. BARTHEL 1997).

Um einem ökosystemaren Ansatz im Biomonitoring gerecht zu werden, hat sich im Rahmen der Untersuchungen die vollständige Bearbeitung der artenreichen Gruppe der Käfer als vorteilhaft erwiesen. Neben einer Vergleichbarkeit der Spinnen mit dem Großteil der Laufkäfer und Kurzflügelkäfer auf der Trophieebene der Karnivoren sind erst dadurch auch Aussagen zu ökologischen Effekten auf der Ebene von Detritivoren und Phytophagen möglich. Darüber hinaus ist die in Agrarökosystemen gegebene relativ hohe Artenvielfalt dieser Modellgruppe vorteilhaft für bioindikative, ökologische Zustandsanalysen, wobei im Falle der vorliegenden Studie speziell der Ausprägungsgrad des Artenpotentials hochgradig feuchtigkeitsabhängiger Arten eine fundierte Evaluierung der Nutzungsstandorte ermöglichte.

Im Sinne eines Kriterienkataloges für ein Biomonitoring zur ökologischen Zustandsanalyse sind neben der Erfassung der relativen Arten-Aktivitätsdichten epigäischer Spinnen und Käfer sowie Artmächtigkeiten der Vegetation im Ergebnis der Schlüsselfaktorenanalysen (siehe Kap. 3.4.3, Kap. 3.5.1.4, Kap. 3.5.2.4) folgende abiotische Zustandsgrößen der Standorte im Sinne eines optimierten Minimalprogrammes zur Abbildung der abiotischen Standortsituation adäquat zu erfassen:

- (1) Bodenstandortaufnahme zur Bestimmung von Bodentyp und Bodenart, Korngrößenverteilung, Porosität, Wasserhaltevermögen, Pflanzen-Nährstoffverfügbarkeit
- (2) oberflächennahe Bodenfeuchtedynamik im Jahresverlauf mit Messverfahren, die eine zeitliche Auflösung unterhalb der hier realisierten 14tägigen Punktmessungen zulassen (möglichst tagesbezogen da sehr witterungsabhängig)
- (3) Monitoring der Grundwasserflurabstandsdynamik im Jahresverlauf zur Abschätzung der Einflüsse auf den Bodenwasserhaushalt (für bodenkundlich den untersuchten Standorten ähnliche Verhältnisse 14tägige Auflösung hinreichend)
- (4) Temperatur an der Bodenoberfläche als Parameter, der stellvertretend für den Komplex 'Mikroklima' Vegetationsstrukturunterschiede und respektive Nutzungseinflüsse widerspiegelt

Besonders wichtig sind in Bezug auf die Erfassung standortspezifischer Umweltfaktoren sogenannte Bilanzindikatoren (siehe NAUMANN 1991). Das sind messbare Größen, die im Ökosystemzusammenhang Zustände repräsentieren und aus dem Zusammenwirken eines ganzen Komplexes unterschiedlicher Einzelfaktoren resultieren. Aus ökologischer Sicht ist diesbezüglich der sich im Aktivitätsraum der Arthropoden einstellende Feuchtigkeits- und Wärmestatus besonders relevant, was in den Ergebnissen der Schlüsselfaktorenanalysen deutlich zum Tragen kommt.

Die Belastbarkeit der Bioindikation ist bei Verwendung mehrerer (hier drei) Modellgruppen deutlich erhöht, was wiederum das Vertrauen in die Aussagen zum ökologischen Zustand zu evaluierender Standorte stärkt. Die Möglichkeit der Übertragbarkeit der bioindikativen Aussagen ist aus unserer Sicht nur auf der Basis eines dem oben genannten Kriterienkatalog weitgehend gerecht werdenden Monitorings wissenschaftlich vertretbar. Als hilfreiches und effizientes Werkzeug zur Auffindung belastbarer Korrelationen zwischen abiotischen Faktorengradienten und Mustern in der Verteilung von Arten bzw. Artengruppen haben sich multivariat-statistische Verfahren (CA/PCA bzw. CCA/RDA), wie sie beispielsweise die Programme CANOCO bzw. ADE zur Verfügung stellen, erneut bewährt. Auf dieser Basis sind wissenschaftlich begründete und reproduzierbare Aussagen im Sinne fundierter ökologischer Zustandsanalysen erzielbar.

### 4.3 Bewertung des biotischen Entwicklungspotentials der untersuchten Probeflächen-Varianten und Prognose ökologischer Auswirkungen der Extensivierungsmaßnahmen

Nennenswerte Anteile der im Sinne einer Auen-Revitalisierung besonders wertgebenden, hochgradig feuchtigkeitsabhängigen (stenök hygrophilen) Arten finden nur im vernässten Bereich der Brache (B1) bei Thamsbrück, im unmittelbaren Ufersaum des Deichvorlandes bei Altengottern und mit bereits deutlicher Abstufung auch im ufernahen Bereich der 3-Schnittwiese (C) bei Schallenburg geeignete Lebensbedingungen vor. Obgleich im Spektrum der Untersuchungsvarianten vom Acker (A3) über junge Einsaatgrünländer (A1, A2) bis hin zu Dauergrünländern (B2, C) in sämtlichen landwirtschaftlichen Nutzungssystemen vereinzelt Elemente dieser feuchtraumspezifischen Arthropodenfauna nachweisbar waren, sind die aus den Fangzahlen abzusehenden relativen Aktivitätsdichten dieser wertgebenden Arten hier durchweg als ausgesprochen niedrig einzuschätzen. Es dominieren in allen Nutzungssystemen mesophile Offenlandbewohner das Artenspektrum. Das feuchtraumspezifische Artenpotential als "naturschutzfachliche Zielartengruppe" (hier Arten mit Schwerpunkt vorkommen in Feuchtwiesen-, Feuchtwald-, Feuchtsaum- und Uferbiotopen umfasst größenordnungsmäßig für beide Arthropodengruppen zwischen 21% (Käfer) und 30% (Spinnen) der nachgewiesenen Arten sowie 10% bzw. 25% der erfassten Individuen im Deichvorland (AD), wo das naturschutzfachlich wertvollste biotische Potential im Flächenvergleich nachgewiesen werden konnte. Demgegenüber beläuft sich das feuchtraumspezifische Arteninventar der jungen Grünlandstandorte (A1, A2) und des Referenzstandortes Acker (A3) bei Altengottern auf 14-15% der Käferarten und 16-23% der Spinnenarten größenordnungsmäßig aber nur 1-4% der erfassten Individuen.

Die floristische Armut aller Grünlanduntersuchungsvarianten ist neben der langjährigen intensiv ackerbaulichen Nutzung in den Jahren vor der Umnutzung wahrscheinlich vor allem auf das Fehlen geeigneter Diasporen in dem ackerbaulichen Gunstgebiet um die Untersuchungsstandorte zurück zu führen. Der Einfluss von Vornutzung und Startbedingungen, wie sie eine Grünlandeinsaat mit sich bringt (Verunkrautung durch unspezialisierte Ubiquisten aus der Ackerwildkrautflora, Dominanz der Einsaatgräser, Artenarmut), kommt in den noch jungen Einsaatgrünländern A1 und A2 besonders zum Tragen. In dem relativ kurzen Entwicklungszeitraum (3 bzw. 7 Jahre) und unter dem aktuellen Nutzungsregime (ganzjährige Standweide bzw. Mähweide) konnten sich bisher keine auencharakteristischen Grünlandgesellschaften im eigentlichen Sinne entwickeln. Die hier vorzufindenden Pflanzengemeinschaften setzen sich im Artenspektrum und in den Mengenverhältnissen entsprechend den Einsaatmischungen zusammen. Hinzugekommene Arten rekrutieren sich soziologisch zum Großteil aus den Ackerwildkraut- und Ruderalfluren sowie den nitrophilen Staudenfluren. Die Lebensformenspektren spiegeln diesen Aspekt speziell mit Blick auf den nach dem Ackerstandort höchsten Therophytenanteil wider. Beide Grünlandbestände unterscheiden sich in Artenzahl und Diversität nur wenig von der in Ackernutzung verbliebenen Fläche A3.

Eine Umnutzung und Entwicklung ausgedeichter Ackerstandorte im ursprünglichen Auenbereich über Grünlandeinsaat zu extensiv bewirtschafteten Frischweiden und -wiesen führt zunächst kurzfristig (1-5 J.) lediglich zu einer drastischen quantitativen Umstrukturierung der bodennahen Arthropoden-Lebensgemeinschaft. So werden in der Grünland-Etablierungsphase insbesondere mesophile Offenlandubiquisten sowie als Pionierarten (Erstbesiedler) prädestinierte Vertreter der epigäischen Fauna gefördert, wie sie beispielsweise auch STIPPICH & KROOB (1999) für junge Grünlandbrachen beschreiben. Eine, in naturschutzfachlich wünschenswerten Größenordnungen, nachweisbare Förderung feuchtraumspezifischer Arten aus der hierfür besonders wertgebenden

Zielartengruppe der stenök hygrophilen Offenlandbewohner ist offenbar durch Umstellung auf extensive Grünlandnutzung allein, selbst nach mehr als 30 Jahren Entwicklungszeit, nicht möglich, wie die Befunde zur 3-Schnittwiese bei Schallenburg (C) belegen.

Das bereits länger als 30 Jahre durch 3-schürige Mähwiesennutzung geprägte Grünland bei Schallenburg (C) liegt im Überschwemmungsbereich der Unstrut und wird im etwa 4-5jährigen Rhythmus kurzzeitig, zumeist im Frühjahr, überflutet. In ihrer floristischen Artenzusammensetzung weist diese Fläche Ähnlichkeiten mit der von HUNDT (1958) für die Auen von Elbe, Saale und Mulde beschriebenen und damals durchaus häufigen Fuchsschwanzwiese auf. Bedingt lässt sie sich als auentypisch bezeichnen, doch muss der hohe Grad der Dominanz der Quecke als Degradationsstadium, hervorgerufen durch die relativ intensive Nutzung sowie Bewirtschaftungsfehler, aufgefasst werden. Aus faunistischer Sicht kommt diesem Dauergrünland in Bezug auf Diversität und auencharakteristisches Artenpotential zwar eine geringfügig qualitativ bessere Stellung im Vergleich der Nutzungsvarianten zu, bezüglich Dominanzspektrum und Artenkomposition der Spinnen- und Käfer-Assoziationen ist die 3-Schnittwiese mit mindestens 30jähriger Entwicklungszeit jedoch dem erst vor 7 Jahren aus der Ackernutzung herausgenommenen Variante A1 "Heckrinder-Standweide" sehr ähnlich.

Auch eine völlige Nutzungsaufgabe (Flächenstillegung) führt bei Belassung der für die vormalige Ackernutzung erforderlichen (auenuntypischen, naturfernen) hydrologischen Verhältnisse (keine Überschwemmung, ganzjährig Grundwasserflurabstand  $>1\text{m}$ ) offensichtlich nicht zu einer ökologisch messbaren, naturschutzfachlichen Aufwertung des Offenlandes, wie im trockenen Bereich der Brache bei Thamsbrück zu beobachten. Erst unter der Voraussetzung, dass neben der Nutzungsextensivierung eine deutliche Verbesserung der hydrologischen Standortgegebenheiten (Anhebung des Grundwasserflurabstandes, Zulassen einer Frühjahrsvernässung/-überstauung bzw. Überflutungsdynamik) erreicht wird, sind positiv zu bewertende ökologische Effekte im Sinne von Teilerfolgen einer Auenrevitalisierung zu erwarten. Das lässt sich aus einem Vergleich der vom Entwicklungszeitraum her ähnlich jungen Grünlandvarianten A1 und A2 mit dem feuchten Bereich der Brache (B1) bei Thamsbrück ableiten.

Stark frühjahrsvernässte Standorte mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von nicht weniger als ca. 3 dm, alljährlicher Überstauung durch Hoch- und/oder Qualmwasser und staunassen bis zumindest gesättigten oberflächennahen Bodenfeuchteverhältnissen über wenigstens  $\frac{2}{3}$  der Vegetationsperiode lassen sich offensichtlich bereits kurzfristig (innerhalb 3-4 Jahren) im Sinne der Re-Etablierung und Entwicklung auencharakteristischer Lebensformen ökologisch aufwerten. Innerhalb von nur vier Jahren konnten sich auf der Brache (B1) 70 Pflanzenarten ansiedeln, darunter 12 Arten eutropher Gewässer, 7 Arten der Feucht- und Nasswälder sowie 13 Feuchtwiesenarten, was einen Eindruck vom Arten- und Entwicklungspotential des Gebietes vermittelt. Bis zu welchem Grad potenzielle Revitalisierungseffekte dabei jedoch längerfristig ausbaufähig sind, ist mit dem 3-jährigen Biomonitoring im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht hinreichend abzuklären. Eine potenzielle, ökonomisch effektive landwirtschaftliche Nutzung derartiger Feuchtbiotope ist unter diesen hydrologischen Standortgegebenheiten zudem weitgehend in Frage zu stellen und somit im Hinblick auf die Zielstellung des Gesamtvorhabens, ökologisch wie ökonomisch tragfähige Landnutzungsformen im Auenbereich zu konzipieren, keine Lösung im engeren Sinne.

Im Hinblick auf die Zielsetzung des Pflegemanagements, durch Mulchen und Vernässen des Standorts eine Seggetorfakkumulation zu initiieren und zu fördern, sind laut Befunden der bodenkundlichen Standortaufnahme (siehe Anhang: Bericht zur bodenkundlichen Standortaufnahme...) bisher noch keine typischen hydromorphen Humusformen nachweisbar. Trotz der Wiederansiedlung von Rohrkolben und vereinzelter Seggen im vernässten, flussfernen Teil der Brache konnte, abgesehen vom Wurzelfilz, noch über 8% organische Substanz hinausgehende Humusakkumulation nachgewiesen werden, wie sie durch zeitweise anaerobe Bedingungen und verzögerte Mineralisation anfallender organischer Substanz zu erwarten wäre. Selbst unter den eben beschriebenen naturnäheren hydrologischen Standortverhältnissen rechtfertigt der 'status quo' der künstlich vernässten und gemulchten Brache (B1) im Hinblick auf das erfasste Artenpotential keinesfalls die Einstufung "naturnaher Auenbiotop". Vergleicht man den Ist-Zustand im 4. Entwicklungsjahr (1998) mit dem bereits 1992 untersuchten Referenzstandorte am naturräumlich und mikroklimatisch ähnlichen unteren Abschnitt der Ilm, ist das Qualitätsniveau bezüglich Ausprägungsgrad der Diversität, Anteil hygrophiler Arten und auencharakteristischem Artenpotential hier zwar bereits größenordnungsmäßig annähernd erreicht. Als Faustgröße (Soll-Vorgabe) für die Einstufung "naturnah" sollte auf Artebene jedoch eine Verdopplung des bisher nachgewiesenen feuchtraumspezifischen Artenpotentials anzusetzen sein, wobei vor allem auch die relativen Abundanzen dieser wertgebenden Arten um das etwa 2-3fache höher liegen sollten.

#### 4.4 Abschätzung der potenziellen ökologischen Auswirkungen projektspezifischer Entwicklungsszenarien auf die Vegetation und die Arthropodenfauna

Ausgehend von den Ergebnissen zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse der im Rahmen des Biomonitoring detailliert untersuchten Nutzungsvarianten und Referenzstandorte sind zu einer Reihe von Flächenkulissen der Szenarien II und III (ANP-Varianten) befundbasierte prognostische Aussagen zu ökologischen Effekten ableitbar.

Speziell für die in den Szenarien IV bis VI durch Deichrückbau und Initiierung einer Flussbettverlagerung entlang der Taltiefsten anvisierten großräumigen Gewässer- und Auendynamikbereiche kann nicht auf Befunde des Projekt-Biomonitoring zurückgeriffen werden. Ausblicke auf zu erwartende ökologische Auswirkungen sind daher nur als Abschätzung zu bewerten und beziehen sich auf Erkenntnisse aus einem relativ naturnahen Untersuchungsstandort im Bereich des mittelgebirgsnahen Ilm-Einzugsgebietes (Freibach bei Stützerbach) sowie wenige diesbezüglich verwertbare Literaturzitate (vgl. SCHÖNBORN & MALT 1995). Für einen Teil der Flächenkulissen mit extensiver Bewirtschaftung zur naturschutzkonformen Offenhaltung und Grünlandentwicklung im Überschwemmungsbereich eines HQ<sub>100</sub> (Szenario IV und V) können Ergebnisse des Biomonitoring der Varianten Standweide (A1), Mähweide (A2), 1-Schnittwiese (B2) und 3-Schnittwiese (C) vergleichsweise in die Argumentation einbezogen werden.



### ***Referenzsituation im 'status quo' (Szenario I)***

Eine Fortführung der Extensivierungsmaßnahmen des 'status quo' (Szenario I) in Bezug auf derzeitige Flächenkulisse und Nutzungsszenario unter Beibehaltung des aktuellen hydrologischen Regimes (deichregulierter Gewässerverlauf im Doppeltrapezprofil, auenuntypische Grundwasserflurabstandsdynamik, keine Überschwemmung der eigentlichen Auenbereiche) lässt eine ökologisch messbare, naturschutzfachliche Aufwertung der Offenlandbereiche im Sinne der Revitalisierung auentypischer Lebensraumfunktionen nur in sehr bescheidenem und letztendlich unbefriedigendem Maße zu.

Landwirtschaftliche Extensivierungsbemühungen jeglicher Art sind ohne eine grundsätzliche Verbesserung der hydrologischen Situation der Standorte hier offensichtlich nicht zielführend. Welches biotische Entwicklungspotential bereits kurzfristig durch Wiederherstellung auenähnlicherer Grundwasser- und Überschwemmungsverhältnisse in ehemaligen Ackerflächen 'reaktiviert' werden kann, zeigen eindrucksvoll die Ergebnisse aus Probefläche B1. Hierbei wurde jedoch auch deutlich, dass neben dem abiotischen Lizenzangebot zu entwickelnder Standorte der Artenpool im unmittelbaren Umfeld eine maßgebliche Rolle im Hinblick auf den zeitlichen und qualitativen Verlauf der Sukzession spielt.

Der räumlichen Anbindung von zu revitalisierenden Flächen an standörtlich bereits vorhandene Biotopstrukturen mit Relikthabitatfunktion für eine feuchtraumtypische Vegetation und Fauna (z.B. strukturreiche Bachläufe, Teiche und Sölle mit Verlandungsbereichen, Quellstandorte, Riedflächen) sollte eine hohe Priorität eingeräumt werden.

### ***"ANP I" und "ANP II" (Szenario II und III)***

Der Agrarraumnutzungs- und Pflegeplan (ANP) hat eine Verbesserung der ökologischen Situation unter Wahrung der Produktionsfunktion des Agrarraumes zum Ziel (ROTH et al. 1996). Im Rahmen der ANP-Szenarien wird z.B. eine lokale Vernässung in den alten Riedstandorten (Großengottersches und Altengottersches Ried) angestrebt, was durch Aufstau von Meliorationsgräben erreicht werden soll. Diese Vernässung zieht eine Umwandlung der betroffenen Ackerstandorte in extensive Grünlandstandorte nach sich. Dabei unterscheiden sich beide ANP-Entwicklungsszenarien hinsichtlich ihres für eine Umwandlung in ökologisch und landeskulturelle Vorrangflächen sowie extensives Grünland in Anspruch genommenen Anteiles an Ackerland. So ergibt sich im Zuge einer Umsetzung der ANP im Betrachtungsraum der projektspezifischen Entwicklungsszenarien zwischen Bollstedt und Thamsbrück ein Grünlandzugewinn von ca. 13,5 ha (ANP I) bzw. 31,5 ha (ANP II).

Für diese hinzugewonnenen Flächen kann in erster Näherung aus Sicht der biotischen Befunde zur ökologischen Zustandsanalyse eine ähnliche Entwicklung wie in der Standweide A1 prognostiziert werden. Längerfristig gesehen, sind naturschutzfachlich qualitativ höher zu bewertende ökologische Effekte als sie im Dauergrünland der 3-Schnittwiese (C) zu beobachten waren, jedoch kaum zu erwarten. Entscheidend dafür, ob eine begrenzte Stärkung des feuchtraumspezifischen Offenland-Artenpotentials zu erzielen sein kann, wird die Effizienz der Maßnahmen zur Verbesserung der hydrologischen Situation sein. Ein mittlerer Grundwasserflurabstand unterhalb 50-80cm wird kaum zu auenökologisch positiven Effekten im Hinblick auf die langfristige Etablierung von Feuchtwiesenelementen in Vegetation und Fauna führen (siehe GOEBEL 1996). Problematisch hierbei ist vor allem das Ausbleiben der auenökologisch essentiellen Überschwemmungsdynamik, da die Unstrut im Rahmen dieser Entwicklungsszenarien im 'status quo' der Eindeichung verbleibt. Insofern stellen die Maßnahmen der ANP-Szenarien nur einen die Gewässer- und Auenrenaturierung vorbereitenden, Biotoppotential-verbesserung anstrebenden, kleinskaligen landschaftsökologischen Ansatz dar, der dem Anspruch einer Revitalisierung auentypischer Lebensraumfunktionen noch nicht gerecht werden kann.

Neben dem Hinzugewinn von Grünland sind jedoch in den ANP-Szenarien eine Reihe strukturverbessernder Maßnahmen wie die Anlage von Hecken, Feldgehölzen und Grünlandsäumen entlang von momentan noch der Entwässerung dienenden Gräben vorgesehen. Nach Befunden zur Relikthabitatfunktion der aktuellen Deichvorlandsbereiche (AD und B2) kann davon ausgegangen werden, dass die kleinräumig dann recht ähnlich strukturierten Grabensäume in der Aue und im Einzugsgebiet vergleichbare Lebensraumtypen bieten können. Eine habitatstrukturelle und flächenmäßige Aufwertung der Grabensäume sollte demnach die Förderung von Reliktarten der Auen in der agrarisch geprägten Region unterstützen und für das derzeit flächenhaft auf die schmalen Deichvorlandsbereiche der kanalartig ausgebauten Unstrut beschränkte naturschutzfachlich wertvollere biotische Entwicklungspotential in einem großflächigeren Naturraum Refugialfunktionen erfüllen. Zudem stellen derartige Saumbiotop- und Extensivgrünlandbereiche wichtige Überwinterungsquartiere für die Arthropoden der Feldflur dar, wie sie beispielsweise auch STIPPICH & KROOß (1997) im Rahmen des Göttinger INTEX-Projektes für derartige Grünlandbrachen klar belegen.

In einem, die eigentliche Auenrevitalisierung vorbereitenden, 1. Schritt könnten somit bereits vorhandene Biotopstrukturen mit nachweislicher Relikthabitatfunktion für autotypisches floristisches und faunistisches Potential durch Hinzunahme standörtlich extremer und aus diesem Grund landwirtschaftlich weniger attraktiver Teilbereiche (vernässte Mulden, trockene Kuppen) sowie Pufferung linearer Strukturen (Grabensäume, Wegraine) und Erhöhung der Strukturdiversität dieser Standorte flächenhaft vergrößert und ökologisch aufgewertet werden. Landschaftsökologisch vorteilhaft sind desweiteren Effekte zu bewerten, die mit der durch die ANP-Szenarien gegebenen Verknüpfung und Bündelung bereits vorhandener kleinräumiger Reliktstandorte über extensiv genutzte Flächen (z.B. unterbeweidetes Grünland, 1-schürige Mähwiesen mit Spätschnitt) einhergehen und damit ein Mosaik aus linearen und flächenhaften Biotopverbundstrukturen schaffen. Ein solches Konzept wird auch von HARTHUN (1999) in einer Publikation über FFH-Entwicklungsgebiete als Voraussetzung für ein nachhaltiges Schutzgebietssystem Natura 2000 der EU ausdrücklich gefordert.

#### ***Konfliktgeminderte (umsetzungsorientierte) Entwicklungsalternative (Szenario IV)***

Durch die im Unterschied zu den Szenarien V und VI hier nur teilweise Zurücknahme der Flusseindeichung werden von vornherein Konfliktpotentiale gemindert, indem Landschaftsteilräume mit volkswirtschaftlicher bzw. infrastruktureller Prioritätensetzung (z.B. Verkehrswege, Kläranlagen, Abwassertrassen etc.) ausgeklammert wurden, so dass ausschließlich derzeitige landwirtschaftliche Nutzfläche in Anspruch genommen wird. Aus diesem Szenario ergibt sich ein kleiner oberer und ein größerer unterer Gewässer- und Auendynamikraum, welche durch einen linearen Biotopverbund unter Beibehaltung des derzeitigen Gewässerverlaufes und der Eindeichung miteinander verknüpft sind. Die Ufersäume innerhalb der Eindeichung sollen durch landschaftsgärtnerische und ingenieurtechnische Umgestaltung der Uferböschungen (z.B. Bermen) strukturell aufgewertet werden und zusätzlich ausserhalb der Deiche durch einen Grünlandgürtel von den weiterhin ackerbaulich nutzbaren Flächen gepuffert werden (SPARMBERG et al. 1998).

Inwieweit die bereits im Ergebnis des Biomonitoring für die Deichvorlandsbereiche klar herausstellbare Relikthabitatfunktion in einem vertretbaren Aufwand/Nutzen-Verhältnis durch strukturverbessernde Massnahmen der Uferböschungsgestaltung (siehe Sparmberg et al., 1992) noch ausbaufähig sind, kann aus ökologischer Sicht hier nicht erschöpfend erörtert werden. Wissenschaftlich begründete Aussagen zur ökologischen Effizienz eines derartig strukturell veränderten linearen Biotopverbundes sind derzeit weder aus Befunden des vorliegenden Biomonitoring noch aus der Literaturkenntnis heraus ableitbar. Hier besteht ausdrücklicher Forschungsbedarf.

Vielmehr ist absehbar, dass bei Umsetzung dieses Entwicklungsszenarios in den durch Deichrückbau bzw. Deichschlitzung initiierten Gewässer- und Auendynamikbereichen vergleichsweise großflächig ein hochdynamisches und heterogenes Mosaik unterschiedlichster Lebensraumtypen geschaffen wird, wie es mittels kostenaufwendiger ingenieurtechnischer bzw. landschaftsgärtnerischer Gestaltung in dem zwischen den Deichen verbleibenden Gewässerabschnitt kleinräumig nur künstlich nachempfunden werden kann.

Ökologische Einschätzungen einzelner flächenkonkreter Zielvorstellungen des Naturschutz in den beiden Teilräumen des hinzugekommenen Gewässer- und Auendynamikraumes werden im Rahmen der Erörterung des Szenario V gegeben.

#### ***Naturschutzorientierte Entwicklungsalternative (Szenario V)***

Ausgangssituation ist die im Projektbetrachtungsraum Bollstedt-Thamsbrück entsprechend der gewässerökologischen Idealkonzeption (siehe Szenario VI) vollständig aus der Eindeichung entfesselte Unstrut.

Zielhierarchie:

- (1) Entwicklung der Eigendynamik des Gewässers
- (2) Prozessschutz (Sukzession, partiell Unterbeweidung 0,2-0,4 GV/ha bzw. 0,4-0,8 GV/ha)
- (3) Artenschutz (Stromtalpflanzen, Wiesenbrüter)

Ergebnisse des Biomonitoring umgenutzter, junger Grünlandstandorte mit ganzjähriger Nutzung als Standweide bzw. Mähweide gestatten erste befundbasierte Einschätzungen der Auswirkungen von Besatzstärke und Beweidungsregime im Hinblick auf im Szenario V formulierte Beweidungskonzepte. So lässt sich für Flächenkulissen mit modellbezogen vorausgesagten mittleren Grundwasserverhältnissen (siehe Teilfachbericht TP1 'Grundwasserdynamik'), die denen der Untersuchungsstandorte A1 bzw. A2 vergleichbar sind, ableiten, dass unter den regionalen Boden- und Klimaverhältnissen Besatzstärken von 1 GV/ha und mehr jahrweise zu deutlichen Überweidungseffekten führen. Der im Verhältnis zu Grünlandaufwuchs übermäßige Verbiss führt zwangsläufig zu strukturell monotonen, von der Einsaatmischung weitgehend geprägten kurzrasigen Grünlandbeständen. Ökologische Effekte wie der zeitweise Ausfall bzw. niedrige Etablierungsraten feuchtigkeitsbezogen anspruchsvollerer epigäischer Arthropodenarten sind hier ursächlich auf das Unvermögen der Abpufferung witterungsbezogener Extremsituationen durch die dürftige Vegetationsdecke während der Sommermonate zurückzuführen. Auch eine Kombination von Mahdnutzung und nachfolgender Beweidung mit Heckrindern in vergleichbarer Besatzstärke bis in das Frühjahr hinein bringt diesbezüglich keine wesentlich günstiger zu beurteilenden ökologischen Effekte.

Um eine dem Mikrorelief angepasste, strukturelle Heterogenität in den Grünlandbereichen zu entwickeln, müssen demnach, abgesehen von durch zeitliche Überstauung unterschiedlicher Dauer und durch Hochwasserereignisse hervorgerufenen Effekten, hochextensive Beweidungsregime angewandt werden, die bezüglich der Besatzstärke deutlich unterhalb 1 GV/ha anzusetzen sind. Ob dabei die im Rahmen der Szenarien III bis V flächenbezogen skizzierten Besatzdichten von 0,4-0,8 GV/ha bereits zielführend sein können, ist aus den hier getätigten Untersuchungen nicht beantwortbar. Erste Ansätze zur Bewertung der Effekte einer

Unterbeweidung können perspektivisch aus Ergebnissen des derzeit angelaufenen Forschungsvorhabens der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Köllitsch zur Elbe-Grünlandbewirtschaftung erwartet werden, wo in Kooperation mit dem Institut für Ökologie ein vergleichbares Biomonitoring durchgeführt wird.

Auch bezüglich der in Teilen des Gewässerdynamikraumes angedachten sehr extensiven Beweidung durch Rinder und Pferde mit 0,2-0,4 GV/ha muss derzeit aus Mangel an konkreten wissenschaftlichen Befunden offen bleiben, ob mit derartigen Varianten eine über den Vertragsnaturschutz realisierte extreme Unternutzung längerfristig gesehen zu der hier angestrebten halboffenen parkartigen Landschaft führen kann.

Wie sich an den Untersuchungsergebnissen zur Brache mit Mulchen (B1) nachweisen lässt, führt eine Flächenstillegung und das Zulassen einer weitgehend von Nutzungseinflüssen ausgenommenen Sukzession nur zu ökologisch messbaren Revitalisierungseffekten, wenn das dort wirkende hydrologische Regime autotypisch ausgeprägt ist, zumindest jedoch im wesentlichen auenvergleichbare Verhältnisse bezüglich Grundwasserflurabstandsdynamik, Überschwemmung und oberflächennaher Bodenfeuchtedynamik realisiert sind. Die Frage zu beantworten, ob und inwieweit die aus der vormaligen Ackernutzung offenbar noch lange Zeit nachweisbare eutrophe Nährstoffsituation in einem naturgegeben dynamischen Auenraum problematisch für die erfolgreiche Re-Etablierung einer arten- und strukturreichen feuchtraumspezifischen Vegetation ist, muss perspektivisch anzusetzenden begleitenden Forschungsstudien vorbehalten bleiben.

Oberste Priorität und ökologische Wirksamkeit im Sinne der Revitalisierung autotypischer Lebensraumfunktionen kommt der Initialisierung hochdynamischer Prozesse in der Standortsqualität des Szenario V zu, was, flächenbezogen etwas reduziert, auch schon für die konfliktgeminderte, umsetzungsorientierte Entwicklungsvariante (Szenario IV) gilt.

Zusätzlich dazu sind durch die im Rahmen dieser Szenarien regelmäßig zu erwartenden Überschwemmungen des Altengotternschen und Großengotternschen Riedes bei Hochwasserereignissen, potenzielle Grundlagen für die Revitalisierung eines großräumigen Auedynamikbereiches in den derzeit völlig degradierten Niedermoorbereichen gegeben.

Wichtig erscheint jedoch auch hier noch einmal ganz nachdrücklich auf die außerordentliche Bedeutung der Naturraumausstattung im Umfeld der funktional als Auenlebensraum zu revitalisierenden Flächen zu reflektieren. Was nicht an Artenpotential im bzw. angrenzend an den unmittelbaren Betrachtungsraum noch vorhanden ist, kann nur mittel- bis längerfristig entlang geeigneter flächiger und linearer Verbundstrukturen potenziell besiedelbare Flächen erreichen und den Artenpool ggf. bereichern. Daher sollte neben biotopverbessernden Massnahmen jeglicher Art im Landschaftsraum vor allem auf eine sinnvolle Einbindung und Eingliederung in höherskalige landschaftsökologische Konzepte Wert gelegt werden (Thüringer Becken, Hainich in Randlage, Unstrut-Einzugsgebiet im weiteren Betrachtungsraum). Flussauen eignen sich hierfür aufgrund ihrer linearen, vernetzenden Struktur und ihres hohen Renaturierungspotentials besonders (HARTHUN 1999).

#### ***Gewässerökologische Idealkonzeption (Szenario VI)***

In diesem Flächenszenario wird vom kompletten Rückzug des Menschen aus dem durch ein HQ<sub>100</sub> überschwemmten Auenbereich zwischen Bollstedt und Thamsbrück ausgegangen und eine Naturraumentwicklung hin zur potenziell natürlichen Vegetation unterstellt. Für die Unstrut wird ein stark mäandrierender Gewässerverlauf entlang der Taltiefsten angenommen.

Die unter diesen Annahmen initiierten natürlichen Prozesse einer Flussaue wie stetige Flussbettverlagerungen durch Abtragung und Anlandung in der Folge häufiger Ausuferungen und Überschwemmungen, werden in Abhängigkeit von Zeitpunkt, Dauer und Höhe der Hochwässer sowie reliefbedingten Unterschieden im Ausmaß der Grundwasserstandsschwankungen längerfristig zu einer hohen räumlichen und zeitlichen Strukturvielfalt führen. Dem Standortmosaik entsprechend, werden sich Röhrichte, verschiedene Verlandungsgesellschaften, Seggen- und Binsenrieder, Flutrasen, Weidengebüsche, Weich- und Hartholzauwälder verschiedener Ausprägung in enger räumlicher Verzahnung ausbilden (siehe auch OBERDORFER 1993, WILMANN 1998), die wiederum mikroklimatisch, strukturell und nahrungsbezogen eine hohe Diversität an Umweltlizenzen für eine arten- und formenreiche Fauna bieten.

#### 4.5 Einordnung des ökologischen Ist-Zustandes im 'status quo' der Unstrutaue im Vergleich zum Flußsystem Ilm und Skalenbetrachtung in Bezug auf die Entwicklungsszenarien

In diesem Kapitel wird zur Veranschaulichung der Skalenproblematik der Betrachtungsebenen der Versuch unternommen, die konkreten Befunde zur ökologischen Ist-Zustandsanalyse an der Unstrut (=Szenario I) gegenüber theoretischen, projektspezifischen Entwicklungsalternativen (Szenario II bis VI) und in Bezug auf Ergebnisse des Biomonitoring-Projektes am partiell vergleichbaren Thüringer Flußsystem Ilm (SCHÖNBORN 1995) einzuordnen.

In Anlehnung an die im Kapitel 2.1 skizzierte modellhafte Ausgangshypothese zum Wirkungsgefüge abiotischer Schlüsselfaktorenkomplexe auf die biozönotische Qualität der untersuchten Auenstandorte an der Unstrut zeigt das Schema in Abb. 32 deutlich die hypothetisch anzusetzenden Eckpunkte der Skalenbetrachtung des Vorhabens 'Unstrut-Revitalisierung' aus ökologischer Sicht. Hierbei kennzeichnen abzuschätzende Auswirkungen der Entwicklungsszenarien mit Initiierung eines Gewässer- und Auendynamikraumes (Szenarien IV bis VI) in ihrer flächenumgriffsbezogenen Abstufung das obere Ende des Gradienten ökologisch positiv zu beurteilender Effekte im Sinne einer Revitalisierung auentypischer Lebensraumfunktionen.

Die Spannbreite in der Ausprägung eines auencharakteristischen faunistischen und floristischen Entwicklungspotentials der im Rahmen des Biomonitoring detailliert untersuchten Standorte in der Unstrutaue lässt demgegenüber nur sehr eingeschränkten Spielraum für eine Bewertung von Revitalisierungseffekten. Repräsentiert im Szenario I (Referenzsituation im 'status quo') vermitteln die untersuchten Deichvorländer (AD, B2) sowie die vernässte Brache (B1) mit ihrem Artenpotential zu naturschutzfachlich ähnlich zu bewertenden Nutzungsgrünländern im Unterlauf der strukturell naturnäheren Ilm.

Die Implementierung sämtlicher bereits im 'status quo' betrachteter Nutzungsvarianten in das Szenario II / III der Agrarraumnutzungs- und Pflegepläne (ANP) reflektiert die Prämissensetzung dieser Entwicklungsalternativen im Hinblick auf eine Wahrung der Produktionsfunktion des Agrarraumes bei Verbesserung der ökologischen Situation für Flora und Fauna. Vor allem die Verbesserung der hydrologischen Situation der in extensives Grünland zu überführenden ökologisch-landeskulturellen Vorrangflächen (ROTH et al., 1996), ist in Bezug auf eine flächenhafte Vergrößerung und Aufwertung des Biotoppotentials zur Förderung kleinräumig noch vorhandener feuchtraumspezifischer Reliktarten ökologisch positiv zu bewerten.

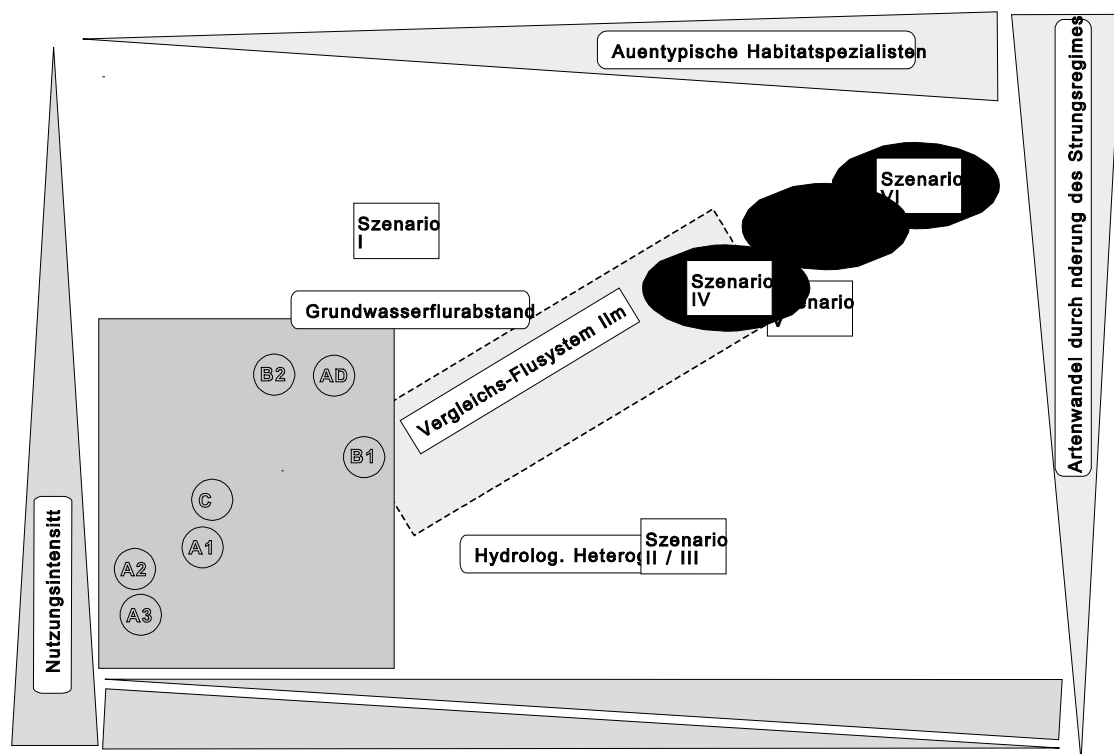


Abb. 32: Schema zur Einordnung projektspezifischer Entwicklungsszenarien in Bezug auf die Standortsbewertung im 'status quo' der Unstrutau im Vergleich mit Befunden aus der Ilm-Aue (Szenario I = Referenzsituation 'status quo', Szenario II / III = ANP I bzw. ANP II, ANP = Agrarraumnutzungs- und Pflegeplan, Szenario IV = Konfliktgeminderte Entwicklungsalternative, Szenario V = Naturschutzorientierte Entwicklungsalternative, Szenario VI = Gewässerökologische Idealkonzeption, A1 = Standweide, A2 = Mähweide, A3 = Acker, AD = Deich und Deichvorland, B1 = Brache mit Mulchen, B2 = 1-Schnittwiese, C = 3-Schnittwiese)

Mit absteigender Nutzungsintensität bzw. Nutzungsbeanspruchung und zunehmender hydrologischer Heterogenität der Flächenkulissen des Gewässer- und Auendynamikraumes innerhalb der Szenarien IV und V, bis hin zum völligen Rückzug des Menschen aus diesem Betrachtungsraum im Szenario VI, ist aus ökologischer Sicht ein deutlicher Artenwandel durch die Änderung des Störungsregimes zu erwarten. Die vormals durch die Nutzungsart, Intensität und Häufigkeit anthropogener Eingriffe geprägten Biozönosen werden zunehmend durch ein hier wieder ermöglichtes fließgewässerspezifisches Störungsregime umstrukturiert, das durch Überflutungsereignisse, Erosions- und Anlandungsprozesse und der damit verbundenen Dynamik in den abiotischen Lebensraumbedingungen die Sukzessionsabläufe determiniert. Im Zuge eines langfristig anzusetzenden Prozesses sollten unter den beschriebenen gewässer- und auendynamischen Szenario-Verhältnissen für eine Vielzahl auentypischer Habitatspezialisten auf relativ kleinem Raum Lebensraumlizenzen entstehen. Diese könnten künftig wieder einer großen Artenvielfalt Habitatfunktionen erfüllen, wie sie in naturnahen mitteleuropäischen Auen ursprünglich einmal in großer Formenvielfalt vorhanden gewesen sein muss (vgl. GEPP et al. 1985, GERKEN 1988), heute jedoch wohl nicht mehr in vollem Umfang wiederherstellbar sein wird.

Die zur Einordnung der Unstrutbefunde herangezogenen Ergebnisse aus der Ilm-Studie (MALT, 1995, SCHÖNBORN 1999) spannen dabei einen ökologischen Wertigkeitsbereich im Zwischenfeld der Szenarien I bis III und IV bis VI auf. Mit abnehmendem mittleren Grundwasserflurabstand und zunehmender hydrologischer Heterogenität durch naturnahe Auendynamik ist eine Zunahme autotypischer Habitatspezialisten unter den Hygrophilien, aber auch den hier durchaus kleinräumig typischen Xerothermophilen zu erwarten. Diesbezüglich kann der Zuflussbereich des Freibaches in die Ilm bei Stützerbach als Referenzstandort mit naturnaher Gewässer- und Auendynamik einen Eindruck im Hinblick auf ökologische Effekte vermitteln, wie sie in den Entwicklungsszenarien IV bis VI vergleichsweise großräumig zu erwarten wären, obgleich dieser Abschnitt im Vergleichssystem Ilm durch seine montane Ausprägung Besonderheiten aufweist.

## 5. Zusammenfassung

Das Teilprojekt 3: "Ökologische Bewertung und Biomonitoring - Auswirkungen der Bewirtschaftungsform auf die Biozönose" des Institutes für Ökologie der FSU Jena war Bestandteil des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens "Unstrut-Revitalisierung" der Thüringer Landesanstalt für Umwelt Jena innerhalb des BMBF-Förderschwerpunktes "Ökologische Forschung in der Stromtallandschaft Elbe".

Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung von biozönotischen Zustandsvariablen, mit denen die ökologische Effizienz von Revitalisierungsmaßnahmen auf ehemals intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen im Auenbereich eines typischen Fließgewässers des lößgeprägten Thüringer Beckens geprüft werden kann. Das Indikationssystem sollte im Rahmen des laufenden Biomonitoring verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsvarianten im Projektgebiet zu einem Instrumentarium weiterentwickelt werden, das kurzfristig eine wissenschaftlich solide, ökologische Ist-Zustandsanalyse und Bewertung im Sinne einer Effizienzkontrolle der Extensivierungsmaßnahmen ermöglicht und längerfristig prognostische Aussagen zu potentiellen ökologischen Auswirkungen von Nutzungsumstellungen, die eine Auen-Revitalisierung zum Ziel haben, erlaubt.

Der im Teilprojekt 'Biomonitoring' verfolgte Untersuchungsansatz basierte auf einer umfassend vernetzten Zustandsanalyse, die hydrologische, bodenkundliche, klimatische und strukturelle Standortqualitäten mit Mustern in der Artenkomposition zur Bioindikation geeigneter Arthropodengruppen (Arachnida: Araneida, Opiliones; Insecta: Coeloptera) bzw. Mustern in den Vegetationseinheiten verknüpft.

Ausgehend von bereits im Vorfeld des Forschungsvorhabens umgesetzten landwirtschaftlichen Extensivierungsmaßnahmen und Flächenumnutzungen im Unstrutabschnitt Altengottern-Thamsbrück und im Ergebnis von Voruntersuchungen wurden drei Untersuchungsgebiete im Mittellauf der Unstrut mit nutzungsbezogen unterschiedlichen Probestellen im Bereich Altengottern (Standweide A1, Mähweide A2, Acker A3, Deich und Deichvorland AD), Thamsbrück (Brache mit Mulchen B1, 1-Schnittwiese B2) sowie im Abschnitt Schallenburg (3-Schnittwiese C) oberhalb Sömmerda ausgewählt.

Das dort im Zeitraum von Mai 1996 bis Oktober 1998 durchgeführte Biomonitoring umfasste pflanzensoziologische und vegetationsstrukturelle Aufnahmen, ein durchgängiges Bodenfallen-Programm (je 2 Transekte mit 5 Bodenfallen) zur Erfassung epigäisch aktiver Käfer und Spinnentiere und während der Vegetationsperiode 1998 zusätzlich ein Luftklektor-Programm zur Erfassung über den Luftpfad verfrachteter Arthropoden. In Ergänzung dazu wurden Messungen zum bodennahen Mikroklima (Temperatur, Luftfeuchte, Lichtintensität), oberflächennaher Bodenfeuchte und Grundwasserflurabstand zur Abschätzung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der abiotischen Standorteigenschaften realisiert.

Die im Rahmen des Projektes untersuchten landwirtschaftlichen Nutzungsvarianten waren durch scharf unterscheidbare Assoziationsmuster der zur bioindikativen Ist-Zustandsanalyse herangezogenen Arthropodengruppen (Spinnen, Käfer) gekennzeichnet. Die Vegetation der Untersuchungsstandorte zeigte hingegen weniger distinkte Muster (konservative Gruppe).

Auf der Basis einer blossen Arteninventarbetrachtung der untersuchten Taxa war kein einheitliches Muster im Spektrum der Untersuchungsvarianten nachweisbar. Die Evenness als komplexer synökologischer Parameter (Ausprägungsgrad der Diversität) hingegen erbrachte eine tendenziell vergleichbare Abstufung zwischen den Nutzungsvarianten.



Während die Vegetationsentwicklung stark von den Startbedingungen der Umnutzung geprägt war und ökologisch messbare Effekte hier erst durch ein längerfristiges Monitoring nachweisbar werden, sind belastbare bioindikative Beurteilungen der ökologischen Auswirkungen derartiger Maßnahmen anhand der epigäischen Spinnen- und Käfer-Assoziationen offensichtlich bereits nach wenigen Jahren möglich.

Vegetationsstruktur und Häufigkeit bzw. Zeitpunkt der Ernte des Aufwuchses schlagen sich deutlich in mikroklimatischen Gradienten der bodennahen Vegetationsschicht der betrachteten Nutzungsvarianten nieder. Schlüsselfaktoranalysen zeigten, dass die oberflächennahe Bodenfeuchte (bzw. der Grundwasserflurabstand), die Temperatur an der Bodenoberfläche während der Vegetationsperiode, das Alter der Flächen und die Sandanteile des Bodens (Wasserhaltevermögen) den Hauptanteil der Artenvarianz bei den Spinnen und Käfern erklären. Entlang der im ausgewählten Probeflächenspektrum widergespiegelten Gradienten einzelner Parameter der Schlüsselfaktorenkomplexe "Mikroklima" und "Bodenfeuchtedynamik" ließ sich somit eine ökologisch begründete Beurteilung der biozönotischen Qualität der betrachteten Untersuchungsvarianten vornehmen. Ausgehend vom Referenzzustand "Acker" (A3), der zeitlich abgestuft, vor 3; 7 bzw. >30 Jahren auch Ausgangszustand aller hier vergleichend betrachteten Grünlandnutzungsvarianten war, konnte mit abnehmender Intensität und Häufigkeit nutzungs- bzw. pflegebedingter Eingriffe (konventioneller Ackerbau, ganzjährige Standweide, Mähweide, 3-schürige Mahd, 1-schürige Mahd, Brache mit Mulchen) und entlang der Zeitachse ein deutlicher Wandel der Artenkomposition epigäischer Käfer- und Spinnen-Assoziationen in Richtung typischer Biozönosen frischer bis wechsellückiger Wirtschaftsrundländer nachgewiesen werden.

Der Anteil hochgradig feuchtigkeitsabhängiger Arten und deren relative Aktivitätsdichten innerhalb der Spinnen-Assoziationen, besonders aber bei den Käfer-Assoziationen ermöglichte bioindikative Ansätze zur Bewertung bzw. Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmaßnahmen.

Die Umnutzung von Ackerstandorten zu extensiv bewirtschafteten Grünländern führt kurzfristig (1-5 J.) zu einer drastischen quantitativen Umstrukturierung der bodennahen Arthropoden-Assoziationen; in der Etablierungsphase werden mesophile Offenlandubiquisten sowie Pionierarten gefördert. Ein höherer Flächenanteil von Biotopstrukturen mit Relikthabitatfunktion für feuchtraumspezifische Arten (wie z.B. Teiche, Sölle, Riedbereiche, Uferhabitate) im Umfeld der zu Grünland umgenutzten ehemaliger Ackerstandorte verkürzt nachweislich den Zeitraum der Umstrukturierungen in den Arthropoden-Assoziationen. Eine ökologisch messbare Förderung feuchtlebensraumspezifischer Arten ist durch Umstellung auf extensive Grünlandnutzung im Auenbereich allein jedoch nicht möglich. Auch eine Nutzungsaufgabe (Flächenstilllegung) führt bei unveränderten hydrologischen Verhältnissen (keine Überschwemmung, ganzjähriger Grundwasserflurabstand >1m) nicht zu ökologischen Effekten im Sinne einer Auenrevitalisierung.

Stark frühjahrsvernässte Standorte mit einem mittleren Grundwasserflurabstand von nicht weniger als ca. 3 dm, alljährlicher Überstauung durch Hoch- und/oder Qualmwasser und staunassen bis zumindest gesättigten oberflächennahen Bodenfeuchteverhältnissen über wenigstens  $\frac{2}{3}$  der Vegetationsperiode lassen sich offensichtlich bereits kurzfristig (innerhalb von 3-4 Jahren) im Sinne der Re-Etablierung und Entwicklung auencharakteristischer Lebensformen ökologisch aufwerten.

Eine bloße Fortführung der Umnutzung und Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzfläche im 'status quo' des Fließgewässers und unter Beibehaltung des aktuellen hydrologischen Regimes (deichregulierter Gewässerverlauf im Doppeltrapezprofil, auenuntypische Grundwasserflurabstandsdynamik, keine Überschwemmung der eigentlichen Auenbereiche) lässt eine ökologisch messbare, naturschutzfachliche Aufwertung derartiger Offenlandbereiche im

Sinne einer Revitalisierung auentypischer Lebensraumfunktionen nur in naturschutzfachlich unbefriedigendem Maße zu. Landwirtschaftliche Extensivierungsbemühungen wie im hier untersuchten Maßstab sind ohne eine grundsätzliche Verbesserung der hydrologischen Situation der Standorte offensichtlich nicht zielführend.

## 6. Literatur

Achtziger, R., Nigmann, U., Zwölfer H. (1992): Rarefaction- Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung. Z. Ökol. Natursch. 1: 89-105.

Ackermann, W., Durka, W. (1992): SORT-Programm zur Bearbeitung von Vegetationsaufnahmen. Handbuch, Bayreuth-München.

Arndt, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung Carabus LINNE (Coleoptera: Carabidae). Beitr. Ent. Berl. 39: 63-103.

Barkman, J.J. (1979): The investigation of vegetation texture and structure. In: The study of vegetation. Eds. M.J.A. Werger, 123-160, The Hague.

Barkman, J.J. (1988): A new method to determine some characters of vegetation structure. Vegetatio 78: 81-90.

Barthel, J. (1997): Einfluss von Nutzungsmuster und Habitatkonfiguration auf die Spinnenfauna der Krautschicht (Araneae) in einer süddeutschen Agrarlandschaft. Agrarökologie 25, Hrsg. W. Nentwig & H.-M. Poehling, Verlag Agrarökologie, Bern-Hannover.

Bauer, L.J. (1989b): Moorland beetle communities on limestone 'habitat islands'. II. Flight activity, and its influence on local staphylinid diversity. J. Anim. Ecol. 58: 1099-1113.

Behre, G.F. (1989): Freilandökologische Methoden zur Erfassung der Entomofauna (Weiter- und Neuentwicklung von Geräten). Jber. naturw. Ver. Wuppertal 42: 1-6.

Beyer, W., Grube, R. (1997): Einfluß des Überflutungsregimes auf die epigäische Spinnen- und Laukäferfauna an den Uferabschnitten im Nationalpark Unteres Odertal (Arach.: Araneidae, Col.: Carabidae). Verh. Ges. Ökol. 27: 349-356.

Booij, C. J. H. , Noorlander, J. (1992): Farming system and insect predators. In: Biotic diversity in agroecosystems. Eds. M. G. Paoletti, D. Pimentel, 125-135, Elsevier, Amsterdam-London-New York.

Braukmann, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol. Beih. 26:1-355.

Brown, V.K., Southwood, T.R.E. (1987): Secondary succession: patterns and strategies. In: Colonization, Succession and stability. Eds. A.J. Gray, M.J. Crawley, P.J. Edwards, 315-337, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Brown, V.K. & Gange, A.C. (1989): Differential effects of above- and below-ground insect herbivory during early plant succession. Oikos 54: 67-76.

Dahl, F., Dahl, M. (1927): Spinnentiere oder Arachnoidea II: Lycosidae s lat. (Wolfspinnen im weiteren Sinne). In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, 5. Teil, Hrsg. F. Dahl.

Dennis, P., Fry, G. L. A. (1992): Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? In: Biotic diversity in agroecosystems. Eds. M. G. Paoletti & D. Pimentel. 95-115, Elsevier, Amsterdam-London-New York.

Digby, P.G.N., Kempton, R.A. (1991): Multivariate analysis of ecological communities. Chapman & Hall, London-New York.

Duelli, P. (1997): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. Agric. Ecosyst. Environm. 62: 81-91.

Duelli, P., Studer, M., Kratz, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zoologischer Daten als Fachbeiträge bei Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schriftenr. Landschaftspfl. Natursch. 32: 211-222.

Engler, I. (1982): Vergleichende Untersuchungen zur jahreszeitlichen Einpassung von Catopiden (Col.) in ihrem Lebensraum. Zool. Jb. Syst. 109: 399-432.

Eyre, M.D., Rushton, S.P. (1989): Quantification of conservation criteria using invertebrates. J. Appl. Ecol. 26: 159-171.

Foekler, F. & Bohle, H. W. (1991): Fließgewässer und ihre Auen - prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. In: Arten- und Biotop-schutzforschung für Deutschland. Hrsg. K. Henle & G. Kaule, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Bd.4, 236-266, Forschungszentrum Jülich GmbH.

Foelix, R.F. (1992): Biologie der Spinnen. Thieme, Stuttgart.

Frank, D., Klotz, S., Westhus, W. (1990): Botanisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2. neubearbeitete Fassung. Wiss. Beitr. der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 32 (P41): 1-167.

Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A. (1965ff.): Die Käfer Mitteleuropas Bd.1-11. Goecke & Evers, Krefeld.

- Gauch, H.G., Whittaker, R.H., Wentworth, T.R. (1977): A comparative study of reciprocal averaging and other ordination techniques. *J. Ecol.* 65: 157-174.
- Gepp et al. (1985). Auengewässer als Ökozellen. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd.4.
- Gerken, B. (1988): Auen - verborgene Lebensadern der Natur. Rombach, Freiburg.
- Gerstmeier, R., Lang, C. (1996): Beitrag zur Auswirkung der Mahd auf Arthropoden. - *Z. Ökol. Natursch.* 5: 1-14.
- Goebel, W. (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK Schriften 112. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Güth, M. (in Vorb.): Untersuchungen zu landschaftsökologischen Aspekten der Kolonisation landwirtschaftlich genutzter Offenlandstandorte durch Arthropoden über den Luftpfad. Diplomarbeit, Universität Jena
- Haeseler, V., Ritzau, C. (1998): Zur Aussagekraft wirbelloser Tiere in Umwelt- und Naturschutzgutachten- was wird tatsächlich erfaßt? *Z. Ökol. Natursch.* 7: 45-66.
- Hard, G. (1976): Vegetationsentwicklung auf Brachflächen. In: Bierhals et al., *KTBL-Schrift* 195: 1-195, Münster-Hiltrup.
- Harthun, M. (1999): Funktionalität und Wiederherstellung von Lebensräumen gemeinschaftlicher Bedeutung (GGB) am Beispiel von Auen in Hessen. *Natur und Landschaft* 74: 317-322.
- Heimer, S., Nentwig, W. (1991): Spinnen Mitteleuropas. Paul Parey, Berlin-Hamburg.
- Hilbig, W. (1967): Die Ackerunkrautgesellschaften Thüringens. *Feddes. Repert.* 76: 83-191.
- Hilbig, W. & U. Voigtländer (1984): Die ökologisch-soziologischen Artengruppen und die Vegetationsformen des Ackers im Gebiet der DDR. *Wiss. Mitt. Inst. Geogr. u. Geoökol. AdW d. DDR* 14: 17-59.
- Hill, M.O. (1979): TWINSpan - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ecology and Systematics, Ithaca, NY.
- Hundt, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas. I. Die Auenwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. *Nova Acta Leopoldina N.F.* 135, Bd.20.
- Jongman, R.H., Ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc Wageningen.

- Judd, K.W., Mason, C.F. (1995): Colonization of a restored landfill site by invertebrates, with particular reference to the Coleoptera. *Pedobiologia* 39: 116-125.
- Koch, K. (1989ff.): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie Bd.1-3. Goecke & Evers, Krefeld.
- Kopecký, K. (1967): Mitteleuropäische Flußröhrichtgesellschaften des Phalaridion arundinaceae Verbandes. *Limnologica* 5: 39-79.
- Krebs, C.J. (1999): *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, Menlo Park.
- Kuschka, V. (1991): Beiträge zur Ökologie der epigäischen Arthropoden in Feucht-Ökosystemen des "Gülper See". Teil 1: Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones). *Zool. Jb. Syst.* 118: 217-246.
- Lindroth, C.H. (1945): Die fennoskandischen Carabidae. I. Spezieller Teil. Göteb. Kungl. Vetensk.Vitterh. Samh. Handlingar, 4.
- Lohse, G.A., Lucht, W.H. (1989ff.): Die Käfer Mitteleuropas. Supplem.Bd. 12-15. Goecke & Evers, Krefeld.
- Luff, M.L., Rushton, S.P. (1989): The ground beetle and spider fauna of managed and unimproved upland pasture. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 25: 195-206.
- Mahn, E.-G. (1969): Untersuchungen zur Bestandsdynamik einiger charakteristischer Segetalgesellschaften unter Berücksichtigung des Einsatzes von Herbiziden. *Arch. Natursch. Landschaftsf.* 9: 3-42.
- Malt, S. (1995): Epigeic spiders as indicator system to evaluate biotope quality of riversides and floodplain grasslandson the river Ilm (Thuringia). *Proc. of the 15th European Colloquium of Arachnology, Institute of Entomology, Ceske Budejovice* , 136-146.
- Margreiter-Kownacka, M. et al. (1984): Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol. - *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck*, 71: 119-135.
- Maurer, R., Hänggi, A. (1990): Katalog der schweizerischen Spinnen. *Docum. Faunist. Helvetiae*, 12.
- McCune, Mefford, M.J. (1997): *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3.0.* Gleneden Beach, Oregon.
- Müller, G. (1989): *Bodenkunde*. DLV Berlin.
- Müller, H.J., Bährmann, R., Heinrich, W., Marstaller, R., Schäller, G. & Witsack, W. (1978): Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasenkatena durch Kescherfänge. *Zool. Jb. Syst.* 105: 131-184.

Naumann, H. (1991): Zum Klima in Agrarökosystemen. In: Agro-Ökosysteme und Habitatinseln in der Agrarlandschaft. Hrsg. E.-G. Tietze, Wiss. Beitr. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 6 (P46): 23-28.

Niemann, E. (1965): Submontane und montane flußbegleitende Glanzgrasröhrichte in Thüringen und ihre Beziehungen zu den hydrologischen Verhältnissen. *Limnologica* 3: 399-438.

Oberdorfer, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Eugen Ulmer.

Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 1: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. Gustav Fischer, Jena.

Oberdorfer, E. (1993a): Teil 2: Sand- u. Trockenrasen, Heide- u. Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saumgesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren. Gustav Fischer, Jena.

Oberdorfer, E. (1993b): Teil 3: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. Gustav Fischer, Jena.

Otte, A. (1984): Änderungen in Ackerwildkrautgesellschaften als Folge sich wandelnder Feldbaumethoden in den letzten 3 Jahrzehnten. Diss. Bot. 78, Vaduz.

Perner, J. (1997): Zur Arthropodenfauna der Kalktrockenrasen im Mittleren Saaletal (Ostthüringen). Teil 1: Coleoptera, Diptera, Auchenorrhyncha, Saltatoria, Araneae. Faunist. Abhandl. Dresden 21: 53-90.

Perner, J., Malt, S. (1996): Voruntersuchungen für das BMBF-Projekt 'Unstrutauen-Revitalisierung. Teilprojekt: Ökologische Bewertung und Biomonitoring. Auswirkungen der Bewirtschaftungsform auf die Biozönose. Studie im Auftrag der Thür. Landesanstalt für Umwelt, Jena.

Pfadenhauer, J. (1988): Gedanken zu Flächenstillegungs- und Extensivierungsprogrammen aus ökologischer Sicht. *Z. Kulturtechn. Flurberein.* 16: 165-175.

Pfadenhauer, J., Maas, D. (1991): Renaturierungsforschung für den Arten- und Biotopschutz - Ziele und Begründung. In: Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Hrsg. K. Henle & G. Kaule, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Bd.4, Forschungszentrum Jülich GmbH.

Platen, R., Moritz, B., Broen, B. (1991): Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auswertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). - In: Auhagen, A., Plate, R. & Sukopp, H. (Hrsg.), Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft 6, Berlin: 169-206.

Reichenbecher, K. (in Vorb.): Geobotanische Untersuchungen im mittleren Unstruttal im Rahmen des Biomonitoring zum Projekt "Unstrutauen-Revitalisierung". Diplomarbeit, Universität Jena.

Roscher, C. (1993): Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen an Graslandbeständen im Ilmtal (Thüringen). Diplomarbeit, Universität Jena.

Roth, D., Schwabe, M., Berger, W. (1996): Agrarraumnutzungs- und Pflegepläne (ANP) - Instrument zur Erhöhung der Umsetzbarkeit agrarraumrelevanter Planungen; Teil I: Ziele und Inhalt von ANP sowie damit erzielte Ergebnisse. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Eigenverlag.

Rothmaler, W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland. Bd.3 Gefäßpflanzen. Spektrum Akademie Verlag, Berlin.

Schaefer, M. (1976): Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida). Zool. Jb. Syst. 103: 127-289.

Scheffer, F., Schachtschnabel, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Verlag Enke, Stuttgart.

Schiller, L. (1996): Untersuchungen des Vegetationsmosaiks von jungen Ackerbrachen im NSG "Lampertheimer Altrhein" In: 30. Hessischer Floristentag - Tagungsbeiträge - Umweltamt der Stadt Darmstadt Schriftenreihe Band XV Heft 3: 35-42.

Schmidt, R., Diemann, R. (1981): Erläuterungen zur mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR (Hrsg.).

Schönborn, C. (1999): Die Makrolepidopteren der Ilmaue (Thüringen): Analyse differenzierender Umweltfaktoren und Schlußfolgerungen für eine ökologisch begründete Sanierungskonzeption. Z. Ökol. Natursch. 8: 53-69.

Schönborn, C., Malt, S. (1995): Bewertung der Ilm-Aue auf der Basis zweier Indikatorgruppe: Macrolepidoptera (Schmetterlinge) und Araneae (Webspinnen). In: Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer, Fallbeispiel Ilm/Thüringen. Hrsg. W. Schönborn, BMBF-Schlußbericht, Teil 2, 101-197.

Schönborn, W. (1995): Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer, Fallbeispiel Ilm/Thüringen. BMBF-Schlußbericht 1995, Teil 1-3.

Sparnberg, H., Andres, C. (1998): Artenhilfsprogramm für Stromtalpflanzen und Amphibien in der Unstrutau. Studie im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena.

Stippich, G., Krooß, S. (1997): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer. In: Ökologische und ökonomische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau. Ergebnisse des Göttinger INTEX-Projektes 1990-94. Hrsg. B. Gerowitt & M. Wildenhayn, SUB Göttingen.

Stüßer, U. (1993): Die Zoindikation als Bewertungsinstrument innerhalb der Bauleitplanung, dargestellt am Beispiel des Landespflegerischen Planungsbeitrages nach §17 LPflG Rheinland-Pfalz. Natur u. Landschaft 68: 8-11.

Ter Braak, C.J.F. , Smilauer, P. (1998): CANOCO 4 - Reference Manual and User Guide to Canoco for Windows 1998. Centre for Biometry 351, Wageningen.

Thiele, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

Thiele, V., Berlin, A., Thamm, U., Mehl, D., Rollwitz, W. (1994): Die Bedeutung ausgewählter Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). Nachr. Entomol. Ver. Apollo, N.F. 14: 385-406.

Tscharntke, T., Greiler, H.-J. (1995): Insect communities, grasses, and grasslands. Annu. Rev. Entomol. 40: 535-558.

Turin, H., Den Boer, P.J. (1988): Changes in the distribution of carabid beetles in The Netherlands since 1980. II. Isolation of habitats and long-term time trends in the occurrence of carabid species with different powers of dispersal (Coleoptera, Carabidae). Biol.Conserv. 44: 179-200.

Turin, H., Alders, K., den Boer, P.J., van Essen, S., Heijerman, T., Laane, W., Penterman, E. (1991): Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in The Netherlands from thirty years of pitfall sampling. Tijdsch.v.Entomol. 134: 279-304.

Türk, W. (1996): Erfolgskontrollen von nach KULAP im Bereich der Unstrutauere geförderten C2-Flächen. Studie im Auftrag der Thür. Landesanstalt für Umwelt, Jena.

van der Maarel, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. Vegetatio 39: 97-114.

Wilmanns, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. Quelle & Meyer, Heidelberg.

Wassen, M.J., Barendregt, A., Palczynski, A., de Smit, J.T., de Mars, H. (1990): The relationship between fen vegetation gradients, groundwater flow and flooding in an undrained valley mire at Biebrza, Poland. J. Ecol. 78: 1106-1122.

Westhus, W., W. Heinrich, S. Klotz, H. Korsch, R. Marstaller, S. Pfützenreuter & R. Samietz (1993): Die Pflanzengesellschaften Thüringens - Gefährdung und Schutz. Naturschutzreport 6,1: 1-258.

Zeltner, U. (1989): Einfluß unterschiedlicher Pflegeintensitäten von Grünland auf die Arthropodenfauna im urbanen Bereich. Faun. öklog. Mitt., Suppl. 8: 1-66.

Zintl, R., Zimmermann, R., Bank, P. (1997): Kartieranleitung zur Offenland-Biotopkartierung in Thüringen. Studie im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena.