

Die Reaktion ausgewählter Tierartengruppen  
(Coleoptera: Carabidae und Orthoptera: Acrididae) auf  
eine großflächige Extensivbeweidung am Beispiel der  
Weidelandschaft Oberes Eidertal

Dissertation  
zur Erlangung des Doktorgrades  
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von  
Dipl.-Ing. agr. Björn Schulz  
aus Mölln / Lbg.

Kiel, den 14. November 2003

Dekan: Prof. Dr. F. Taube

Erster Berichterstatter: Prof. Dr. H. Roweck

Zweiter Berichterstatter: Prof. Dr. U. Irmeler

Tag der mündlichen Prüfung: 6. November 2003

Gedruckt mit Genehmigung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

## Kapitel 1: Einleitung

1	Allgemeine Einleitung .....	2
1.1	Anmerkungen zur Gliederung .....	2
1.2	Die Konzeption der großflächigen Extensivweidelandschaften .....	3
1.3	Wissenslücken der Reaktion von Laufkäfern und Heuschrecken auf (großflächige und extensive) Beweidung – eine Kurzübersicht .....	5
1.4	Die ausgewählten Artengruppen .....	8
2	Das Untersuchungsgebiet .....	9
2.1	Naturraum und standörtliche Rahmenbedingungen .....	9
2.2	Nutzungsgeschichte .....	12
2.3	Aktuelle Situation .....	14

## Kapitel 2.1: Die Laufkäfergemeinschaften und ihre Lebensräume

1	Einleitung und Fragestellung .....	19
2	Standorte und Methodik .....	19
2.1	Auswahl der Standorte .....	19
2.2	Fangmethode .....	20
2.3	Auswertungsmethoden .....	20
3	Ergebnisse und Diskussion .....	26
3.1	Die Fallenstandorte auf Moorboden im Vergleich .....	28
3.2	Die Fallenstandorte auf Mineralboden im Vergleich .....	30
3.3	Arten der Uferstandorte und weitere Artnachweise .....	33
3.4	Methodendiskussion .....	33
3.5	Die Standortgruppen und die Bedeutung der Beweidung .....	35
3.6	Die Laufkäferfauna des Eidertales im regionalen Vergleich .....	39

## Kapitel 2.2: Die Entwicklung der Laufkäfergemeinschaften von 2000 nach 2002 an ausgewählten Standortsparen

1	Einleitung und Fragestellung .....	42
2	Standorte und Methodik .....	43
3	Ergebnisse und Diskussion .....	45
3.1	Methodendiskussion .....	45
3.2	Die Veränderung der Laufkäfergemeinschaften von 2000 nach 2002 .....	47
3.3	Fallenstandorte auf Mineralboden .....	49
3.4	Die Fallenstandorte auf Moorboden .....	55
3.5	Beweidung und ökologische Anspruchstypen .....	62
3.6	Vergleichende Betrachtung der beweideten und unbeweideten Standorte im Hinblick auf Diversitätsparameter .....	64

## **Kapitel 2.3: Die Bedeutung der Strukturierung von Lebensräumen durch Beweidung für das Vorkommen von Laufkäfern**

1	Einleitung und Fragestellung .....	67
2	Standort und Methodik .....	68
2.1	Untersuchungsgebiete .....	68
2.2	Fangmethode .....	69
2.3	Erfassung der Vegetationsstruktur .....	69
2.4	Ermittlung der Kennzahlen .....	70
3	Ergebnisse und Diskussion .....	71
3.1	Offenlandlebensräume auf Moorboden .....	72
3.2	Offenlandlebensräume auf Mineralboden .....	75
3.3	Gehölzlebensräume auf Mineralboden .....	77
3.4	Der Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Lebensräume der Carabiden .....	79

## **Kapitel 2.4: Großflächige extensive Beweidung und die Habitate von *Elaphrus uliginosus* im Vergleich zu denen der anderen Elaphrinae Schleswig-Holsteins**

1	Einleitung und Fragestellung .....	82
2	Methoden und Begriffsverwendung .....	82
3	Ergebnisse und Diskussion .....	83
3.1	Faunistik und Habitatpräferenzen der Elaphrinae Schleswig-Holsteins .....	83
3.2	Begleitarten der Elaphrinae .....	91
3.3	Einfluss der Beweidung auf die Elaphrinae Schleswig-Holsteins .....	92
3.4	Erste Überprüfung der Ergebnisse 2002.....	93

## **Kapitel 3.1: Die Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) des Oberen Eidertals: Ihre Lebensräume und die Bedeutung der Beweidung**

1	Einleitung und Fragestellung .....	96
2	Material und Methode .....	96
3	Ergebnisse und Diskussion .....	100
3.1	Arteninventar des Oberen Eidertales .....	100
3.2	Lebensraumansprüche der Feldheuschrecken .....	101
3.3	Kurzübersicht über die Bedeutung von Weidenutzung und Brachfallen für Dornschröcken und Laubheuschrecken .....	108
3.4	Die Bedeutung von Weidenutzung und Brachfallen von Lebensräumen für Feldheuschrecken .....	110

## **Kapitel 3.2: Zur Bedeutung von Beweidung und Störstellen für Tierarten am Beispiel der Verteilung von Feldheuschreckengelegen im Grünland**

1	Einleitung und Fragestellung .....	114
2	Material und Methoden .....	115
2.1	Determination der Präimaginalstadien .....	115
2.2	Ermittlung der Gelegedichten .....	115
2.3	Ermittlung der Schlupfraten .....	116
3	Die Untersuchungsflächen .....	117
3.1	Feuchtgrünland .....	117
3.2	Grünland auf Mineralbodenstandorten .....	119
4	Ergebnisse .....	120
4.1	Die Verteilung der Feldheuschreckengelege unter dem Einfluss der Weidetiere .....	120
4.2	Die Verteilung von Feldheuschreckenlarven an durch Beweidung strukturierten Standorten .....	124
5	Diskussion .....	126
5.1	Die artspezifischen Ansprüche an das Reproduktionshabitat .....	126
5.2	Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung der Strukturierung von Grünland durch Beweidung für die Reproduktion von Feldheuschrecken ....	131
6	Die Merkmale der untersuchten Heuschreckengelege .....	135

## **Kapitel 4: Zusammenfassende Diskussion der Reaktion ausgewählter Tierartengruppen auf eine großflächige Extensivbeweidung**

1	Die Bedeutung der variierenden Nutzungsintensitäten .....	138
1.1	Die Bedeutung der Standortsproduktivität .....	146
1.2	Die Bedeutung der Lebensraumvielfalt .....	146
2	Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse und Handlungsempfehlungen ....	146
2.1	Zur Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse .....	146
2.1	Abgeleitete Handlungsempfehlungen .....	148

<b>Zusammenfassung</b> .....	150
------------------------------	-----

<b>Literaturanhang</b> .....	153
------------------------------	-----

<b>Danksagung</b> .....	171
-------------------------	-----

## Kapitel 1

<b>Abbildung 1:</b> Der Unterschied in den entstehenden räumlichen Mustern und der zeitlichen Dynamik zwischen konventionellem Wirtschaftsgrünland und den halboffenen Weidelandschaften .....	4
<b>Abbildung 2:</b> links: Die während des Sommerhochwassers 2002 überschwemmten Projektgebiets-Flächen; rechts oben: der Eiderverlauf im Jahre 1879, rechts unten: der Eiderverlauf im Jahre 1999 .....	11
<b>Abbildung 3:</b> Ausschnitt aus der topographisch militärischen Karte aus dem Jahre 1789 bis 1796 .....	13
<b>Abbildung 4:</b> Der Anteil der Vegetationseinheiten an der Projektgebietsfläche .....	14
<b>Abbildung 5:</b> Die Anteile der Brachestadien an der Grünland-Gesamtfläche .....	15

## Kapitel 2.1

<b>Abbildung 6:</b> Die Lage der Fallenstandorte für die Carabidenerfassung des Jahres 2000..	25
<b>Abbildung 7:</b> Die Gruppierung der Fallenstandorte durch Average-Cluster-linkage nach dem Sörensen-Index der Artenidentität .....	26
<b>Abbildung 8:</b> Die Gesamt-Artenzahl und die Zahl der Rote-Liste-Arten der nach der Sörensen-Artenidentität sortierten Fallenstandorte auf Moorböden .....	28
<b>Abbildung 9:</b> Die Artenzahlen der nach der Clusterung gebildeten Gruppen .....	29
<b>Abbildung 10:</b> Die Gesamt-Artenzahl und die Zahl der Rote-Liste-Arten der nach der Sörensen-Artenidentität sortierten Fallenstandorte auf Mineralböden .....	31
<b>Abbildung 11:</b> Die Artenzahlen der nach der Clusterung gebildeten Gruppen .....	32
<b>Abbildung 12:</b> Der Anteil an der zu erwartenden Gesamtartenzahl in Abhängigkeit von der Anzahl eingesetzter Fallen .....	34
<b>Abbildung 13:</b> Die Zahl der insgesamt im Eidertal nachgewiesenen Laufkäferarten im Vergleich zur Gesamt-Laufkäferfauna Schleswig-Holsteins bzw. zu den in der Region potenziell vorkommenden Laufkäferarten .....	39
<b>Abbildung 14:</b> Die Verteilung der im Eidertal nachgewiesenen Laufkäferarten auf die ökologischen Anspruchstypen und ihr Anteil an den in der Region potenziell vorkommenden Laufkäferarten des jeweiligen Anspruchstyps .....	40

## Kapitel 2.2

<b>Abbildung 15:</b> Die Lage der in den Jahren 2000 und 2002 beprobten Fallenreihen im nördlichen Teil des Projektgebietes .....	44
<b>Abbildung 16:</b> Die (fehlende) Beziehung zwischen dem Anteil der mittleren Artenzahl je Einzelfalle einer Fallenreihe an der Gesamtartenzahl und der beobachteten Gesamtartenzahl dieser Fallenreihe .....	46

<b>Abbildung 17:</b> Die Laufkäfergemeinschaften an grundwasserfernen Grünland-Standorten im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	49
<b>Abbildung 18:</b> Die Laufkäfergemeinschaften im beweideten Knick und unbeweideten Knick im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	53
<b>Abbildung 19:</b> Die Laufkäfergemeinschaften in der beweideten Feuchtwiese und dem unbeweideten Röhricht im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	55
<b>Abbildung 20:</b> Die Laufkäfergemeinschaften in der beweideten Flutrasenbrache und der unbeweideten Feuchtwiesenbrache im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	57
<b>Abbildung 21:</b> Die Laufkäfergemeinschaften am beweideten Ufer und dem unbeweideten Ufer im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	59
<b>Abbildung 22:</b> Die Laufkäfergemeinschaften in der Feuchtwiese, die teils mit Erlen zugewachsen ist und teils offen geblieben ist, im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 .....	61
<b>Abbildung 23:</b> Der Vergleich von Kennwerten der Laufkäfergemeinschaften unbeweideter und beweideter Standorte .....	62
<b>Abbildung 24:</b> links: Die Beziehung zwischen der über 2000 bis 2002 gemittelten Beweidungsintensität an den Niedermoorstandorten und dem Anteil an hygrophilen Laufkäferarten; rechts: Die Beziehung zwischen der über 2000 bis 2002 gemittelten Beweidungsintensität an den Offenland-Standorten auf Mineralboden und dem Anteil an xerophilen Laufkäferarten .....	63
<b>Abbildung 25:</b> Der Vergleich von Kennwerten der Laufkäfergemeinschaften unbeweideter und beweideter Standorte .....	64

## Kapitel 2.3

<b>Abbildung 26:</b> Das Bodenfallenraster „Drumlin“ .....	68
<b>Abbildung 27:</b> Das Bodenfallenraster „Heidberg“ .....	68
<b>Abbildung 28:</b> Unterschiedlich intensiv beweidetes Grünland auf Mineralboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 12 gegebenen Daten .....	72
<b>Abbildung 29:</b> Unterschiedlich intensiv von Beweidung beeinflusste Gehölze auf Mineralboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 13 gegebenen Daten .....	75
<b>Abbildung 30:</b> Unterschiedlich intensiv beweidetes Grünland auf Moorboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 14 gegebenen Daten .....	77

## Kapitel 3.1

<b>Abbildung 31:</b> Beispiel der erstellen Verbreitungskarten: die Verbreitung des Feldgrashüpfers ( <i>Chorthippus apricarius</i> ) im Sommer 2000 auf den Weiden im nördlichen Teil des Projektgebiets .....	97
---	----

<b>Abbildung 32:</b> Die Vegetationseinheiten und ihre Flächengrößen in [ha] an der Untersuchungsfläche, auf der die Feldheuschreckenerfassung im Jahre 2000 durchgeführt wurde .....	99
<b>Abbildung 33:</b> Von den Feldheuschrecken-Arten bevorzugte Vegetationseinheiten ....	101
<b>Abbildung 34:</b> Von den Feldheuschrecken bevorzugte Verbiss-Intensitäten unter Angabe der Flächengrößen und der Dichteklassen .....	102
<b>Abbildung 35:</b> Von den Feldheuschreckenarten bevorzugte mittlere Vegetationshöhen ....	102
<b>Abbildung 36:</b> Die Flächengrößen der Vegetationseinheiten des Oberen Eidertals und die Anzahl der in ihnen vorkommenden Feldheuschreckenarten .....	110
<b>Abbildung 37:</b> Die mit zunehmender Verbrachung zu beobachtende Abnahme der durch Feldheuschrecken besiedelten Flächenanteile und der Artenzahlen in den im Untersuchungsgebiet dominierenden Vegetationseinheiten .....	111

## Kapitel 3.2

<b>Abbildung 38:</b> Die zur Ermittlung der Schlupfraten verwendeten Schlupfkäfige .....	116
<b>Abbildung 39:</b> Die Flächen, an denen Untersuchungen zur Präimaginalökologie der Feldheuschrecken durchgeführt wurden .....	117
<b>Abbildung 40:</b> Die Anordnung der Schlupfkästen in der Untersuchungsfläche FW1 ....	118
<b>Abbildung 41:</b> Gelegedichten an den verschiedenen strukturierten Habitaten in den Feuchtwiesen FW1 und FW3 .....	121
<b>Abbildung 42:</b> Gelegedichten in verschiedenen strukturierten Habitaten im beweideten und unbeweideten mineralischen Grünland .....	122
<b>Abbildung 43:</b> Gelegedichten auf einer südexponierten, heterogen beweideten mageren Weidelgrasweide .....	123
<b>Abbildung 44:</b> Anzahl der von Mitte Mai bis Mitte Juli 2002 in den zwölf an Standort KW1 bzw. in den sechs an Standort KW2 aufgestellten 1 m <sup>2</sup> -Schlupfkäfigen geschlüpften Feldheuschreckenlarven .....	124
<b>Abbildung 45:</b> Anzahl der am Standort FW1 in den Schlupfkäfigen ermittelten Larven ....	125
<b>Abbildung 46:</b> Anzahl und Art der am Standort FW2 in den Schlupfkäfigen .....	126
<b>Abbildung 47:</b> Abhängigkeiten der Feldheuschrecken von der Vegetation und Offenbodenstellen .....	134
<b>Abbildung 48:</b> Einzelnes Ei und Vergrößerung der Eioberfläche von <i>Chorthippus parallelus</i> oder <i>Ch. montanus</i> .....	135
<b>Abbildung 49:</b> Gelege von <i>Chorthippus parallelus</i> oder <i>Ch. montanus</i> .....	135
<b>Abbildung 50:</b> linkes Bild: Geöffnetes Gelege von <i>Stethophyma grossum</i> . Rechtes Bild: Querschnitt durch ein Gelege von <i>S. grossum</i> .....	136
<b>Abbildung 51:</b> Gelege von <i>Chorthippus apricarius</i> mit geöffnetem Deckelchen .....	136



## Kapitel 4

<b>Abbildung 52:</b> Die Verbissintensität auf der Hauptuntersuchungsfläche im Verlauf des Jahres 2000 .....	138
<b>Abbildung 53:</b> Die Flächenanteile der Verbissintensitäten auf den drei Hauptuntersuchungsflächen in den Jahren 2000, 2001 und 2002 .....	139
<b>Abbildung 54:</b> Die Bedeutung einer kleinräumlichen Strukturheterogenität für Feldheuschrecken, die je nach Lebensstadium unterschiedliche Lebensraumpräferenzen zeigen .....	141
<b>Abbildung 55:</b> Das durch die großflächige Extensivbeweidung entstandene Habitat- und Nutzungsmosaik im 30-ha-Maßstab .....	144
<b>Abbildung 56:</b> Das entstandene Habitat- und Nutzungsmosaik im Maßstab von weniger als einem ha .....	144
<b>Abbildung 57:</b> Modell der Beziehung zwischen Tierartenvielfalt, pflanzlicher Biomasse und standörtlicher Produktivität .....	145

## Kapitel 1

<b>Tabelle 1:</b> Klimadaten aus dem Eidertal nah gelegenen Wetterstationen.....	10
<b>Tabelle 2:</b> Wasserstufen und die dazugehörigen Standortbedingungen und Artbeispiele .....	17
<b>Tabelle 3:</b> Dominanzklassifizierung .....	22
<b>Tabelle 4:</b> Stufen der Verbissintensität .....	23

## Kapitel 2.1

<b>Tabelle 5:</b> Die Charakterisierung der untersuchten Standorte .....	24
<b>Tabelle 6:</b> Die Verteilung der Laufkäferarten auf die Standortgruppen .....	27
<b>Tabelle 7:</b> Die Standortgruppen und die im Untersuchungsjahr kartierten Verbissintensitäten der einzelnen Standorte .....	35

## Kapitel 2.2

<b>Tabelle 8:</b> Die Arten, von denen Nachweise nur in einem der beiden Untersuchungsjahre gelang .....	47
<b>Tabelle 9:</b> Die Entwicklung der Laufkäfergemeinschaften an den untersuchten Standorten ..	48

## Kapitel 2.3

<b>Tabelle 10:</b> Die in der Untersuchung berücksichtigten Fallenstandorte unter Angabe des Untersuchungszeitraumes und der durch sie abgedeckten Lebensraumtypen .....	69
<b>Tabelle 11:</b> Die Abhängigkeiten der auf Offenlandlebensräume auf Moorboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern .....	72
<b>Tabelle 12:</b> Die Abhängigkeiten der auf Offenlandlebensräume auf Mineralboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern .....	75
<b>Tabelle 13:</b> Die Abhängigkeiten der auf Gehölzlebensräume auf Mineralboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern .....	77

## Kapitel 2.4

<b>Tabelle 14:</b> Vorkommen der Laufkäferarten in den verschiedenen Lebensraumtypen in den Aufsammlungen der Jahre 2000 und 2001 .....	84
<b>Tabelle 15:</b> Ökologische Charakterisierung der Lebensraumtypen .....	86
<b>Tabelle 16:</b> Begleitarten der Elaphrinae .....	91
<b>Tabelle 17:</b> Die Ergebnisse des als Hypothesentest durchgeführten Handfanges .....	94

## **Kapitel 3.1**

**Tabelle 18:** Die bei der Kartierung der Feldheuschrecken verwendete Klasseneinteilung .....97

**Tabelle 19:** Die im Eidertal nachgewiesenen Arten und ihre Einstufung in die Rote-Liste ....100

## **Kapitel 3.2**

**Tabelle 20:** Kurzcharakteristik der nach Gelegedichten untersuchten und in Gruppen eingeteilten Standorte .....120

**Tabelle 21:** Die Eiablageorte der untersuchten Feldheuschreckenarten im Eidertal ....132

---

# **Kapitel 1**

## **Einleitung**

# 1 Allgemeine Einleitung

## 1.1 Anmerkungen zur Gliederung

Bevor auf die Inhalte der Arbeit eingegangen wird, soll kurz die Gliederung erläutert werden: Die vorliegende Dissertationsschrift beinhaltet mehrere, inhaltlich voneinander abgegrenzte Kapitel. Diese Vorgehensweise ist für diese Arbeit angebracht, da über die Reaktion von Tierarten auf eine Extensivbeweidung bereits viel gearbeitet und publiziert worden ist. Es wäre einerseits zu umfangreich, zu jedem der bei diesem Themenkomplex auftretenden Fragen einzelne Untersuchungen durchzuführen. Andererseits wäre es bei der Beantwortung der Frage, welchen Einfluss eine großflächige Extensivweidelandschaft auf ausgewählte Tierartengruppen hat wenig hilfreich, würde nur ein einziger Teilaspekt sehr intensiv bearbeitet.

Die im Folgenden vorgestellten (z.T. bereits publizierten) Kapitel behandeln genau die Inhalte, die nach Meinung des Verfassers entweder besonders relevant sind oder in der bisherigen Forschung vernachlässigt wurden. Um dieses zu verdeutlichen, soll in dem erweiterten Einleitungskapitel zunächst ein Überblick über das Konzept der aktuell stark diskutierten großflächigen Extensivweidelandschaften gegeben werden, welchem dann ein Abriss des bisherigen Wissens bzw. den Lücken im bisherigen Wissen über die Reaktion der betrachteten Artengruppen auf eine Beweidung folgt. Dabei werden die Fragen gestellt, die in den späteren Kapiteln beantwortet werden sollen.

Im Anschluss an diese Einleitung wird das Untersuchungsgebiet in Bezug auf Entstehung, Nutzungsgeschichte und heutige Ausstattung vorgestellt. Zur Vermeidung von Redundanzen wird in den späteren Kapiteln auf die Details eingegangen, die für die jeweilige Fragestellung wichtig sind. Gegebenenfalls wird dort auf diese einleitenden Darstellungen verwiesen.

## 1.2 Die Konzeption der großflächigen Extensivweidelandschaften

### 1.2.1 Welches Ziel haben großflächige Extensivweidelandschaften?

Grünland gehört in Mitteleuropa zu den (potenziell) artenreichsten Lebensräumen. Vor allem die nährstoffarmen, störungsintensiven und sowohl klimatisch als auch edaphisch extremen – also die nur extensiv (zur Begriffserläuterung siehe unten) nutzbaren Grünlandtypen (z.B. Feuchtgrünland und Halbtrockenrasen) weisen eine hohe Artenvielfalt auf. Die Frage, ob und in welchem Maße die mitteleuropäische Naturlandschaft auch ohne anthropogenen Einfluss Offenlandbiotope hätte aufweisen können und welche Rolle Großherbivore dabei eingenommen hätten, soll und kann in diesem Kontext nicht geklärt werden (dazu siehe z.B. GEISER 1992 oder BUNZEL-DRÜKE 1997). Aktuell bedeutsam ist vielmehr die Tatsache, dass in den letzten Jahrzehnten extensiv genutzte Offenlandbiotope und damit zahlreiche der auf diese Biotoptypen angewiesene Arten vor allem aufgrund der veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen und der modernen Landbewirtschaftungsmethoden einen starken Rückgang erfahren mussten (RIECKEN et al. 2001). Die Erhaltung des artenreichen Offenlandes ist heute nicht mehr allein durch die angepasste Nutzung der Landbewirtschafteter gewährleistet, vielmehr wird der institutionelle Naturschutz vermehrt zur Pflege der Systeme in die Verantwortung genommen. Doch eine konservierende Pflege aus alleinigem Naturschutzzweck kann der Naturschutz bei der heute üblichen finanziellen Ausstattung – wenn eine konservierende Pflege einen dauerhaften Erhalt der Arten überhaupt sicherstellen kann – nur auf kleinen Flächen leisten (RIECKEN et al. 1997). Für den langfristigen Erhalt der gefährdeten Offenlandarten ist jedoch eine sehr große Fläche nötig.

Ein geeignetes Konzept zur langfristigen Sicherung der Offenlandarten ist das zur Zeit intensiv erprobte Modell der „halboffenen Weidelandschaften“, dessen Unterschiede zu konventionellem Grünland unten kurz erläutert werden (zur Konzeption der Weidelandschaften im allgemeinen siehe FINCK et al. 2002, zur Konzeption des Modellprojektes „Weidelandschaft Eidertal“, das sich von vielen anderen Projekten durch die kleinstrukturierten Besitzverhältnisse unterscheidet, siehe RECK et al. 2003).

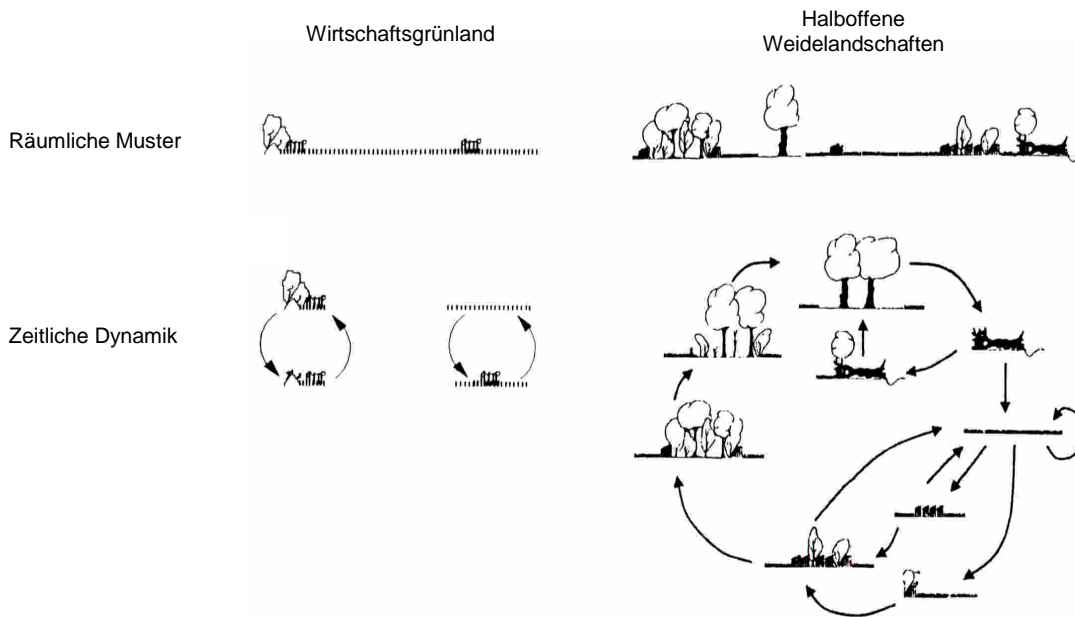
### 1.2.2 Zum Verständnis des Begriffs „extensiv“

Das in diesem Kontext häufig benutzte Attribut „extensiv“ soll in seiner Verwendung in dieser Arbeit näher erläutert werden, denn der Begriff wird je nach Autor und Kontext sehr unterschiedlich verstanden. Sein heutiger Gebrauch trifft auf die früher übliche Nutzungsweise dieser Systeme, mit denen die „Extensiv“-Weiden häufig gedanklich verbunden werden, kaum zu. Damals wurden sowohl Viehdichten als auch der in dieser Zeit mögliche Material- und Stoffeinsatz oft über die Grenzen der langfristigen Tragfähigkeit der Systeme hinaus maximiert, in dessen Folge die Produktivität der Standorte oft zurückging. Diese Flächen boten aber einer außerordentlich hohen Anzahl an heute gefährdeten Arten einen Lebensraum. Dennoch mutet die damalige Nutzungsintensität mit heutigen Maßstäben als gemäßigt bzw. extensiv an, denn Stoff- und Materialeinsatz und damit auch der mögliche Viehbesatz sind heute um ein Vielfaches höher.

Die Bezeichnung „extensiv“ bedeutet in dieser Arbeit eine vergleichsweise geringe Nutzungsintensität der behandelten Offenlandlebensräume, wobei sich die Bezeichnung „gering“ darauf bezieht, dass die

Nutzungsintensität bzw. die Entnahme von pflanzlicher Biomasse unterhalb der Produktivität der Standorte liegt und es deshalb zur Ausbildung von umfangreichen Weideresten kommt (zur Begriffsverwendung siehe auch REIF et al. 1996, zum Konzept der Extensivweiden siehe OPPERMANN & LUICK 1999).

### 1.2.3 Wodurch zeichnen sich halboffene Weidelandschaften aus?



**Abbildung 1:** Der Unterschied in den entstehenden räumlichen Mustern und der zeitlichen Dynamik zwischen konventionellem Wirtschaftsgrünland und den halboffenen Weidelandschaften (Zeichnung von JENSEN verändert nach OLFF et al. (1999))

Die Etablierung von halboffenen Weidelandschaften verfolgt mehrere Ziele: Das Hauptziel besteht darin, dass mit ihrer Hilfe die Arten der extensiv genutzten Offenlandlebensräume erhalten und gefördert werden. Dabei unterscheiden sie sich von der konventionellen Pflege durch den geringeren Kosteneinsatz, womit das Nebenziel der finanziellen Machbarkeit erfüllt ist. Im Hinblick auf den geringen Pflegeaufwand und den damit nur geringen Gesamtkosten wird eine Ganzjahresbeweidung angestrebt, bei der die Tiere im Idealfall in „halbwilder“ Form gehalten werden (vgl. DIERKING 1992). Voraussetzung dafür ist eine Landschaft, in der die Phytomasse auf unterschiedlichen Teilflächen zu saisonal unterschiedlichen Zeiten gebildet wird, so dass dem Vieh ganzjährig bzw. über die gesamte Vegetationsperiode genug Futter zur Verfügung steht. Für Flusstallandschaften bedeutet dieses, dass neben Feuchtgrünland auch Grünlandflächen auf Mineralboden in die Weidelandschaft einbezogen werden müssen.

Halboffene Weidelandschaften definieren sich aber auch über einen gewissen Anteil an Nicht-Offenland, also Gehölzlebensräumen. Bei geringen Besatzdichten können sich unterbeweidete Grünlandeinheiten direkt in Gehölzlebensräume entwickeln, jedoch vollzieht sich dieser Übergang meist über Brachestadien unterschiedlicher Lebensdauer. Halboffene Weidelandschaften bieten somit nicht nur den Offenlandarten einen Lebensraum, sondern es werden auch die Arten der Brachestadien und der Gehölzlebensräume einbezogen. Hierbei wird erhofft, dass die Landschaft von

einem Mosaik zeitlicher und räumlicher Übergangsstadien geprägt und somit den ökologischen Ansprüchen möglichst vieler Arten gerecht wird (OPPERMANN & LUICK 1999) (Abbildung 1). Die Großflächigkeit von Weidelandschaften ist möglicherweise die entscheidende Voraussetzung für diese Entwicklung, denn es wird mit zunehmender Flächengröße wahrscheinlicher, dass es zur Ausbildung von Nutzungsextremen in beide Richtungen (von sehr intensiver, langjähriger Beweidung zum völligen Meiden bestimmter Bereiche über viele Jahre hinweg) kommt (OPPERMANN & LUICK 1999). Die Großflächigkeit wird auch als Voraussetzung dafür angesehen, dass sich ein mehrskaliges Biotopmosaik herausbildet, d.h. dass es zu einer Habitatheterogenität auf unterschiedlichen räumlichen Maßstäben kommt, in der sich groß- und kleinflächige Brachen, Weiden und Gehölze usw. abwechseln (RECK et al. 2003).

### **1.3 Wissenslücken der Reaktion von Laufkäfern und Heuschrecken auf (großflächige und extensive) Beweidung – eine Kurzübersicht**

#### **1.3.1 Laufkäfer**

Sowohl bewirtschaftetes Grünland als auch Grünlandbrachen werden in ihrer Bedeutung für das Vorkommen einer vielfältigen Laufkäferfauna in der Literatur uneinheitlich beurteilt. In einigen Untersuchungen wird die Grünlandnutzung als kritisch angesehen (z.B. HANDKE & MENKE 1995), in anderen wird ihr positiver Einfluss betont (z.B. HOLMES et al. 1993). So kann nach STRÜVE-KRUSENBERG (1980) Nutzungsaufgabe im Grünland zu einer kritisch zu beurteilenden Förderung eurytoper Arten führen. MENKE (2000) hingegen konnte nur einen geringen Unterschied zwischen den Artenzahlen genutzten und brachgefallenen Grünlands nachweisen. Seine Untersuchung zeigt aber, dass in älteren Brachen eine viel höhere Artenzahl (auch gefährdeter Arten) vorkommt als in jungen Brachen. Diese Feststellungen leiten über zur Bedeutung der Vielfalt sowohl an Biotoptypen als auch an Sukzessionsstadien für eine artenreiche (Laufkäfer-)Fauna. Aus Naturschutzsicht sollen nicht nur die auf Nutzung angewiesenen oder auf Brachen spezialisierten bzw. nur in Gehölzen vorkommenden Arten langfristig erhalten bleiben, sondern die gesamte regionstypische Artenvielfalt. Daher ist eine Vielfalt an unterschiedlich ausgestatteten Lebensräumen wichtig für die Artenvielfalt eines Raumes. Dieses verdeutlichen die Ergebnisse von ASSMANN & FALKE (1997), die in einer nur kleinen (30 ha) aber alten Weidelandschaft ein Drittel der Landesfauna nachweisen konnten, unter ihnen zahlreiche gefährdete Arten. Aus dieser Kenntnis heraus stellten sich die im Kapitel 2.1 behandelten Fragen:

► **Kapitel 2.1: Die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae), ihre Gemeinschaften und Lebensräume in einem norddeutschen Flusstal unter dem Einfluss extensiver Beweidung**

- Welche Arten kommen im Untersuchungsgebiet vor und welche Lebensräume besiedeln sie?
- Können diese Lebensräume zu Gruppen mit ähnlichen Carabidengemeinschaften zusammengefasst werden?
- Wie unterscheiden sich die Gruppen in ihrer Ausstattung mit Laufkäfern (im Hinblick auf Diversität, gefährdete und exklusive Arten)?
- Welchen Einfluss hat die Beweidung auf die Lebensraumtypen und ihre Laufkäfer?
- Welche Bedeutung hat die Laufkäferfauna des Eidertals im regionalen Vergleich?



Von Laufkäfern ist bekannt, dass sie schnell auf Veränderungen ihres Lebensraumes reagieren, weshalb diese Artengruppe sich besonders für eine Bewertung bzw. eine Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen eignet (TRAUTNER & ASSMANN 1998). Trotzdem sind Studien an Laufkäfern, welche sich an der in Abbildung 1 gezeigten vielfältigen Lebensraumdynamik orientieren, selten. Meist werden zahlreiche Lebensraumtypen gleichzeitig untersucht und das räumliche Nebeneinander als zeitliches Nacheinander (in Form einer Chronosequenz) interpretiert und die mögliche Entwicklung von Lebensgemeinschaften anhand dieses Vergleichs abgeschätzt. In wenigen Fällen wird das Arteninventar derselben Lebensräume zu unterschiedlichen Zeitpunkten vergleichend untersucht (z.B. SIEREN & FISCHER 2002). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit bot sich die Möglichkeit, benachbarte aber unterschiedlich genutzte Lebensräume im Eidertal in ihrer Ausstattung mit Laufkäfern zu Beginn und zum Ende des Forschungsprojektes vergleichend zu untersuchen; die Beschreibung der Untersuchung erfolgt in Kapitel 2.2:

**► Kapitel 2.2: Die Laufkäfergemeinschaften ausgewählter Standortspaare in den Jahren 2000 und 2002 unter dem Einfluss einer Beweidung**

- Wie entwickeln sich die Laufkäfergemeinschaften zweier benachbarter aber unterschiedlich genutzter Standorte im Vergleich (im Hinblick auf die Artenzahl, gefährdete und exklusive Arten, Verteilung auf die ökologischen Anspruchstypen) ?
- Wirkt die Beweidung auf alle Standorte gleichgerichtet oder gibt es eine Abhängigkeit von dem Lebensraumtyp?

Im allgemeinen wird angenommen, dass vor allem die Bodeneigenschaften und das Bestandesklima das Vorkommen von Laufkäfern bestimmen (TISCHLER 1952); zahlreiche Abhängigkeiten von diesen Faktoren wurden ermittelt (MÜLLER-MOTZFELD 1989). Einzelne Untersuchungen zeigen aber, dass für die Präsenz von Carabiden die Strukturierung der Vegetationsbedeckung infolge einer Nutzung ein entscheidender Faktor sein kann (IRMLER et al. 1998, FRÄMBS 1994, ZELTNER 1989). Ein starker Einfluss der Vegetationsstruktur ist plausibel, denn das Bestandesklima ist das Ergebnis des Zusammenspiels unter anderem aus den Bodeneigenschaften und der Vegetationsstruktur. Die Reaktionen von Arten können auch innerhalb einer verwandten Gruppe sehr unterschiedlich ausfallen, wie der von GERSTMEIER & LANG (1996) gegebene Literaturüberblick über Auswirkungen der Mahd auf die Arten verschiedener Arthropodengruppen zeigt. FISCHER et al. (1998) bestätigen, dass die Reaktionen niedermoorbewohnender Laufkäfer auf eine Nutzung je nach Art unterschiedlich sind. Untersuchungen, die auf Abhängigkeiten der Laufkäfer von Lebensraumstrukturen eingehen, sind Ausnahmen (z.B. DENNIS 1997, ZELTNER 1989); oft wird eine Bedeutung der Lebensraumstruktur erkannt, jedoch wurden selten spezifische Untersuchungen durchgeführt.

**► Kapitel 2.3: Die Bedeutung der Strukturierung von Lebensräumen durch Beweidung für das Vorkommen von Laufkäfern in der Weidelandschaft Eidertal**

- Zeigen einzelne Laufkäferarten Abhängigkeiten von der durch die Beweidung beeinflussten Struktur der Lebensräume (d.h. vom Offenbodenanteil, von der Vegetationsbedeckung in verschiedenen Höhen oder von der Streuauflage) ?

Im Rahmen der Untersuchungen an Laufkäfern gelang der Nachweis aller in Schleswig-Holstein vorkommenden Arten der Unterfamilie Elaphrinae, von denen zwei in ganz Westeuropa als gefährdet und selten gelten (DESENDER & TURIN 1989). Über die Ökologie der zwei gefährdeten Arten ist außer, dass sie Bewohner nasser Offenbodenstellen sind (BANGSHOLT 1983, LINDROTH 1945), wenig bekannt; eine Bindung an die von Weidetieren geschaffenen Offenbodenstellen scheint möglich (z.B. MARGGI 1992, RECK et al. 1999, RIBERA et al. 2001, PAILL 2001), wurde aber bisher nicht näher untersucht. Diese Unterfamilie ist wegen ihrer Bindung an Offenbodenstellen geeignet, um auf die für einige Arten essentielle Bedeutung der von Großherbivoren geschaffenen „Störstellen“ hinzuweisen, die von Naturschutzvertretern oft kritisch beurteilt werden (siehe JAX 1998/99).

► **Kapitel 2.4: Großflächige extensive Beweidung und die Habitate von *Elaphrus uliginosus* im Vergleich zu denen der anderen Elaphrinae Schleswig-Holsteins**

- Welche Lebensräume besiedeln die Vertreter der Elaphrinae und worin unterscheiden sich diese?
- Welche Bedeutung spielt die Beweidung bei der Lebensraumwahl der Arten?

### 1.3.2 Heuschrecken

Heuschrecken reagieren wegen ihrer Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur und dem Bestandesklima ebenfalls empfindlich auf die Effekte einer Beweidung (OSCHMANN 1973, SÄNGER 1977, BROCKSPIEPER 1978) und zeigen gleichzeitig eine enge Bindung an bestimmte Biotoptypen. Wie bei den Laufkäfern wird die Bedeutung einer Nutzung für die Heuschrecken unterschiedlich beurteilt. So betonen MACZEY (1997), WINGERDEN et al. (1991) und FRICKE & NORDHEIM (1992), dass im nur extensiv genutzten bzw. brach liegenden Grünland eine höhere Heuschreckenvielfalt bzw. größere Individuendichten zu finden sind als im Intensivgrünland oder alten Brachen. Indessen fanden RADLMAIER & DOLEK (2002) in genutzten Lebensräumen eine höhere Heuschreckenvielfalt als in ungenutzten. Auch bei den Heuschrecken sollte die Bedeutung einer Beweidung nicht verallgemeinert beurteilt werden, es werden für nachvollziehbare Aussagen sowohl art- als auch biotopspezifische Fakten benötigt. Eine hervorhebenswerte Beschreibung der art- und biotopspezifischen Reaktionen der Heuschrecken auf Brache bzw. Beweidung gibt z.B. SMETTAN (1991).

► **Kapitel 3.1: Die Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) des Oberen Eidertals: ihre Lebensräume und die Bedeutung der Beweidung**

- Welche Arten kommen im Untersuchungsgebiet vor und welche Lebensraumtypen besiedeln diese?
- Sind die Lebensräume durch Beweidung beeinflusst und hat die Beweidungsintensität bzw. die Vegetationshöhe eine Bedeutung für das Vorkommen der Feldheuschrecken?
- Welche Bedeutung hat die Grünlandsukzession für die Heuschreckendiversität?

Bei Untersuchungen an Heuschrecken werden in der Regel nur die adulten Tiere berücksichtigt. Es gibt aber zahlreiche Hinweise darauf, dass die Wahl des Eiablageortes durch die Imagines unabhängig von ihren „eigenen“ ökologischen Ansprüchen erfolgt und dass die Reproduktionshabitate von den sonstigen Imaginalhabitaten unterschiedlich sein können (CHERRILL & BROWN 1990, RECK

2003). Ein bedeutsamer Einfluss der Beweidung auf die Eiablagehabitats bzw. die Embryonalentwicklungsräume der Feldheuschrecken wird vermutet, denn:

- a) alle im Eidertal vorkommenden Feldheuschreckenarten legen ihre Eipakete in den Boden ab (z.B. RICHARDS & WALOFF 1954, SÄNGER 1977),
- b) zahlreiche Laboruntersuchungen weisen darauf hin, dass die Eiablage nicht wahllos sondern sehr gezielt erfolgt (z.B. je nach Bodeneigenschaft, dazu siehe CHOUDHURI 1958, KORN-KREMER 1963, INGRISCH & BOEKHOLT 1982) und
- c) die Embryonen benötigen an ihrem Lebensort für eine erfolgreiche Entwicklung besondere kleinklimatische Bedingungen (INGRISCH 1983, CHLADNY & WHITMAN 1998, BRUCKHAUS 1990, CHERILL 2002).

► **Kapitel 3.2: Zur Bedeutung von Beweidung und Störstellen für Tierarten am Beispiel der Verteilung von Feldheuschreckenelegeln im Grünland**

- Findet die Eiablage der Feldheuschrecken homogen im Raum verteilt oder an besonders strukturierten Stellen geklumpt statt?
- Welche Bedeutung haben bei der Wahl des Eiablageplatzes die im Extensivgrünland charakteristischen Strukturen (lang- und kurzgrasige Bereiche und Störstellen) und damit die Beweidung?

## 1.4 Die ausgewählten Artengruppen

Grundsätzlich sollte immer auf alle betroffenen Arten eingegangen werden, wenn die Auswirkungen von Maßnahmen bewertet werden sollen. Dieses ist bei der großen Vielzahl von Tierarten aber unmöglich. Deshalb sollten als Untersuchungsobjekte Artengruppen ausgesucht werden, von denen bekannt ist, dass sie eine weite Spanne an Lebensstrategien und damit eine große Vielzahl weiterer Arten repräsentieren. Die an den Untersuchungsobjekten gewonnenen Ergebnisse sollen also übertragbar sein auf eine Vielzahl weiterer Organismen der betrachteten Landschaft. Dieses setzt voraus, dass von der Ökologie der ausgesuchten Tierartengruppen bereits viel bekannt ist. Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) und Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) wurden bereits in der Vergangenheit sehr intensiv untersucht, auch im Hinblick auf den Einfluss von Nutzung und Nutzungsänderungen.

Die Laufkäfer repräsentieren die im Bereich der Bodenoberfläche lebenden Artengruppen, die z.T. starke Abhängigkeiten von abiotischen Umweltparametern zeigen. Sie sind von Nutzungsänderungen (MAELFAIT et al. 1994, RUSHTON et al. 1994, SCHNITTER 1994) und auch von den vom Naturschutz vielfach unerwünschten „Störstellen“ beeinflusst. Für die Untersuchung der Laufkäfergemeinschaften spricht eine Vielzahl von Gründen (siehe GRUSCHWITZ 1981): Laufkäfer sind mittels Bodenfallen gut erfassbar und Artengemeinschaften von Standorten können dadurch gut miteinander verglichen werden. BRÄUNICKE & RECK (1997) zeigen, dass es unter den Laufkäfern zahlreiche besonders schutzbedürftige und rückläufige Arten gibt und für einzelne Arten detaillierte aut- und demökologische Untersuchungen vorliegen. Darüber hinaus weisen Laufkäfer ihrer Meinung nach vergleichsweise artenreiche Lebensgemeinschaften auf, so dass Änderungen der Artenzusammensetzung die

Bewertung der Änderungen von Habitatqualitäten ermöglichen, ohne dass die Populationsdynamik einzelner Arten das Ergebnis zu stark beeinflusst.

Die viel artenärmeren Heuschrecken (insbesondere die im Rahmen dieser Untersuchung intensiv betrachteten Feldheuschrecken) besiedeln vor allem die Kraut- und Grasschicht, sind dabei erheblich von der Vegetationsstruktur und vom Mikroklima abhängig, aber nicht auf spezielle Pflanzenarten angewiesen. Die verschiedenen Heuschreckenarten und Lebensstadien zeigen unterschiedliche Ansprüche an die jeweiligen „Habitatbausteine“, somit werden die vorkommenden Arten von der erwarteten kleinräumigen Habitatvielfalt unterschiedlich beeinflusst sein. Wegen ihrer guten Ansprechbarkeit, ihres auffälligen Verhaltens (Stridulation) und ihrer langen Aktivitätszeit können viele Heuschreckenarten auf großen Arealen flächendeckend beobachtet und ihre Abundanzen geschätzt werden.

## 2 Das Untersuchungsgebiet

### 2.1 Naturraum und standörtliche Rahmenbedingungen

#### Lage des Projektgebietes

Das südlich von Kiel befindliche Projektgebiet erstreckt sich zwischen den Ortschaften Flintbek und Bordesholm über eine Länge von 6 km (TK 25-Blätter 1726 und 1826) und wird im Osten von der Bahnlinie Kiel - HH, im Westen von der L318 begrenzt. Das heutige Projektgebiet hat eine Größe von ca. 360 ha. Da das Projekt in der Umsetzung ist, sind Flächenveränderungen noch möglich.

#### Geomorphologie und Böden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Jungmoränenlandschaft des in der naturräumlichen Gliederung von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953 - 1962) so genannten „Ostholsteinischen Hügel- und Seenlandes“. Es ist entstanden durch die weichseleiszeitlichen Gletschervorstöße, dem späteren Schmelzwasserabfluss und eine rege Toteisdynamik (HERMANN 1971, FRÄNZLE 1983). Durch die Toteisblöcke entstand eine Kette zunächst abflussloser Senken (STEPHAN 1974), die sich erst mit Wasser, dann mit Seesedimenten und später mit organischem Material (Erlenbruch-, Schilf- und Seggentorfe) verfüllten. Diese Entwicklungsgeschichte ist heute noch daran erkennbar, dass an einigen Stellen an beiden Eiderufeln anstelle des sonst vorkommenden organischen nur mineralisches Material vorliegt und der Talraum auf Mineralboden durchschritten werden kann.

Die Torfe der Talaue sind bis zu 8 m mächtig, wobei neben den dominierenden Niedermoortorfen kleinflächig nährstoffärmere Torfe von Quellmooren, Durchströmungsmooren und Kesselmooren vorgefunden werden.

Dieses Flusstal wird auf beiden Seiten von mineralischen Hängen umgeben, die sich z.T. steil erheben und bis zu 35 m über den Niederungen liegen. An der Ostseite sind diese eher lehmig, während auf der Westseite mehr sandige Böden vertreten sind. Dabei dominieren Braun- und Parabraunerden sowie Gleye.

### **Hydrologie**

Die Obere Eider durchfließt das gesamte Projektgebiet von Süden nach Norden mit einem nur sehr geringen Gefälle. Die Wasserstände der Eider weisen ein winterliches Maximum (hohe Niederschläge in Verbindung mit wassergesättigten Böden und geringer Evapotranspiration) und ein sommerliches Maximum auf (aufstauende Wirkung der Makrophytenvegetation in der Eider). Im Zuge der Projektdurchführung sind die Gewässerunterhaltungsmaßnahmen eingestellt worden. So entfällt die alljährliche Makrophytenmahd, die starke Wasserstandssenkungen von bis zu einem halben Meter direkt nach der Mahd bewirkte (OTTEN 2001). Zur Zeit (2003) sind umfangreiche Verschließungen von Entwässerungsgräben in Planung, so dass eines der Projektziele (Nährstoffretention durch Wiedervernässung) zunehmend verwirklicht wird. Das Eidertal ist geprägt von Überschwemmungsereignissen, die meist im Winterhalbjahr stattfinden. Doch auch im Sommerhalbjahr können weite Teile der Niederungen überflutet werden (Abbildung 2).

### **Klima**

Das Klima des Projektgebietes ist gekennzeichnet durch ein ozeanisch-gemäßigtes Klima mit hohen Niederschlagssummen und milden Sommer- und Wintertemperaturen. In Tabelle 1 sind die Klimadaten der nächsten Wetterstationen (Neumünster, Kiel, Ruhwinkel) angegeben, da für das Projektgebiet selbst keine Daten vorliegen.

**Tabelle 1:** Klimadaten aus dem Eidertal nah gelegenen Wetterstationen

<b>Kennwert</b>	<b>Spannbreite der Daten der Stationen Kiel*, Neumünster* und Ruhwinkel**</b>
Mittlere jährliche Niederschlagssumme	767 – 825 mm
Jahresmittel der Lufttemperatur	8, 5 °C
Langjähriges Mittel der Lufttemp. (Juli)	16,5 – 17,0 °C
Langjähriges Mittel der Lufttemp. (Januar)	0,6 – 1,0 °C

\*: nach Deutschem Meteorologischem Jahrbuch (1964 – 1993)

\*\* : nach Datenbank des Ökologie-Zentrums Kiel (1988 – 1997)

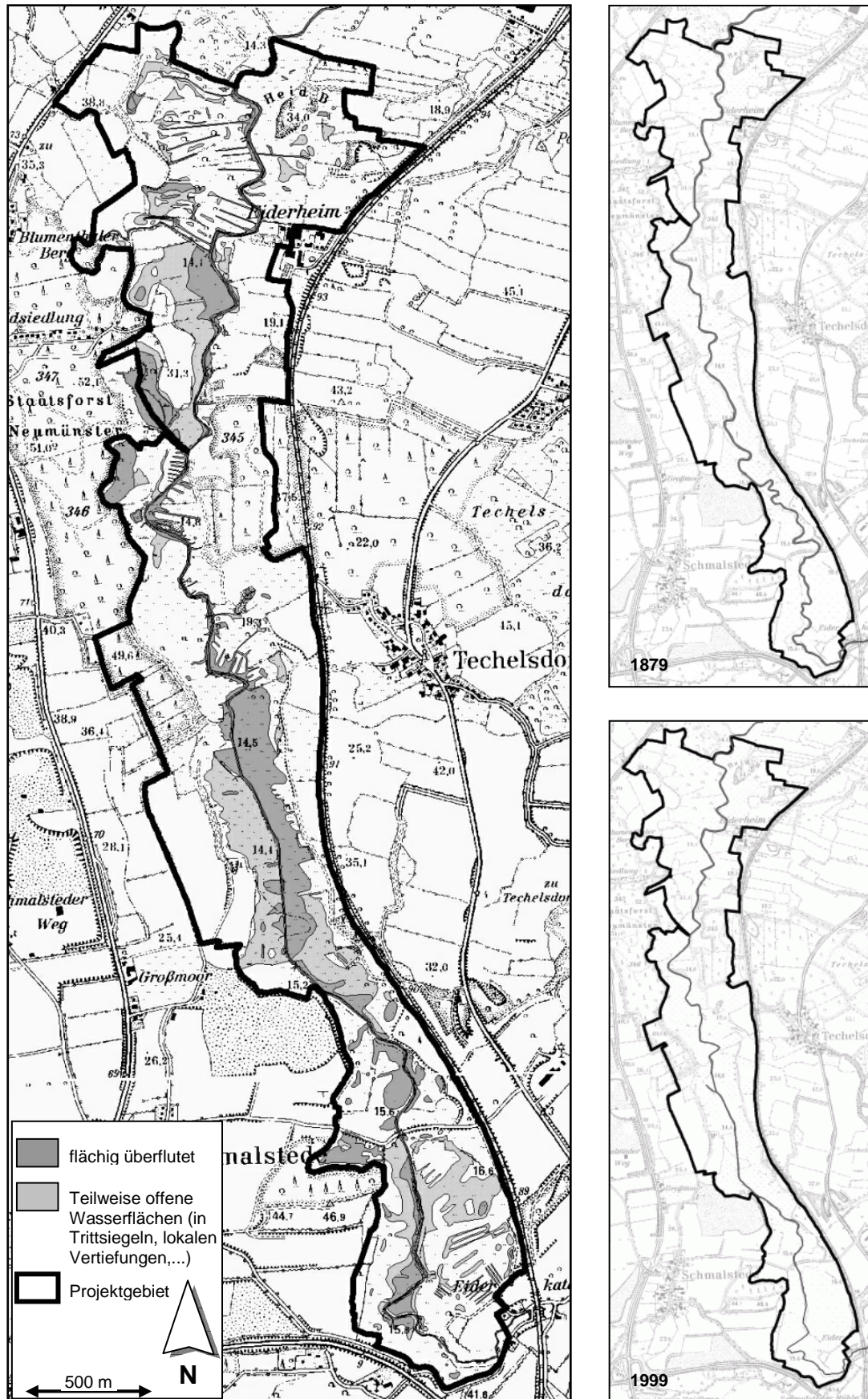


Abbildung 2: links: Die während des Sommerhochwassers 2002 (Kartierung vom 24.07.2002) überschwemmten Projektgebiets-Flächen; rechts oben: der Eiderverlauf im Jahre 1879, rechts unten: der Eiderverlauf im Jahre 1999

## 2.2 Nutzungsgeschichte

Der Großteil der Offenlandbiotope ist in der Vergangenheit als Weide- oder Ackerland genutzt worden (Abbildung 3). Die damals artenreichen Systeme unterlagen seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts der für Mitteleuropa typischen Nutzungsintensivierung, in der sich Stoff- und Materialeinsatz vervielfachte. Darüber hinaus wurden die hydrologischen und damit die Boden- und Nährstoffverhältnisse stark verändert. Die Sommerwasserstände z.B. wurden auf durchschnittlich 50 bis 100 cm unter Flur abgesenkt, wodurch es zur Austrocknung und damit einer umfangreichen Mineralisation und Zehrung der Torfe kam. Die Folge waren nährstoffreiche und an Arten verarmte Lebensräume sowohl in den Niederungen als auch auf den Mineralstandorten. Im Zuge der Veränderungen in der Agrarwirtschaft seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts wurde das Feuchtgrünland zunehmend als Grenzertragsstandort angesehen. In Verbindung mit einem seit dem späten 20. Jahrhundert verbreiteten gesellschaftlichen Naturschutzgedanken führte dieses dazu, dass weite Teile des Feuchtgrünlandes von der Stiftung Naturschutz aufgekauft wurden. Ein gängiges Naturschutzziel war damals die ungestörte Entwicklung von Lebensgemeinschaften. Die ehemals sehr artenreichen Lebensräume verloren im Zuge der Verbrachung nochmals einen Großteil der heute meist seltenen und gefährdeten Arten (GRANKE 2000). Die Niedermoore des Projektgebietes sind aktuell nahezu flächendeckend degradiert und artenarm.

Ein Ziel dieses Naturschutzprojektes ist es, die degenerierten Niedermoorböden wiederzuvernässen und damit der Torfzehrung entgegenzusteuern. Außerdem sollen die Flächen durch eine großflächige und wenig gesteuerte Beweidung offen gehalten werden, wodurch im Moorbereich den verbliebenen schutzbedürftigen hygrophilen Arten vor allem der offenen Landschaft das Überleben gesichert werden soll. Erhofft wird, dass sich die Flächen langfristig wieder zu den ehemals artenreichen Lebensräumen entwickeln.

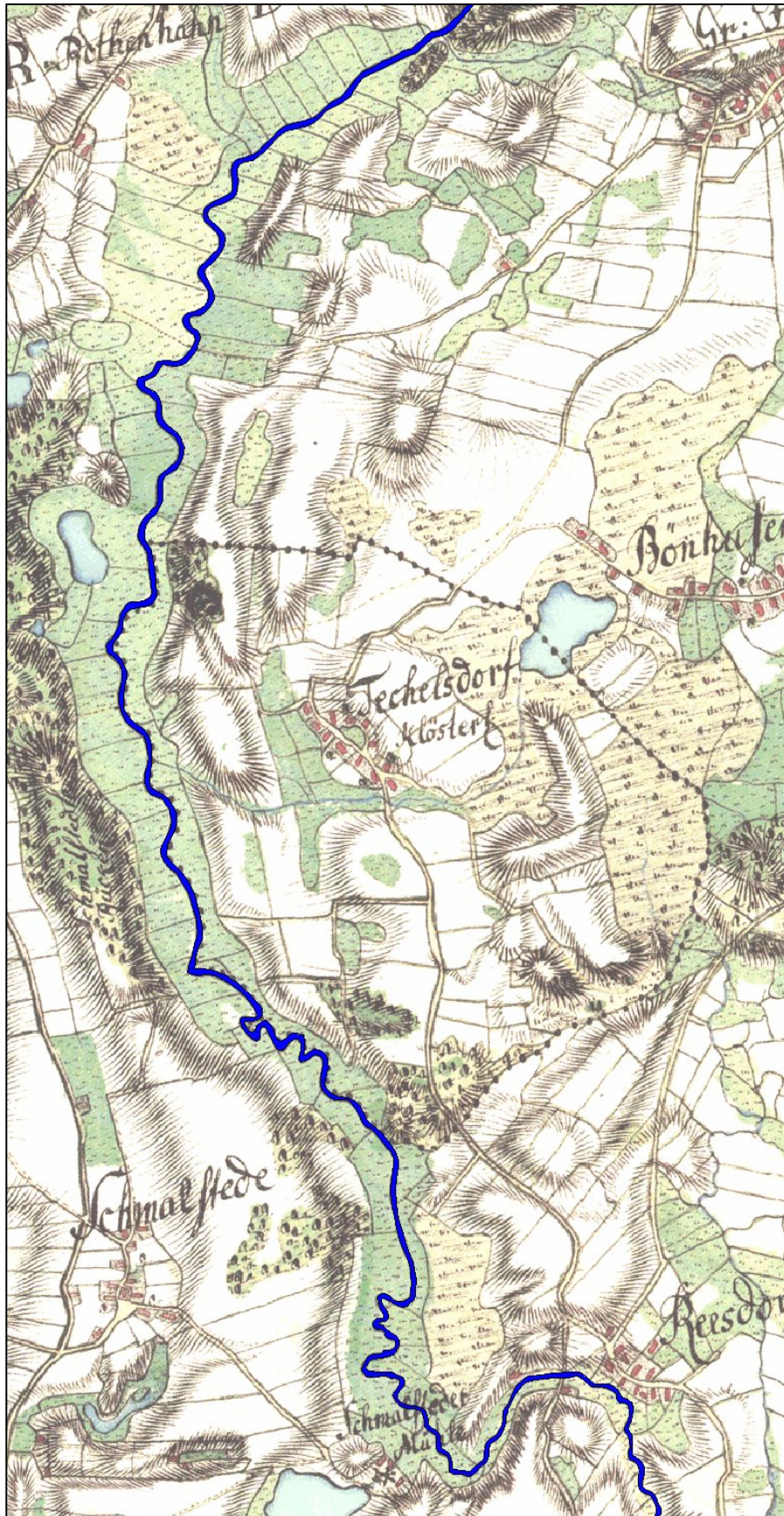


Abbildung 3: Ausschnitt aus der topographisch militärischen Karte aus dem Jahre 1789 bis 1796.



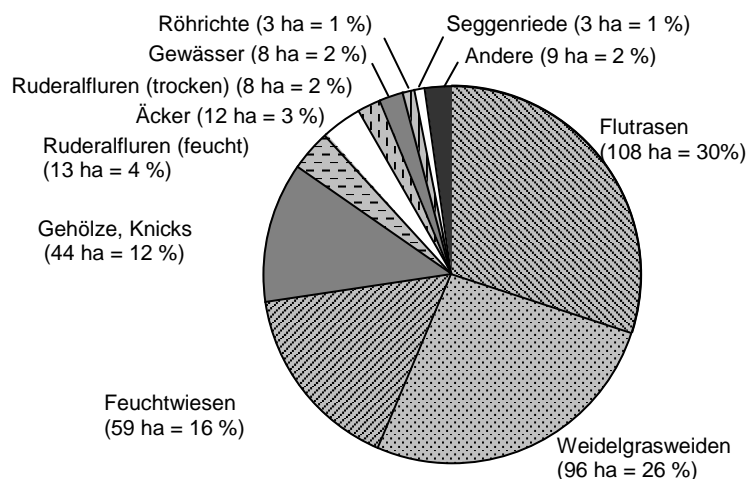
## 2.3 Aktuelle Situation

### Heutige Vegetation und Nutzung

Die Niedermoorflächen werden von meist artenarmen Grünlandbeständen dominiert, die in den letzten Jahrzehnten zunehmend brachgefallen sind und erst in jüngster Vergangenheit wieder in Nutzung genommen wurden. Eutrophe Weidelgrasweiden unterschiedlicher Sukzessionsstadien bilden dabei den größten Anteil. Ebenfalls stark vertreten sind im Niedermoor Brennesselbestände und Sumpfschilfriede, innerhalb derer kleinflächig Erlenbrüche, verlandende Stillgewässer, ein oligotrophes Zwischenmoor und andere Biotoptypen eingestreut sind. Begleitend treten mesotrophe bis oligotrophe Grünlandbestände in geringen Flächenanteilen auf.

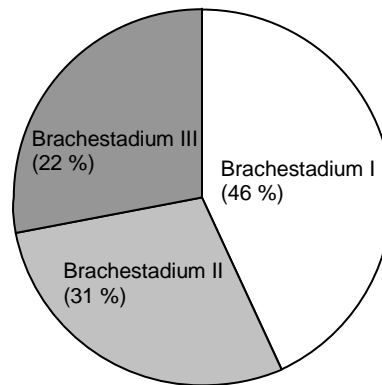
Seit dem Jahr 1999 werden zunehmend mehr Einzelweiden nach Maßgaben des Naturschutzprojektes beweidet (Weideperiode von Mai bis Oktober). Insgesamt darf im Sommerhalbjahr die Viehdichte 1,5 GVE / ha nicht übersteigen. Die Beweidung bleibt innerhalb der Einzelweiden ungesteuert, wodurch eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität weidebedingter Strukturen (Vertrittstellen, junge und ältere Brachstellen) hervorgerufen wird.

Zu Projektbeginn wurde eine Vegetationskartierung des gesamten Projektraumes durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4 und Abbildung 5 dargestellt. Grünland und Ruderalflächen unterschiedlicher Typen haben flächenmäßig die größte Bedeutung (zusammen 79 % Flächenanteil). Ihnen folgen die Gruppe der Gehölze, die aus verschiedenen Waldgesellschaften, Feldgehölzen und Knicks bestehen. Die „Äcker“ unterliegen keiner Ackernutzung mehr, auf ihnen wurden in 1999 bzw. 2000 Grünlandarten eingesät. Flächenmäßig ohne große Bedeutung sind Gewässer, Röhrichte, Seggenrieder und ein Zwischenmoor.



**Abbildung 4:** Der Anteil der Vegetationseinheiten an der Projektgebietsfläche (363,5 ha) (Stand 1999, nach Daten von GRANKE 2000 und HOPPE 2000)

Da die Grünlandparzellen einer sehr unterschiedlichen Nutzungsgeschichte unterlagen, kommen neben genutzten Grünlandeinheiten sowohl junge als auch ältere Brachestadien vor. Die Vegetationskartierung von 1999 ergab, dass sich mehr als die Hälfte des Grünlandes in einem fortgeschrittenem Brachestadium befindet (Abbildung 5), und dass lediglich auf 46 % der Grünlandfläche kaum Brachezeiger vertreten sind (nach Daten von GRANKE 2000 und HOPPE 2000).



**Abbildung 5:** Die Anteile der Brachestadien an der Grünland-Gesamtfläche (alle Subtypen der Flutrasen, Weidelgrasweiden und Feuchtwiesen; Stand 1999, nach Daten von GRANKE 2000 und HOPPE 2000)

Insgesamt besteht die heutige Landschaft des Projektgebiets einerseits aus flächenmäßig nur untergeordneten artenreichen Lebensräumen. Andererseits dominieren die bis heute intensiv genutzten Lebensräume, bzw. solche Flächen, die erst vor wenigen Jahren brachgefallenen waren und dadurch weitere Arten verloren. Dazwischen eingestreut befinden sich neben kleineren Waldinseln einige Röhrichte, Seggenriede und weitere kleinflächig entwickelte Biototypen. Diese Landschaft wird von einem früher sehr viel dichteren (PIEPER 2000) Knicknetz durchzogen.

### Vegetationstypen

Im folgenden werden Kurzbeschreibungen der Vegetationstypen (aus HOPPE 2000 nach einem unveröffentlichten Kartierschlüssel von JENSEN & SCHRAUTZER) gegeben, auf deren Grundlage eine Kartierung der Vegetation des gesamten Projektgebietes erfolgte. Für die Untersuchung der Bedeutung von Lebensraumtypen, der Beweidungsintensitäten und der Brachestadien für die ausgewählten Tierartengruppen wurde auf diese Grundlagenkarte mehrfach zurückgegriffen. Damit verständlich wird, was unter den Kürzeln zu verstehen ist, werden diese kurz beschrieben und charakterisierende (Pflanzen-)Arten genannt (zur weiteren Erläuterung der Vegetationseinheiten siehe SCHRAUTZER & JENSEN 1998):

### Grundwasserferne Standorte

- **WW\_eu** (eutrophe Weidelgrasweiden): intensive Bewirtschaftung, Schnitt- und Weidenutzung und Düngerezufuhr (*Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Rumex acetosa*)
- **WW\_me** (mesotrophe Weidelgrasweiden): nur auf armen Böden und exponierten Lagen, Deckung der Magerkeitszeiger bis 25 % (*Hieracium pilosella*, *Rumex acetosella*, *Hypochoeris radicata*, *Luzula campestris*)

- **WW\_II\_eu** (eutrophe Weidelgrasweiden-Brache): verbrachte Bereiche innerhalb WW\_eu, unterscheidet sich von dieser durch Dominanz von *Dactylis glomerata*, *Achillea millefolium*
- **WW\_II\_me** (mesotrophe Weidelgrasweidenbrachen): unterscheidet sich von WW\_II\_eu durch zusätzlich auftretende Magerkeitszeiger (*Hieracium pilosella*, *Hypochoeris radicata*, *Plantago lanceolata*, *Agrostis tenuis*, *Luzula campestris*)
- **WW\_III\_rud** (ruderalisierte Weidelgrasweiden-Brache): durch Nutzungsaufgabe aus WW\_eu entstanden, von diesen unterschieden durch (co-)dominantes Auftreten der Ruderalarten *Elymus repens*, *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Galium aparine*, *Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus agg.*, *Glechoma hederacea*
- **RUD\_tro** (Ruderalflur trockener Standorte): artenarme Bestände auf ungenutzten Flächen, *Urtica dioica* erreicht > 50 % Deckung
- **TG\_eu** (eutrophe Trockengebüsche): Gebüsche aus z.B. *Prunus spinosa*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina agg.* auf für WW typischen Standorten
- **TG\_me** (mesotrophe Trockengebüsche): von TG\_eu durch Vorkommen von Magerkeitszeigern (siehe WW\_me) im Unterwuchs unterschieden

#### Grundwasserbeeinflusste Standorte

- **FR** (Flutrasen): stark wechselfeucht (Wasserstufe 3) und eutroph, gekennzeichnet durch mind. 30 % Deckung von *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*
- **FR\_FG** (Flutrasen mit Feuchtgrünland-Arten): weniger intensiv entwässert als FR, Auftreten von *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris agg.*, *Caltha palustris*, *Cirsium palustre*
- **FW\_me** (mesotrophe Feuchtwiese): weniger wechselfeucht (Wasserstufe 2), charakteristische Arten: *Epilobium palustre*, *Scirpus sylvaticus*, *Geum rivale*, *Caltha palustris*, *Carex cespitosa*, keine Dominanz von Konkurrenzarten feuchter Standorte
- **FR\_II** (Flutrasenbrache): aus FR (Wasserstufe 3) durch Nutzungsaufgabe entstanden, Konkurrenzarten dominieren (*Alopecurus pratensis*, *Holcus lanatus*, *Deschampsia cespitosa*), für FR charakteristische Arten nicht dominant
- **FW\_II\_eu** (eutrophe Feuchtwiesenbrache): in Wasserstufe 2, aus FW\_eu entstanden, Dominanz von *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canescens*, *Glyceria maxima*, *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *Filipendula ulmaria*
- **FW\_II\_me** (mesotrophe Feuchtwiesenbrache): von FW\_II\_eu durch Auftreten von Magerkeitszeigern unterschieden (*Agrostis canina*, *Carex nigra*, *Dactylorhiza majalis*)
- **GR\_eu** (eutrophes Großseggenried): in nassen, nicht wechselfeuchten Bereichen, oft von *Carex paniculata* dominiert, Grünlandarten fehlen, Röhricht-Arten (*Typha latifolia*, *Phragmites australis*) können mit < 15 % vorkommen
- **FR\_III\_rud** (ruderalisierte Flutrasenbrache): von FR\_II durch co-dominantes Auftreten von *Urtica dioica*, *Elymus repens*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium aparine* zu unterscheiden
- **FW\_III\_rud** (ruderalisierte Feuchtwiesenbrache): neben den Arten der FR\_III\_rud Auftreten von *Carex acutiformis*, *Phalaris arundinacea*, *Calamagrostis canescens* und *Filipendula ulmaria*
- **RÖ\_eu** (eutrophes Röhricht): nass bis sehr nass (Wasserstufe 1), oft überflutet, (co-)dominantes Auftreten von *Phragmites australis* und *Typha latifolia*

- **RÖ\_rud** (ruderalisiertes Röhricht): Wasserstufe 2, Röhrichtarten mit co-dominantem Auftreten von Ruderalarten wie *Urtica dioica*, *Galium aparine*
- **RUD\_feu** (Ruderalflur feuchter Standorte): von RUD\_tro durch Wasserstufe 3 unterschieden, Arten feuchter Standorte fehlen, *Urtica dioica* > 50 % Deckung

Aus den Vegetationseinheiten können Rückschlüsse auf den Bodenwasserhaushalt getroffen werden. Eine Auswahl der eine bestimmte Wasserstufe anzeigenden Pflanzenarten und der Beschreibung der Wasserstufen erfolgt in Tabelle 2.

**Tabelle 2:** Wasserstufen und die dazugehörigen Standortbedingungen und Artbeispiele (aus HOPPE, 2000)

Wasserstufe	1	2	3	4
<b>Standort</b>	Sehr nass, mäßig bis häufig überflutet, nicht wechselfeucht	Nass, mäßig überflutet, nicht wechselfeucht	Feucht, mäßig überflutet, stark wechselfeucht	Grundwasserfern
<b>Pflanzenarten (Auswahl)</b>	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Carex acutiformis</i>	<i>Caltha palustris</i> , <i>Lychnis flos-cuculi</i> , <i>Equisetum palustre</i>	<i>Glyceria fluitans</i> , <i>Alopecurus geniculatus</i> , <i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Lolium perenne</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Cynosurus cristatus</i>

---

## **Kapitel 2.1**

# **Die Laufkäfergemeinschaften und ihre Lebensräume in der Extensivweidelandschaft „Oberes Eidertal“**

# 1 Einleitung

An erster Stelle der vorgestellten Untersuchungen über Laufkäfer steht die Gesamterfassung der Carabidenfauna des Projektgebietes. Mit Hilfe dieser sollen die Lebensräume des Eidertales in ihrer Bedeutung für die Artendiversität des Raumes verglichen werden. Darüber hinaus dient die Grunderfassung dazu, grundlegende Erkenntnisse über die Ökologie einzelner Arten zu gewinnen um in speziell auf diese Arten abgestimmten Forschungsansätzen Detailfragen im Kontext des Einflusses von Rindern auf die Laufkäferfauna zu beantworten.

In diesem Kapitel sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Arten kommen im Untersuchungsgebiet vor und welche Lebensräume besiedeln diese?
- Können diese Lebensräume zu Gruppen mit ähnlichen Carabidengemeinschaften zusammengefasst werden?
- Wie unterscheiden sich diese Gruppen in ihrer Ausstattung mit Laufkäfern (im Hinblick auf Diversität, gefährdete und exklusive Arten)?
- Welchen Einfluss hat die Beweidung auf die Lebensraumtypen und ihre Laufkäfer?

## 2 Standorte und Methodik

### 2.1 Auswahl der Standorte

Die Laufkäfergemeinschaften aller flächenhaft dominierenden Vegetationseinheiten und die für die Diversität von Laufkäfergemeinschaften vermutlich besonders bedeutsamen Lebensraumtypen sollten erfasst werden. Als eine Grundlage für die Auswahl der Standorte dienten die Vegetationskarten von GRANKE (2000) und HOPPE (2000), in denen die Vegetationseinheiten bzw. ihrer Brachestadien des gesamten Projektgebietes nach der Methode von SCHRAUTZER & JENSEN (1998) erfasst wurden. Die Bodenfallenstandorte waren über das Projektgebiet wie in Tabelle 5 angegeben in den flächenmäßig dominierenden Vegetationseinheiten (zur Lage der Fallen siehe Abbildung 6) verteilt eingesetzt. Darüber hinaus wurden Fallenserien in diversen anderen Vegetationseinheiten eingesetzt, die zwar keine großen Flächenanteile besitzen, aber von denen eine große Bedeutung als Lebensraum für zahlreiche Laufkäferarten angenommen wurde.

Die direkt am Eiderufer eingesetzten Fallen wurden wegen des sehr aufwändigen Fallenwechsels nur im Zeitraum vom 10.05.2001 bis 23.05.2001 eingesetzt. Sie wurden vom Boot aus in unmittelbarer Wassernähe in zumeist schlammigen, in seltenen Fällen auch mit leicht sandigen Anteilen, mehr oder weniger bewachsenen Uferbänken installiert und verteilten sich über eine Strecke von ca. 4 km. Von den am Ufer eingesetzten Fallen konnten 36 ausgewertet werden.

## 2.2 Fangmethode

### Fallenaufbau

Als Fangmethode dienten Bodenfallen nach BARBER (1931) mit einem Öffnungsdurchmesser von 5,5 cm, die mit 5-prozentiger Essigsäure als Konservierungsmittel und wenig Entspannungsmittel (Agepon) befüllt wurden. Die Fallen wurden ca. 14-täglich gewechselt, der Fangzeitraum erstreckte sich meist von Mitte April bis Mitte Oktober.

Die mittels Bodenfallen gewonnenen Daten spiegeln nur eingeschränkt die Populationsdichte einer Art wider, sie sind vor allem von der Laufaktivität der Individuen abhängig. Somit sollte nicht von „Dichte“ sondern von „Aktivitätsdichte“ gesprochen werden (im folgenden Text ist immer die Aktivitätsdichte gemeint, auch wenn aus sprachlichen Gründen die Aktivitätsdichte mit „Dichte“ oder „Abundanz“ umschrieben wird).

### Fallenzahl je Standort

An jedem Standort wurden in der Regel neun Fallen in einem Abstand von ca. fünf Meter aufgestellt. Nach BROSE (2002) wird mit neun Fallen das vollständige Spektrum eines Lebensraumes an Laufkäferarten erfasst, anderen Autoren zu Folge sollen bereits fünf (BARNDT 1976) bzw. fünf bis sieben Fallen pro Standort (STEIN 1965) zur Erfassung des charakteristischen Laufkäferspektrums ausreichen. Da in beweideten Flächen mit einem Ausfall vieler Fallen gerechnet werden muss, wurde hier trotz des großen Bearbeitungsaufwands mit der hohen Anzahl von neun Fallen je Standort gearbeitet.

## 2.3 Auswertungsmethoden

### Determination und Nomenklatur

Die Determination der Carabiden erfolgte nach den Bestimmungsschlüsseln von FREUDE et al. (1976) LINDROTH (1985, 1986) und TRAUTNER & GEIGENMÜLLER (1987). Die Nomenklatur richtet sich nach FREUDE et al. (1976). Schwierige Exemplare und Arten wurden von H. Reck, U. Irmeler oder S. Gürlich überprüft. Zwischen den nur genitalmorphologisch zu trennenden Arten *Agonum afrum* und *A. duftschmidii* wurde nicht unterschieden.

### Faunenähnlichkeiten

Artengemeinschaften werden häufig mit Hilfe des Sørensen-Index (SÖRENSEN 1948) und des Renkonen-Index (RENKONEN 1938) miteinander verglichen. Mit Hilfe des Sørensen-Index werden zwei Zönosen im Hinblick auf vorkommende Arten unabhängig von ihren Dominanzen miteinander verglichen. Der Renkonen-Index hingegen beschreibt die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen zweier zu vergleichender Artengemeinschaften. Beide Indizes nehmen Werte zwischen 0 und 1 bzw. 0 % und 100 % an, hohe Werte signalisieren eine hohe Übereinstimmung zweier Zönosen.

**Renkonen-Index** (aus MÜHLENBERG 1989)

$$RI(\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B}$$

$$D = \frac{n_A}{N_A} \quad \text{bzw.} \quad \frac{n_B}{N_B}$$

- RI** : Renkonen-Index der Dominanzidentität zwischen zwei Zönosen  
**Min  $D_{A,B}$**  : Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten der Zönosen A und B  
**I** : Art i  
**G** : Zahl der gemeinsamen Arten  
 **$n_{A,B}$**  : Individuenzahl der Art i in Zönose A bzw. B  
 **$N_{A,B}$**  : Gesamtindividuenzahl der Zönose A bzw. B

**Sörensen-Index** (aus MÜHLENBERG 1989)

$$SI(\%) = \frac{2 \cdot G}{S_A + S_B} \times 100$$

- SI** : Sörensen-Index der Artenidentität zwischen zwei Zönosen  
**G** : Anzahl der in beiden Zönosen gemeinsam vorkommenden Arten  
 **$S_A, S_B$**  : Anzahl der gesamten Arten in Zönose A und B

**Cluster-Analyse**

Die Cluster-Analysen wurden als „average-linkage-cluster-analysis“ mit STATSOFT (2001) erstellt, in der die Ähnlichkeit von Standorten sowohl nach dem Dominanz-Identitäts-Index nach RENKONEN (1938) als auch dem Artenidentitäts-Index nach SÖRENSEN (1948) ermittelt wurde.

**Dominanzklassen**

Die Dominanzklassifizierung (Tabelle 3) folgt der Einteilung nach ENGELMANN (1978), der eine logarithmische Einteilung der Klassen wählte. Die Klassengrenzen sind so gewählt, dass in die Gruppe der „Hauptarten“ 85 % der erfassten Individuen eingeordnet werden. In der Stufe der „Subdominanten“ erscheint die Mehrzahl der Arten, die besonders für differentialdiagnostische Zwecke geeignet sind (MÜHLENBERG 1989).



**Tabelle 3:** Dominanzklassifizierung (nach ENGELMANN 1978)

		Anteil an Gesamt- Individuen [%]
<b>Hauptarten</b>	Eudominant	>32 bis 100
	Dominant	>10 bis 32
	Subdominant	>3,2 bis 10
<b>Begleitarten</b>	Rezedent	>1,0 bis 3,2
	Subrezedent	>0,32 bis 1,0
	Sporadisch	< 0,32

### **Exklusive Arten**

Eine Vielzahl von Arten hat eine weitreichende ökologische Valenz und kommt unter einer Vielzahl von Standortbedingungen vor. Das Vorkommen vieler solcher Arten trägt zwar zur Artendiversität von Lebensräumen bei, eine besondere Bedeutung für den Artenschutz kommt ihnen wegen ihrer weiten Verbreitung aber nicht zu. Diese besondere Bedeutung für den Artenschutz haben jene Arten inne, deren Habitatbedingungen in nur sehr wenigen Lebensraumtypen erfüllt werden. Arten mit enger Beschränkung auf einen oder wenige Fallenstandorte bzw. nur einen Lebensraumtyp (im Sinne der im folgenden Text verwendeten Vegetationseinheiten) werden hier „exklusive Arten“ genannt. Zu ihnen werden die Arten gezählt, von denen in einer einzelnen Standortgruppe mindestens 75 % ihrer gesamten Individuen ermittelt wurden und damit an anderen Standorten in nur einzelnen bis wenigen Individuen nachgewiesen wurden.

Der Schwellenwert von 75 % ist dabei rein pragmatisch begründet. Als sinnvoll erscheinen Zahlen zwischen 50 und 100 %. Die 50%-Grenze hätte eine große Anzahl exklusiver Arten zur Folge und der Begriff der „Exklusivität“ einer Art in einem Lebensraumtyp wäre sicherlich zu weit gefasst. Andere Autoren (z.B. HOLMES et al. 1993) hingegen verwenden die 50%-Grenze, ohne diese als möglicherweise zu weit gefasst anzusehen. Diese 50 %-Grenze wurde schließlich für einen anderen Zweck herangezogen: In der Tabelle der Verteilung der nachgewiesenen Arten auf die Standortgruppen sind diejenigen Arten hervorgehoben, die ihr Hauptvorkommen (d.h. mindestens 50 % der Individuen) in einer der Gruppen zeigen (Tabelle 6) .

### **Arten-Fallen-Beziehung**

Für die Erstellung der Arten-Fallen-Kurven wurde das im Internet frei erhältliche Programm EstimateS in der Version 6.0b1 (COLWELL 2000) verwendet. Dieses erstellt in einer sehr komfortablen Weise aus vorhandenen tabellarischen Daten eine Arten-Fallen-Kurve, denn es automatisiert folgendes Verfahren: Dem 1. Punkt auf der x-Achse wird die durchschnittliche Artenzahl aller Einzelfallen zugeordnet (nicht die Anzahl der in Falle 1 gefangenen Arten). Dem 2. Punkt wird dann die durchschnittliche Artenzahl aller möglichen Kombinationen zweier Fallen zugewiesen, usw. (COLWELL & CODDINGTON 1994). Auf diesem Wege werden Fehler der Kurvenverläufe durch Zufallsfehler und Probenheterogenität vermieden. Mit Hilfe des Programms wurde ebenso die geschätzte Gesamtartenzahl ermittelt, darüber hinaus können noch eine Reihe weiterer nützlicher Kennwerte errechnet werden.

### **Kartierung der Beweidungsintensität**

In den Jahren 2000, 2001 und 2002 wurden im Laufe der Vegetationsperiode mehrere Kartierungen der Beweidungsintensität auf den Weidetieren zur Verfügung stehenden Flächen durchgeführt. Dabei wurde der in Tabelle 4 gezeigte Kartierschlüssel verwendet. Die Werte der Einzelkartierungen einer Vegetationsperiode wurden zu einem Jahreswert zusammengefasst, der dann als Wert der „aktuellen Beweidungsintensität“ in die Auswertung einging.

**Tabelle 4:** Stufen der Verbissintensität

<b>Verbiss-Intensität</b>	<b>% der Fläche</b>	<b>Beschreibung</b>
-	keine Beweidung	Keine Beweidung
0	0 (kein Verbiss)	Beweidung möglich, aber vollst. unbeweidet
1	< 33 %	Leichter Verbiss
2	33 – 66 %	Mittlerer Verbiss
3	> 66 %	Starker Verbiss
4	~ 100 %	Vegetation (fast) vollständig auf weniger als 10 cm abgefressen
5	-	Durch intensiven Tritt verursachte Offenbodenstellen

Tabelle 5: Die Charakterisierung der untersuchten Standorte

Nr.	Gruppe	Jahr	Untersuchungszeitraum	Boden	Vegetations- einheiten lt. Karte	Anm. (z.B. korrigierter Biotoptyp)	Brache- stadium	BWI zur Fangzeit	Mittlere Wasser- stufe
Ca01	7	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	A	Grünlandneueinsaat	1	3,0	4
Ca02	7	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	A	Grünlandneueinsaat	1	1,0	4
Ca03	4	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FR_III_rud		3	1,0	3
Ca04	6	2000	20.04.-18.09.	m	A	Grünlandneueinsaat	1	2,0	4
Ca05	6	2000	20.04.-18.09.	m	WW_II_me		2	3,0	4
Ca06	8	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	WW_eu	Knick, beweidet	4	3,8	4
Ca07	5	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_II_me		2	1,0	3
Ca08	8	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	WW_III_rud		4	1,0	4
Ca09	2	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_me / FW_II		1	1,8	2
Ca10*	5	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	Rö_me / GR_me		3	n.b.	1
Ca11	1	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	EB_eu		4	n.b.	1
Ca12	7	2000	20.04.-18.09.	m	WW_eu		1	3,7	4
Ca13*	5	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	KR		-	n.b.	2
Ca14*	5	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	M_oli		-	n.b.	1
Ca15	7	2000	20.04.-14.06.+01.08.-30.08.	m	WW_eu		1	1,4	4
Ca16	3	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	RUD_feu	am Eiderufer	3	2,7	3
Ca17	3	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FR	am Eiderufer	1	2,4	3
Ca18	6	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	WW_eu	Gebüsch, Störstellen	-	3,3	4
Ca19	2	2000	20.04.-18.09.	o	FW_eu		1	1,6	2
Ca20	4	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_II_eu		2	0,2	2
Ca21	3	2000	20.04.-14.06.+01.08.-30.08.	o	FW_III_rud	Ufer-Schlammبانke	-	0,7	2
Ca22	1	2000	20.04.-18.09.	o	FR_II		2	1,4	3
Ca23	4	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_II_eu	<i>Carex paniculata</i>	2	0,0	2
Ca24	2	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_II_eu	Hochstaudenflur	2	2,2	2
Ca25	1	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FR_II		2	2,7	3
Ca26	9	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	FW_III_rud		3	1,0	2
Ca27	2	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	o	Rö_rud	In FW_III_rud	3	1,0	2
Ca28*	6	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	WW_II_me		1	n.b.	4
Ca29	6	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	WW_II_me		2	4,0	4
Ca31	9	2000	20.04.-14.06.+01.08.-18.09.	m	RUD_tro		3	2,1	4
KK*	9	2001	15.04.-18.09.	m	n.k.	Magerrasen	-	n.b.	4
SSFO*	9	2002	15.04.-18.09.	m	MR / TG_eu		2	n.b.	4
SSFW*	8	2002	15.04.-15.10.	m	Laub		4	n.b.	4
FM	1	2002	15.04.-15.10.	o	RUD_feu / FW_II	Flutmulde	3	4,0	3
ÜF	1	2001	11.05.-18.09.	o	FR / FR_II	Flutmulde	1	2,8	3
Cross*	9	2001	23.05.-18.09.	m	n.k.	Magerrasen	-	n.b.	4
HRW	9	2001	23.05.-18.09.	m	WW_II_me		2	n.k. (2)	4
Ton*	9	2001	15.04.-18.09.	m	n.k.	Rö / Weidengebüsch	-	n.b.	n.k.

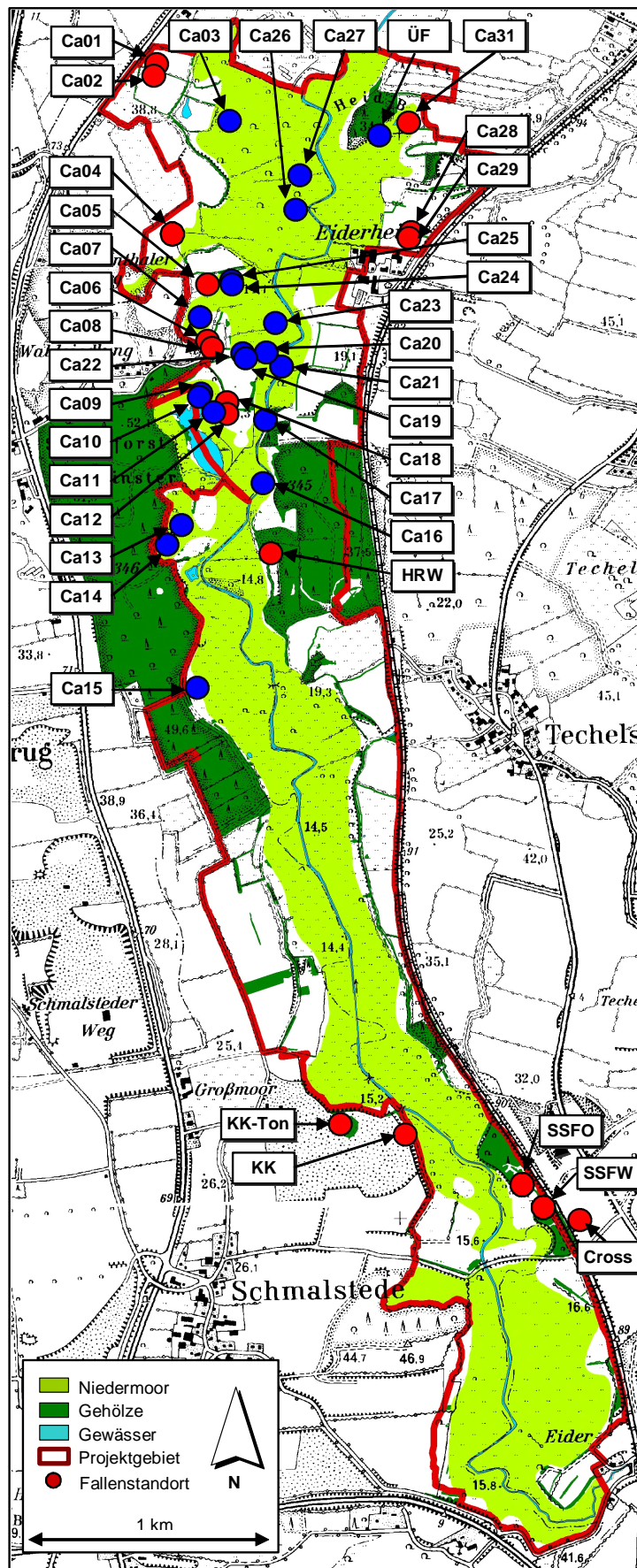


Abbildung 6: Die Lage der Fallenstandorte für die Carabidenerfassung des Jahres 2000

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Nach der Clusterung sowohl aus dem Sörensen- (Abbildung 7) als auch aus dem Renkonen-Index ergibt sich eine klare Trennung zwischen Niedermoor- und Mineralbodenstandorten. Diese Lebensraumtypen werden deshalb im weiteren Text gesondert dargestellt. Die Clusterung der Standorte nach der Renkonen-Dominanzidentität ergibt eine weitaus weniger nachvollziehbare Einteilung der Standorte als nach der Sörensen-Artenidentität. Für diese wenig aussagekräftige Unterteilung kann die Anfälligkeit des Renkonen-Indexes gegenüber dominanten Arten die Ursache sein. Über alle Fallen auf organischen Böden gemittelt stellen die beiden dominantesten Arten (*Carabus granulatus* und *Pterostichus nigrita*) 41 % der Individuen. *Carabus granulatus* ist beispielsweise an 16 der 20 ausgewerteten Fallenstandorte eudominant und stellt insgesamt 28 % aller Individuen auf Moorböden mit Dominanzen von 15 bis 60 %. Im weiteren wird auf die Beschreibung der Ergebnisse der Clusterung nach dem Renkonen-Index verzichtet, denn die Standorte sollen nach ihrer gesamten Artengemeinschaft und nicht aufgrund der Abundanzunterschiede weniger dominanter Arten gruppiert werden.

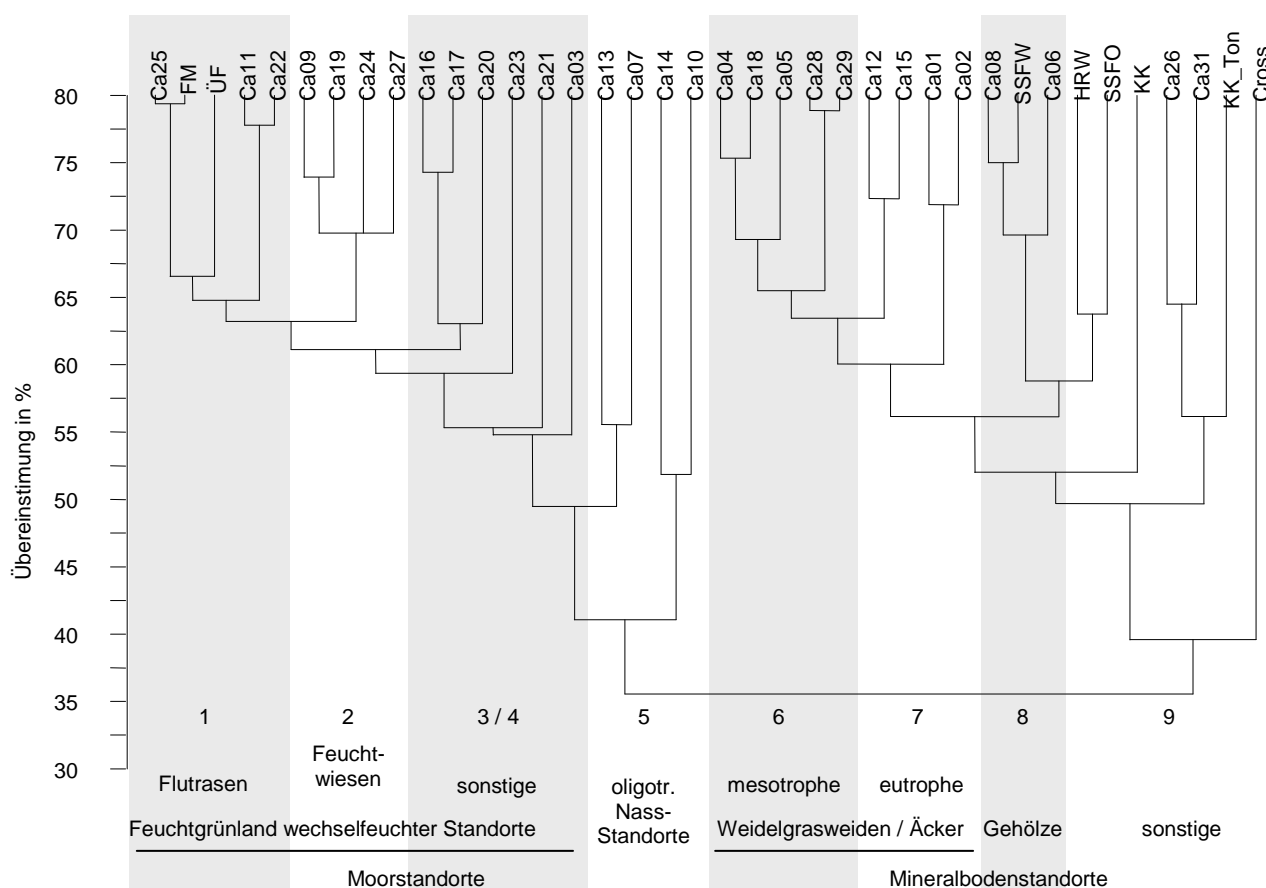


Abbildung 7: Die Gruppierung der Fallenstandorte durch Average-Cluster-linkage nach dem Sörensen-Index der Artenidentität

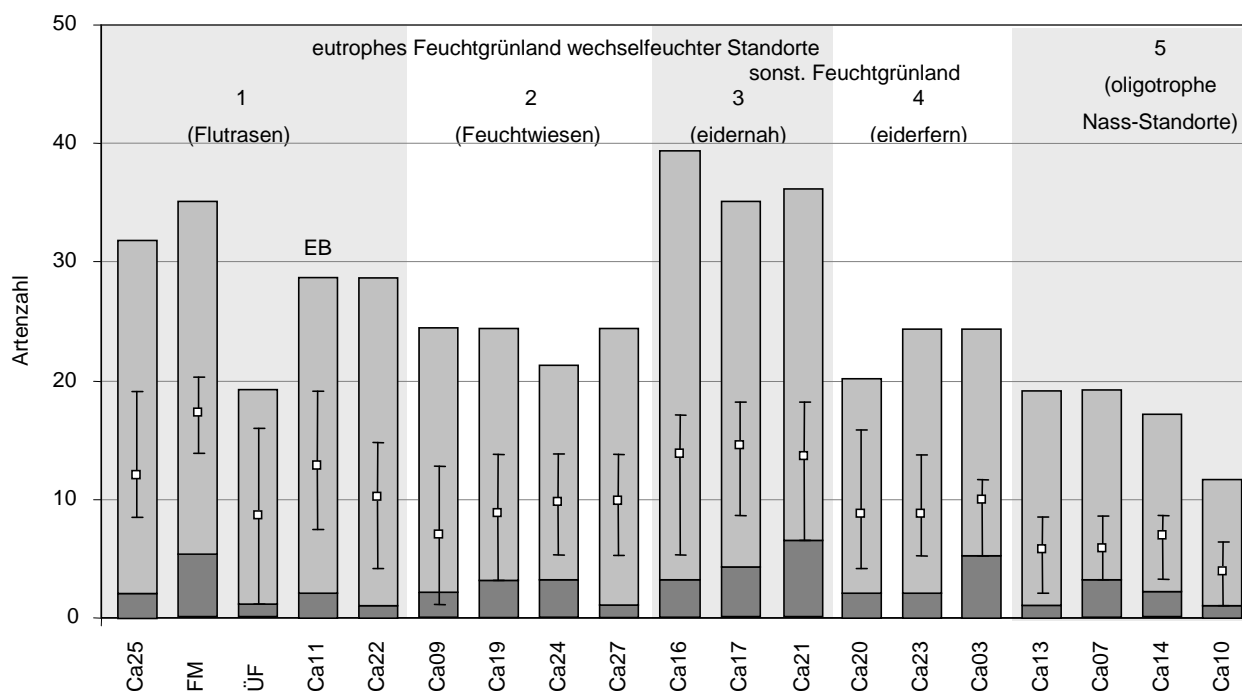


### 3.1 Die Fallenstandorte auf Moorboden im Vergleich

#### 3.1.1 Ähnlichkeit der Standorte nach Artenidentität

Durch Clusterung nach dem nur die Artenidentitäten berücksichtigenden Sørensen-Index ergibt sich eine gut interpretierbare Gruppierung der Standorte. Vier Fallenstandorte (Ca25, FM, ÜF, Ca22) zeigen untereinander hohe Übereinstimmungen von 65 bis 80 % und bilden die Gruppe 1 „Flutrasen“. Zu diesen zählt der Artenidentität nach auch ein Erlenbruch (Ca11). Die Gruppe 2 „Feuchtwiesen“ wird von vier Standorten gebildet (Ca09, Ca19, Ca24, Ca27), die untereinander zu 70 % dieselben Arten aufweisen. Eine Reihe von Fallenstandorten (Ca16, Ca17, Ca20, Ca23, Ca21, Ca03) auf Feuchtgrünland kann anhand des Indizes nicht gruppiert werden. Sie zeigen aber zu der folgenden Gruppe große Distanzen und werden deshalb von den Gruppen 1 und 2 abgetrennt und als „sonstiges Feuchtgrünland wechselfeuchter Standorte“ zusammengefasst. Im folgenden wird diese Gruppe aufgrund der Lage der Fallenstandorte im Raum in eine Gruppe 3 „eidernahes Feuchtgrünland“ (Ca16, Ca17, Ca21) und Gruppe 4 „eiderfernes Feuchtgrünland“ (Ca03, Ca20, Ca23) eingeteilt. Von diesen vier Gruppen trennen sich vier Fallenstandorte nährstoffarmer und ständig nasser Böden ab (Ca13, Ca07, Ca14, Ca10), die zur Gruppe 5 „oligotrophe Nass-Standorte“ zusammengefasst werden.

#### 3.1.2 Artendiversität



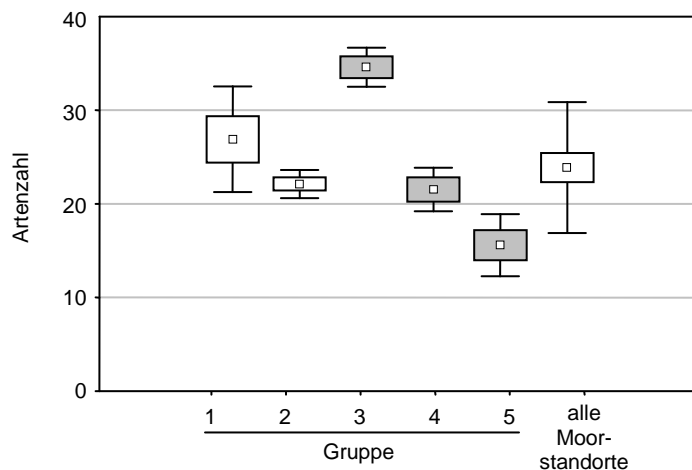
**Abbildung 8:** Die Gesamt-Artenzahl (hellgraue Säulen) und die Zahl der Rote-Liste-Arten (dunkelrote Säulen) der nach der Sørensen-Artenidentität sortierten Fallenstandorte auf Moorböden (die kleinen Kästchen geben die über die neun Einzelfallen gemittelte Artenzahl je Einzelfalle an, die Fehlerbalken geben die maximale und die minimale Artenzahl je Einzelfalle an).

Die Moorstandorte sind mit insgesamt 77 Arten artenärmer als die Mineralbodenstandorte (Tabelle 6). Mit maximal 39 Arten sind auch die Einzelstandorte artenärmer als die Vergleichsstandorte auf Mineralboden (Abbildung 8). Die artenreichsten Lebensräume mit mehr als 30 Arten sind die allesamt eidernahen Standorte (Ca21), die Flutmulde (FM), ein Flutrasen (Ca17), eine feuchte Ruderalfläche

(Ca16) und eine Flutrasenbrache (Ca25). Über 20 bis 30 Arten konnten in einer Vielzahl von Lebensraumtypen nachgewiesen werden, so in einem durch *Carex paniculata*-Bulte geprägten Großseggenried (Ca23), in eutrophen Feuchtwiesen (Ca19, Ca09, Ca20), in ruderalisierten Feuchtwiesenbrachen (Ca26, Ca03), in Flutrasenbrachen (Ca22), im Röhricht (Ca10) und im Erlenbruch (Ca11). Die geringsten Artenzahlen mit 10 bis 20 Arten wurden in einer lang überstauten Senke (ÜF), im oligotrophen Kesselmoor (Ca14), im an dieses anschließende Kleinseggenried (Ca13), in Feuchtwiesenbrachen (Ca07, Ca24) sowie in einem Röhricht (Ca10) erfasst.

### **Standortsgruppierung nach Artenidentität**

Vergleicht man die Artenzahlen der nach dem Sørensen-Index gebildeten Gruppen, dann ergeben sich erhebliche Unterschiede. So nimmt die mittlere Artenzahl je Gruppe in folgender Reihung ab: Eidernahe sonstige Feuchtgrünlandstandorte (34,7 Arten), Flutrasen (27), Feuchtwiesen (22,5), sonstige eiderferne Feuchtgrünlandstandorte (21,7) und oligotrophe Nass-Standorte (15,8). Die Gruppe 3 weist eine signifikant höhere, die Gruppen 4 und 5 signifikant niedrigere Artenzahlen als der Durchschnitt aller Artenzahlen der Moorbodenstandorte auf (Abbildung 9).



**Abbildung 9:** Die Artenzahlen der nach der Clustering gebildeten Gruppen, grau unterlegte Gruppen haben eine signifikant höhere bzw. niedrigere Artenzahl (Mann-Whitney-U-Test mit  $p < 0,05$ ) als der Durchschnitt über alle Niedermoorfallenstandorte (angegeben sind der Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung)

### **3.1.3 Naturschutzrelevante Arten**

In den Fällen auf Niedermoorstandorten wurden insgesamt 12 Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins belegt. Der Standort mit dem höchsten Anteil an gefährdeten Arten (22 %) ist eine ruderalisierte Feuchtwiesenbrache (Ca03). Zwei der drei untersuchten Feuchtwiesenbrachen (Ca07, Ca24) weisen mit 15 bzw. 17 % ebenfalls einen hohen Anteil an gefährdeten Arten auf. In ihnen treten aber vor allem der im Eidertal weit verbreitete (an 11 von 19 Niedermoorstandorten) *Acupalpus exiguus* und der für diesen Lebensraum untypische *Carabus auratus* auf, welches den vermeintlichen Naturschutzwert dieser Feuchtwiesen relativiert. Eine größere Anzahl naturschutzrelevanter Arten wie z.B. *Elaphrus uliginosus*, *Blethisa multipunctata*, *Chlaenius nigricornis*, *Panagaeus cruxmaior* oder



*Pterostichus gracilis* kommen z.T. exklusiv und in größeren Aktivitätsdichten in den artenreichen eidernahen Lebensräumen vor, so z.B. in einer lange überstauten Flutmulde auf Flutrasen (FM mit 15 % Arten der Roten Liste) oder auf den schlammigen Uferbänken (Ca21, 17 %) bzw. in den Flächen direkt neben der Eider (Ca17, 12 %).

Unter Berücksichtigung der Gruppierung nach dem Sörensen-Index ergibt sich bei der Betrachtung der naturschutzrelevanten Arten ebenfalls eine hohe Bedeutung der eidernahen Feuchtgrünlandstandorte. In den Fällen dieser Standorte wurden neben der höchsten Anzahl an gefährdeten Arten (durchschnittlich 4,3; insgesamt 8) auch die meisten exklusiven Arten (*Bembidion articulatum*, *B. biguttatum*, *Stenolophus mixtus*, *Lasiotrechus discus*, *Amara ovata*, *Dyschirius lüdersii*, *Pterostichus gracilis*) nachgewiesen. Jedoch kommen auch an den anderen Standortgruppen exklusive Arten vor: So sind in den Flutrasen die einzigen Fundorte des in Schleswig-Holstein stark gefährdeten *Blethisa multipunctata* gelegen. Mit *Patrobus atrofufus*, dem gefährdeten *Pterostichus rhaeticus* und *Platynus assimilis* sind im Erlenbruch (Ca11) (der auch dieser Standortgruppe angehört) weitere exklusive Arten nachgewiesen. Im eiderfernen Feuchtgrünland wurden mit *Anthracus consputus* und *Bembidion lunulatum* nur noch zwei exklusive Arten – und diese auch nur in Einzelexemplaren – beobachtet. Ähnlich wenige exklusive Arten kommen mit *Badister peltatus* (stark gefährdet), *Agonum gracile* und *Bembidion assimile* in der Standortgruppe 5 vor.

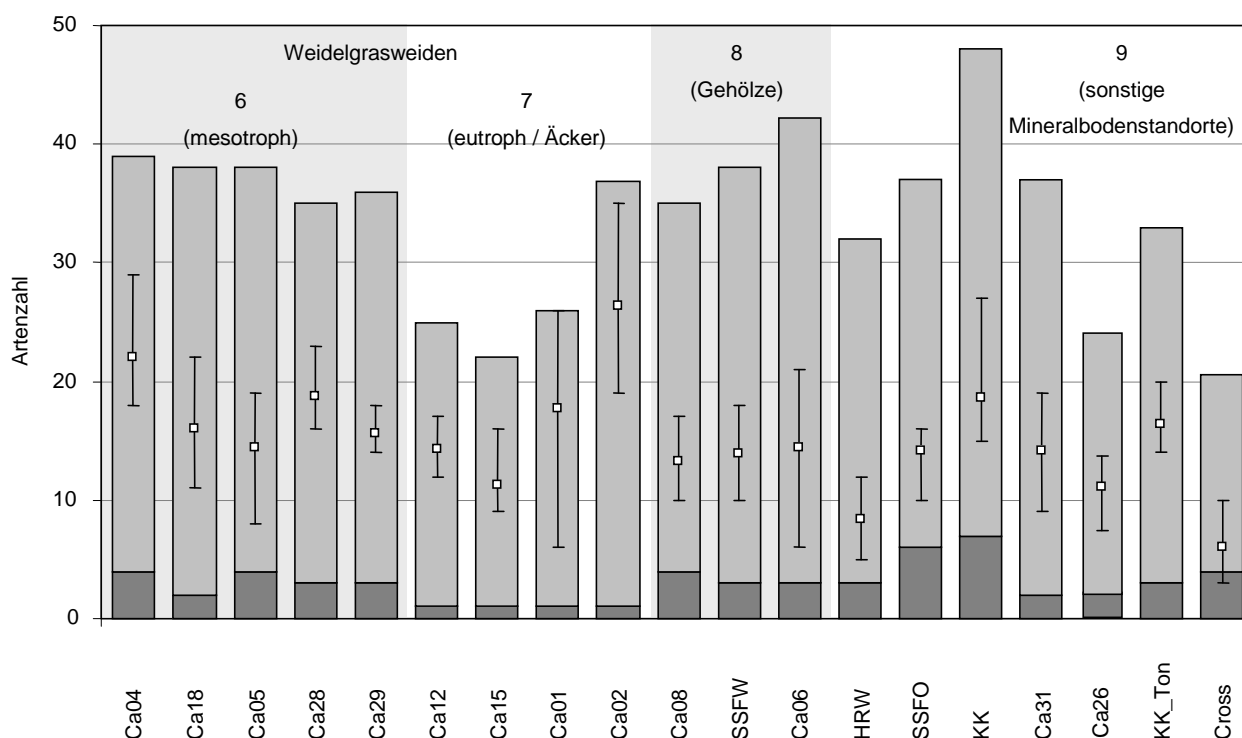
Eine Reihung der Standortgruppen nach den naturschutzrelevanten Arten zeigt die selbe Tendenz wie bei der Reihung nach der Gesamtartenzahl, wobei die Unterschiede statistisch nicht signifikant sind: Die eidernahen Feuchtgrünlandtypen weisen insgesamt acht Arten der Roten Liste und sieben exklusive Arten auf. Die Flutrasen (inkl. Erlenbruch) folgen mit insgesamt sechs gefährdeten und vier exklusiven Arten. Die eiderfernen Feuchtgrünlandstandorte (sechs gefährdete, zwei exklusive), die oligotrophen Nass-Standorte (vier gefährdete, drei exklusive) und die Feuchtwiesen (vier gefährdete, keine exklusive) weisen nur noch wenige naturschutzrelevante Arten auf.

## 3.2 Die Fallenstandorte auf Mineralboden im Vergleich

### 3.2.1 Ähnlichkeit der Standorte nach Artenidentität

Mit 60 % Übereinstimmung sind sich fünf Weidelgrasweiden unterschiedlichen Typs aber meist mesotropher Ausprägung sehr ähnlich und werden damit zur Gruppe 6 zusammengefasst (Abbildung 7). Von diesen trennen sich bei 63 bzw. 60 % Übereinstimmung zwei Gruppen (die eutrophen Weidelgrasweiden Ca12 und Ca15 und die ehemaligen Äcker Ca01 und Ca02) ab, die zur nächsten Gruppe nur wenig Übereinstimmung zeigen und deshalb zur Gruppe 7 vereint werden. Alle untersuchten Gehölzstandorte auf Mineralboden (Ca06, Ca08, SSW) zeigen 70 % Übereinstimmung zueinander und werden aus diesem Grunde zur Gruppe 8 zusammengefasst. Da die anderen Standorte nur in geringem Maße übereinstimmen und keine definierbare Gruppe bilden, werden sie im weiteren unter der Gruppe 9 „sonstige Mineralbodenstandorte“ geführt.

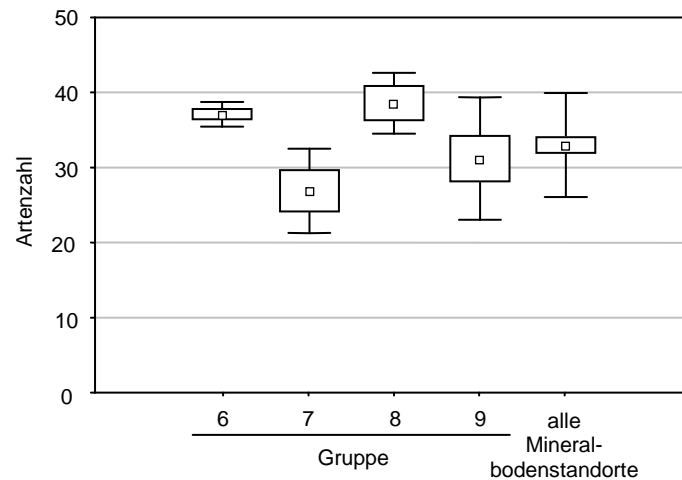
### 3.2.2 Artendiversität



**Abbildung 10:** Die Gesamt-Artenzahl (hellgraue Säulen) und die Zahl der Rote-Liste-Arten (dunkelgraue Säulen) der nach der Sørensen-Artenidentität sortierten Fallenstandorte auf Mineralböden (die kleinen Kästchen geben die über die neun Einzelfallen gemittelte Artenzahl je Einzelfalle an, die Fehlerbalken geben die maximale und die minimale Artenzahl je Einzelfalle an).

An den Mineralbodenstandorten wurden insgesamt 97 Arten nachgewiesen. Der mit 48 Arten artenreichste Fallenreihenstandort befindet sich in einer dem Projektgebiet angrenzenden Kiesabbaustelle (Abbildung 10). Mit mehr als 40 Arten ist ein durchweideter Knick (Ca06) ebenfalls relativ artenreich. Der Großteil der Fallenstandorte weist zwischen 30 und 40 Arten auf, an fünf Standorten wurden lediglich 21 bis 26 Arten beobachtet.

Betrachtet man die nach der Artenidentität gebildeten Gruppen, so zeigen sich Gruppen mit einer besonders hohen Artenvielfalt (Abbildung 11). Die mesotrophen Weidelgrasweiden (Gruppe 6: 37,2 Arten) und die Gehölze (Gruppe 8: 38,3 Arten) weisen nur ca. fünf Arten mehr als die Gruppe 9 (33,4 Arten), aber gut 10 Arten mehr als die Standorte der Gruppe 7 (27,5 Arten) auf. In der Gruppe der sonstigen Mineralbodenstandorte fällt auf, dass unter ihnen sowohl der artenreichste (KK) als auch der artenärmste Standort (Cross) zu finden ist.



**Abbildung 11:** Die Artenzahlen der nach der Clustering gebildeten Gruppen, keine der Gruppen unterscheidet sich signifikant vom Durchschnitt (Mann-Whitney-U-Test mit  $p < 0,05$ ) über alle Mineralbodenstandorte (angegeben sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung)

### 3.2.3 Naturschutzrelevante Arten

In den Fallen auf Mineralbodenstandorten im Projektgebiet und an den angrenzenden Standorten wurden insgesamt 16 Arten der Roten Liste Schleswig-Holsteins belegt.

Die meisten gefährdeten Arten treten in den Magerrasenstandorten (KK: 7 Arten, SSFO: 6 Arten) auf, in den eutrophen Weidelgrasweiden und auf den ehemaligen Äckern hingegen wurde nur eine Art der Roten Liste (*Carabus auratus*) gefunden. An allen anderen Standorten wurde neben *Carabus auratus* mindestens eine weitere gefährdete Art beobachtet. Die Gruppe 7 ist innerhalb der Mineralbodenstandorte nicht nur die an Gesamtarten, sondern auch die an gefährdeten Arten ärmste Gruppe. Die anderen Standortgruppen unterscheiden sich mit durchschnittlich 3,2 (Gruppe 6) bis 3,9 (Gruppe 9) Arten der Roten Liste nur unwesentlich voneinander.

In der Ausstattung mit exklusiven Arten treten besonders große Unterschiede zwischen den Gruppen 6, 8 und 9 auf. Die Gruppe 7 zeigt eine große Anzahl exklusiver aber durchweg ungefährdeter (die Anzahl gefährdeter Arten ist in dieser Gruppe signifikant niedriger als im Durchschnitt über alle Mineralbodenstandorte) und vor allem sehr eurytoper Arten (*Amara fulva*, *A. bifrons*, *A. apricaria*, *Syntomus foveatus*, *Harpalus rufipalpis*, *Agonum mülleri*). Ebenso viele exklusive Arten (*Carabus coriaceus*, *Dromius melanocephalus*, *Leistus rufomarginatus*, *Calathus rotundicollis* und *Pterostichus oblongopunctatus*) sind in der Gehölzgruppe 8 zu finden, unter ihnen aber ebenfalls keine gefährdete Art. Mehrere exklusive und z.T. gefährdete Arten leben in den mesotrophen Weidelgrasweiden der Gruppe 6 (*Amara aulica*, *A. lunicollis*, *Carabus auratus*, *Cicindela campestris*, *Poecilus lepidus*, *P. cupreus* und *Synuchus vivalis*). Eine hohe Anzahl exklusiver Arten (16) sind an den unterschiedlichen Standorten der Gruppe 9 beobachtet worden. Darunter befinden sich die gefährdeten Arten *Asaphidion pallipes*, *Carabus cancellatus*, *Dyschirius angustatus*, *Stenolophus skrimshiranus* und *Microlestes minutulus*.

### 3.3 Arten der Uferstandorte und weitere Artnachweise

Die Fallen am Eiderufer wurden über einen Zeitraum von lediglich 13 Tagen eingesetzt, multipliziert man dieses mit der Fallenanzahl, ergeben sich 470 Fangtage, welches den Fangtagen am bereits beschriebenen und ebenfalls am Eiderufer eingesetzten Fallenstandort Ca21 entspricht. In den Uferfallen fanden sich wie bei Ca21 insgesamt 34 Arten, davon 5 gefährdete Arten (*Agonum sexpunctatum*, *Bembidion obliquum*, *Chlaenius nigricornis*, *Elaphrus uliginosus*, *Notiophilus substriatus*). Die 5 Arten *B. obliquum*, *Dyschirius aeneus*, *Notiophilus substriatus*, *Platynus albipes* und *Agonum marginatum* sind im Rahmen dieser Fänge erstmals nachgewiesen worden, gelten daher als für diesen Standortstyp exklusive Arten.

Die Ergebnisse der Untersuchung an den Uferstandorten unterstreichen die bereits mehrfach genannte Bedeutung der ufernahen Standorte als Lebensraum für eine große Anzahl von vielfach gefährdeten bzw. nur hier vorkommenden Laufkäferarten.

Im Rahmen späterer Untersuchungen erfolgten weitere Artnachweise, so dass sich die Gesamtartenzahl im Gebiet auf insgesamt 141 erhöht (*Agonum viridicupreum*<sup>0</sup>, *Amara anthobia*<sup>0</sup>, *A. eyrinota*<sup>3</sup>, *A. similata*, *Bembidion doris*, *B. tetragrammum*, *Dyschirius thoracicus*, *Harpalus quadripunctatus*<sup>2</sup>, *Platynus albipes*, *Trichocellus placidus*, *Omophron limbatum*<sup>3</sup>, *Dromius quadrimaculatus*, *Dromius signatus*, *Dromius agilis*, *Demetrias imperialis*<sup>3</sup>, *Demetrias atricapillus* (die exponierte Zahl stellt die Gefährdungskategorie der Roten-Liste Schleswig-Holsteins dar)).

### 3.4 Methodendiskussion

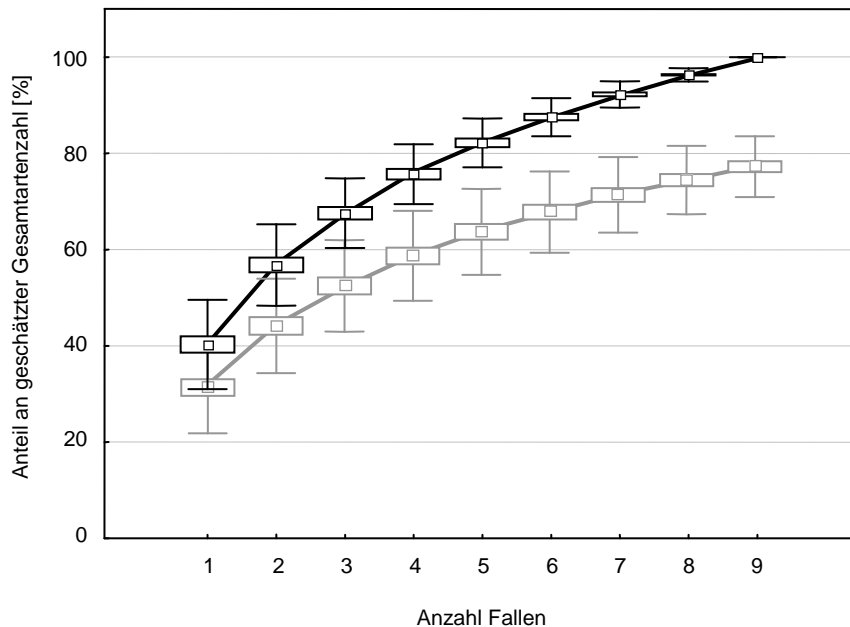
#### Barberfallen

Die Barberfallen sind zwar eine sehr häufig angewandte Methode bei der Untersuchung von epigäischen Arthropoden, dennoch gibt es eine Vielzahl von Kritikpunkten bei dieser Methode (MÜLLER 1984, ADIS 1979, LUFF 1975). Dabei sind es auch sehr grundsätzliche Parameter, deren sichere Bestimmung durch Barberfallen keinesfalls gewährleistet ist. Weder die genaue Artenzahl eines Raumausschnittes wird bei noch vertretbarem Aufwand jemals durch Barberfallen sicher bestimmt werden können (z.B. LÜBKE-AL HUSSEIN 1997, KOTZE & NIEMELÄ 2002), noch sind genaue Aussagen zu der Populationsgröße möglich (PARMENTER et al. 1989). Darüber hinaus ist der Falleninhalt nicht nur abhängig von der Ausstattung eines Raumes mit Arten und ihren Populationsdichten, sondern selbst die verwendete Fangflüssigkeit kann die Fangergebnisse der Barberfallen beeinflussen (RENNER 1981, LUFF 1968). Ebenso kann der Fallenaufbau eine Rolle spielen (MORRILL et al. 1990), so wie die Häufigkeit des Fallenwechsels von Bedeutung sein kann, denn durch den sog. „digging-in-effect“ sollen frisch eingegrabene Fallen effektiver sein als schon länger eingesetzte (GREENSLADE 1973).

### Arten-Fallen-Relation

Bei den Barberfallen sind eine solche Vielzahl von das Ergebnis beeinflussenden Faktoren ausgemacht worden, dass es unmöglich scheint, keinen Fehler zu begehen. Der sicherlich am stärksten das Ergebnis beeinflussende Parameter ist jedoch die Zahl der eingesetzten Fallen pro Standort. Da das Ziel dieser Untersuchung neben der Erfassung der gesamten Laufkäferfauna des Gebietes der Vergleich der Lebensgemeinschaften unterschiedlicher Lebensraumtypen war, mussten die Lebensgemeinschaften auch möglichst vollständig erfasst werden. So wurde trotz der Vielzahl von untersuchten Standorten eine hohe Fallenzahl pro Standort eingesetzt, welches von vielen Autoren gefordert wird (z.B. MÜHLENBERG 1989, TRAUTNER 1992). Trotzdem sind die Ergebnisse einer Barberfallen-Untersuchung nur eingeschränkt miteinander vergleichbar. So lange der Artenbestand der Flächen nicht vollständig erfasst wird und die beobachteten Arten einen mehr oder weniger zufälligen Ausschnitt des gesamten Artenbestandes darstellen, ist der Vergleich der Inhalte von einzelnen oder sehr wenigen Fallen als fragwürdig zu bezeichnen.

Die Arten-Fallen-Kurven nach den in dieser Untersuchung gewonnenen Daten ist in Abbildung 12 dargestellt und zeigt, dass die Steigung der Kurve ab ca. 5 Fallen abfällt, jedoch bei weitem nicht Abszissen-parallel verläuft. Der Vergleich mit der aufgrund der Daten der neun Fallen geschätzten Gesamtartenzahl zeigt, dass mit neun eingesetzten Fallen durchschnittlich fast 80 % der geschätzten Gesamtafauna nachgewiesen werden konnte.



**Abbildung 12:** Der Anteil mittels verschiedener Fallenzahlen ermittelten Artenzahlen an der geschätzten Gesamtartenzahl (graue Kurve: 100 % entspricht der mit 9 Fallen ermittelten Artenzahl; schwarze Kurve: 100 % entspricht der geschätzten Gesamtartenzahl (zum Jackknife-Schätzverfahren siehe SOUTHWOOD 2000)). Die Steigung der Kurve nimmt mit zunehmender Fallenzahl stetig ab, ist jedoch selbst bei 9 Fallen nicht Abszissen-parallel. (dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung; zu Grunde liegen die Falldata der in Kapitel 2.2 behandelten Standorte).

### 3.5 Die Standortgruppen und die Bedeutung der Beweidung

Die untersuchten Standorte lassen sich wie bereits erläutert nach den Vegetationseinheiten gruppieren. Die Laufkäfergemeinschaften zeigen innerhalb der gebildeten Gruppen hohe Übereinstimmungen nach der Artenidentität, aber auch in der Gesamtartenzahl und dem Anteil gefährdeter Arten. Die Vegetationseinheiten spiegeln dabei einerseits die abiotischen Eigenschaften (z.B. Bodenwasserhaushalt und Bodentyp) einer Fläche wieder, andererseits ist an ihnen auch die langjährige Nutzungsgeschichte an diesem Standort ablesbar. Eventuelle Unterschiede in den Laufkäferzönosen zwischen den Standortgruppen sind also möglicherweise durch Unterschiede in der Vegetationsstruktur und damit auch der Beweidungsintensität bedingt.

**Tabelle 7:** Die Standortgruppen und die im Untersuchungsjahr kartierten Verbissintensitäten der einzelnen Standorte

Boden	Gruppe	Vegetationseinheit	Mittlere Artenzahl	Verbiss-Intensität (Einzeldaten)	Mittlere Verbissintensität	Mittlere Wasserstufe
Moor	1	Flutrasen (außer Ca11: Erlenbruch)	27	1, 3, 4, 4	3	2,6
	2	Feuchtwiesen	22,5	1, 2, 2, 2	1,8	2
	3	sonstiges eidernahes Feuchtgrünland	34,7	1, 2, 3	2,0	2,7
	4	sonstiges eiderfernes Feuchtgrünland	21,7	0, 0, 1	0,3	2,3
	5	oligotrophe Nass-Standorte	15,8	1, -, -, -	0,3	1,8
Mineral	6	mesotrophe Weidelgrasweiden	37,2	2, 3, 3, 4, -	3,2	4
	7	eutrophe Weidelgrasweiden und Äcker	27,5	1, 3, 4, -	3,0	4
	8	Gehölze	38,3	3, 4, -	2,3	4
	9	sonstige Standorte auf Mineralboden	33,4	2, -, -, -, -, 1	1,0	4

Tatsächlich werden der Verbiss-Intensitäts-Kartierung nach einige Vegetationseinheiten eher beweidet als andere Vegetationseinheiten (Tabelle 7). Die Flutraseneinheiten werden durchweg mittel bis intensiv beweidet, währenddessen die Feuchtwiesen allesamt nur schwach beweidet werden. Das eiderferne Grünland unterscheidet sich vom eidernahen Grünland nicht nur durch die Lage zur Eider, die eidernahen Standorte sind darüber hinaus stärker beweidet worden als das sonstige eiderferne Grünland. Die höheren Artenzahlen im eidernahen Grünland könnten demnach auch durch die intensivere Beweidung bedingt sein und nicht durch die Eidernähe. Dagegen spricht aber, dass der Standort Ca21 im Untersuchungsjahr wegen eines weitgehend intakten Zaunes nur sehr kurzzeitig beweidet wurde und trotzdem eine sehr hohe Artenzahl aufweist.

Obwohl mit zunehmender Verbissintensität die Artenzahlen der Laufkäfergemeinschaften zunehmen, sollten anhand der vorgestellten Daten können keine über diese groben Tendenzen hinausgehenden Aussagen über den Einfluss einer Beweidung bzw. des Brachfallens auf die Lebensräume und damit die Laufkäfergemeinschaften getroffen werden. Hierfür sind speziell auf diese Fragestellung ausgerichtete Untersuchungen nötig, wie sie in Kapitel 2.2 vorgestellt werden.

### **Carabidengemeinschaft der Flutrasen (Gruppe 1)**

Die folgenden Arten haben in der Gruppe 1 ihr Hauptvorkommen (mind. 50 % der Ind. in dieser Gruppe): *Blethisa multipunctata*, *Chlaenius nigricornis*, *Elaphrus riparius*, *Patrobus atrorufus*, *Platynus assimilis*, *Pterostichus rhaeticus*. Unter diesen ist mit *P. assimilis* eine Gehölzart (LINDROTH 1945) (zu den Artengemeinschaften der Flutrasen gehört der Cluster-Analyse nach auch der einzige Erlenbruch-Standort), *P. rhaeticus* bewohnt ebenso Erlenbruchwälder, kommt aber auch in offenen Lebensräumen (z.B. Hochmooren) vor. Die anderen Arten sind Spezialisten des stark wechselfeuchten, oft überfluteten Offenlandes, wo sie vor allem an Offenbodenstellen zu finden sind. Eine natürliche Überflutungsdynamik zum richtigen Zeitpunkt – nicht nur im Winter (HEHMANN 1999), sondern am besten bis Mai (HANDKE 1997) – bzw. die Beweidung im stark wechselfeuchten Grünland (mittlere Wasserstufe der Flutrasen = 2,6; mittlere Verbissintensität = 3) scheinen Schlüsselfaktoren für diese Arten zu sein. HOLMES et al. (1993) ordnen *B. multipunctata* und *C. nigricornis* in einen Lebensraumtyp „managed rich fen“ ein und erläutern das Attribut „managed“ folgendermaßen: „the exposure and erosion of bare peat is usually caused by overgrazing and trampling, and was classed as management“, wobei die angesprochene Beweidung nicht unbedingt im Jahr der Untersuchung stattgefunden haben muss, sondern bereits länger zurückliegen darf. *B. multipunctata* ist eine nicht nur in Norddeutschland gefährdete Art (HOLMES et al. 1993) und wird auch aus diesem Grund (neben der guten Bestimmbarkeit) als besonders geeignete Zielart für Nasswiesen genannt (HUK 1997). Der Erhalt dieser Art im Niedermoorgrünland soll dazu führen, dass auch die Habitatansprüche weiterer Arten mit ähnlichem Verbreitungsmuster erfüllt werden, wobei die bei HUK (1997) genannten Arten sich nicht nur aus der Gruppe 1, sondern auch aus anderen Gruppen rekrutieren.

Im Eidertal steht *B. multipunctata* für eine auch an gefährdeten Arten reiche Gemeinschaft der Flutrasen, die zusammen mit der Gruppe des eidernahen Feuchtgrünlandes eine hohe Bedeutung für den faunistischen Artenschutz im Niedermoorgrünland hat. Dabei sollte bemerkt werden, dass die Bedeutung der Flutrasen für den floristischen Artenschutz vollkommen anders beurteilt wird (SCHRAUTZER, mdl. Mitt.).

### **Carabidengemeinschaft der Feuchtwiesen (Gruppe 2)**

Keine Laufkäferart hat ihr Hauptvorkommen in den Feuchtwiesen des Eidertales, lediglich Nebenvorkommen z.T. gefährdeter Arten konnten hier beobachtet werden. Die Standorte der Gruppe 2 sind zudem durchweg artenarm. Die mittlere Wasserstufe von 2 zeigt zwar ständig nasse Verhältnisse an, trotzdem haben sich hier keine artenreichen Carabidengemeinschaften des Feuchtgrünlandes etablieren können. Möglich ist, dass nicht die durchschnittliche Bodenfeuchte sondern die Extrema in Form von Überflutung bedeutsam sind. Lang anhaltende Überflutungen schaffen im Gegensatz zu ständig oberflächennahem Grundwasser vegetationsarme Flächen, die für zahlreiche Arten einen wichtigen Habitatbaustein darstellen; möglicherweise weniger wegen der angebotenen Strukturen als wegen der Konkurrenzarmut (POETHKE 1997). Ein weiterer Grund für die Artenarmut kann die schlechte Verfassung der Feuchtwiesen des Eidertals sein, denn sie sind größtenteils entwässert und wegen intensiver Mineralisation des Oberbodens stark eutrophiert (JENSEN et al. 2001). Die untersuchten Feuchtwiesen wurden darüber hinaus weniger stark beweidet

als die Flutrasen, möglicherweise fehlen hier Störstellen oder ein beweidungsinduziertes Nebeneinander beweideter und unbeweideter Flächen.

### **Carabidengemeinschaften des eidernahen Feuchtgrünlandes (Gruppe 3)**

Diese Gemeinschaft ist sehr artenreich und weist eine hohe Zahl gefährdeter und exklusiver Arten auf. Hierfür ist weder die mittlere Wasserstufe noch die Beweidungsintensität verantwortlich, denn Uferlebensräume gehören zu den natürlicherweise an Laufkäferarten reichsten Lebensraumtypen (EYRE et al. 2002). In diese Gruppe werden dabei zwei Standorte einsortiert, die sich vom „typischen“ Uferstandort Ca21 durch fehlende Schlammflächen und andere Requisiten unterscheiden, aber im Gegensatz zu Ca21 stark beweidet werden und Trittspuren aufweisen. Alle zusammen weisen eine einander verwandte Laufkäfergemeinschaft auf, darunter kommen Spezialisten unterschiedlicher Biotoptypen gemeinsam vor. So ist neben der für Röhrichte typischen Art *Agonum thoreyi* (SCHÜRSTEDT & ABMANN 1999) auch der für Schlammflächen typische *Bembidion articulatum* (NIEMEIER et al. 1997) als Spezialist für diese Gruppe ermittelt worden. Beweidung an ufernahen Stellen fördert möglicherweise die Ausbildung einer artenreichen, eigentlich für natürlich dynamische Ufer typische Laufkäfergemeinschaft. Zusammen mit den im Rahmen der Kurzzeit-Untersuchung der Uferlebensräume ermittelten Arten zeigt sich die enorme Bedeutung von gut ausgeprägten Uferstandorten (flache Ufer, offene Schlammflächen mit eingestreuten vegetationsbestandenen Flächen) für den Erhalt einer hohen Laufkäferdiversität in Flussauen, denn diese fungieren sowohl als Refugial- als auch als Donatorstandort bei der Ausbreitung in die angrenzenden verarmten Lebensräume hinein (FRENCH & ELLIOTT 1999).

### **Carabidengemeinschaften des eiderfernen Feuchtgrünlandes (Gruppe 4)**

Diese Gruppe ist ähnlich der Gruppe 2 (Feuchtwiesen) außerordentlich artenarm und kann keine ihrer eignen Spezialisten aufweisen. Einzig das Auftreten der Arten *Elaphrus uliginosus* und *Bembidion lunulatum* weist auf eine potenziell artenreiche Synusie hin, denn nach HOLMES et al. (1993) gehören diese Arten zur Lebensgemeinschaft der beweideten, nährstoffreichen Moorstandorte, in denen sie eine Vielzahl auch gefährdeter Arten nachweisen konnten. Die nur geringe Beweidung an diesen Standorten kann ein Grund für das Fehlen einer artenreichen Gemeinschaft darstellen.

### **Carabidengemeinschaften der oligotrophen Nass-Standorte (Gruppe 5)**

Bis auf den Standort Ca09, der aktuell in nur geringer Intensität beweidet wird, sind alle andere Lebensräume aktuell unbeweidet, wenngleich eine (extensive) Beweidung in der Geschichte dieser Standorte sicherlich vorhanden war. An diesen oligotrophen Nass-Standorten kommt weder eine hohe Gesamtartenzahl, noch eine größere Zahl gefährdeter Arten vor, lediglich *Badister peltatus* (RL 2) konnte in wenigen Individuen nachgewiesen werden (neben den in Einzelindividuen gefangenen *Agonum gracile* und *Bembidion assimile*).

Oligotrophe Lebensräume, insbesondere ombrotrophe Mooren (Ca13), sind oft natürlicherweise artenarm, zur Artenarmut dieser Typen trägt im Eidertal ihre Kleinflächigkeit und verstreute Lage bei. Beweidung wird an diesen Standorten selten durchgeführt, im Hinblick auf Artenvielfalt biotoptypischer



Laufkäfer wäre Beweidung nach HOLMES et al. (1993) auch keine geeignete Maßnahme. Dieses wird auch für das Eidertal vermutet, denn kleinflächige oligotrophe Lebensräume würden bei einer Beweidung eher negativ durch die Nährstoffeinträge (Kot) als positiv durch die erhöhte Strukturvielfalt beeinflusst werden. Im Zuge einer Beweidung könnte es in diesen Lebensräumen bei gleichzeitiger Nährstoffzufuhr und Störungen zur Einwanderung von ubiquitären Arten kommen.

#### **Carabidengemeinschaften der mesotrophen Weidelgrasweiden (Gruppe 6)**

In diesem Lebensraumtyp kommen vergleichsweise viele Arten vor, darunter eine Vielzahl an gefährdeten oder spezialisierten Arten. Gleichzeitig sind dieses die am intensivsten beweideten Flächen. Die an diesen Standorten herrschende größtenteils niedrigwüchsige Vegetation in Verbindung mit Offenbodenstellen bietet den (z.T. gefährdeten) Spezialisten wie *Carabus auratus*, *Cicindela campestris*, *Poecilus lepidus* oder *Panagaeus bipustulatus* einen geeigneten Lebensraum. Einige der dort vorkommenden Arten zeigen ihren Verbreitungsschwerpunkt in Heiden (z. B. *Poecilus lepidus*, *Notiophilus germinyi* und *Cicindela campestris*) (EYRE & LUFF 1990, TELFER & EVERSHAM 1996), andere gelten als an Offenlandstandorten auf Mineralboden eurytopen Arten (*Amara aenea*, *A. lunicollis*) (TURIN et al. 1991) oder als Kennarten der Weiden und Äcker (z.B. *Harpalus affinis*) (TURIN et al. 1991).

In der Gruppe 6 kommen damit Arten vor, die einerseits auf die intensive Nutzung aber auch auf die Nährstoffarmut und damit das hohe Potenzial dieser Standorte hinweisen. Die aktuell noch von diversen eurytopen Arten gekennzeichnete Gemeinschaft könnte sich zu einer artenreichen Magerrasengemeinschaft entwickeln, fragmentarisch ist sie zumindest noch vorhanden. Voraussetzung ist dafür eine entsprechende Beweidung, die durch Entnahme von Biomasse die Standorte weiterhin offen hält und durch den gleichzeitigen Entzug von Nährstoffen zu einer weiteren Aushagerung der Flächen führt. Die Präsenz von *Cicindela campestris* weist darauf hin, dass einige Arten von durch Tritt entstandenen Störstellen abhängig sind.

#### **Carabidengemeinschaften der eutrophen Weidelgrasweiden (Gruppe 7)**

Die artenarmen Standorte dieser Gruppe sind durchweg in einer hohen Intensität beweidet worden. Hier kommen vor allem sehr eurytopen Arten der Äcker und des Intensivgrünlandes (*Bembidion properans*, *B. lampros*, *Pterostichus melanarius*, *Clivina fossor*) (TURIN et al. 1991) vor. Nur durch langfristigen Entzug von Nährstoffen kann es zur Ansiedlung bzw. Förderung der für die mesotrophen Weiden typischen Arten kommen. An eutrophen Standorten ist der Entzug der Nährstoffe durch Beweidung aber möglicherweise sogar langfristig zu gering, um sich positiv auf die Laufkäfergemeinschaft auszuwirken.

#### **Carabidengemeinschaften der Gehölze auf Mineralboden (Gruppe 8)**

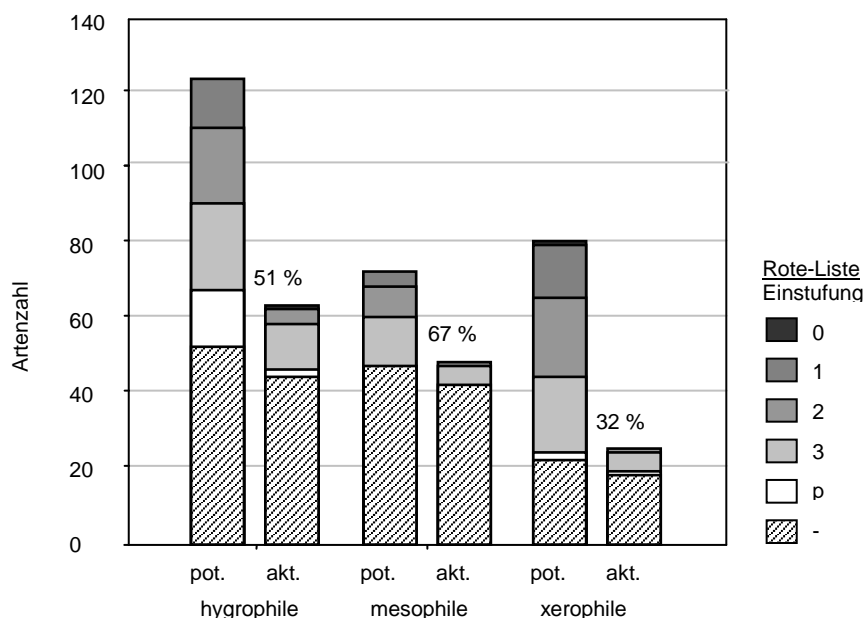
Die Gehölze gehören zu den artenreichen Lebensräumen im Projektgebiet. Sie beherbergen neben den typischen Gehölzarten auch zahlreiche Offenlandarten, die entweder zufällig hineingewandert sind oder ein Nebenvorkommen in den Gehölzen haben. Kaum eine der Arten dürfte von Beweidung

abhängig sein, doch führt Beweidung in Gehölzen zu einer hohen Strukturvielfalt, welches sich positiv auf eine hohe Laufkäferdiversität auswirken dürfte. So lange der Anteil an Gehölzflächen im Eidertal konstant ist und einige von ihnen unbeweidet bleiben, stellt die Beweidung der Gehölze für die Laufkäfer keine Verschlechterung dar.

### **Die Carabiden sonstiger Standorte auf Mineralboden (Gruppe 9)**

In dieser Gruppe sind eine Reihe nicht-gruppierbarer Standorte zusammengefasst, unter denen sich die artenreichsten und artenärmsten Mineralbodenstandorte befinden. Da diese in den letzten Jahren nicht beweidet wurden und auch aktuell keine Beweidung durchgeführt wird, soll auf eine Diskussion verzichtet werden.

## **3.6 Die Laufkäferfauna des Eidertales im regionalen Vergleich**

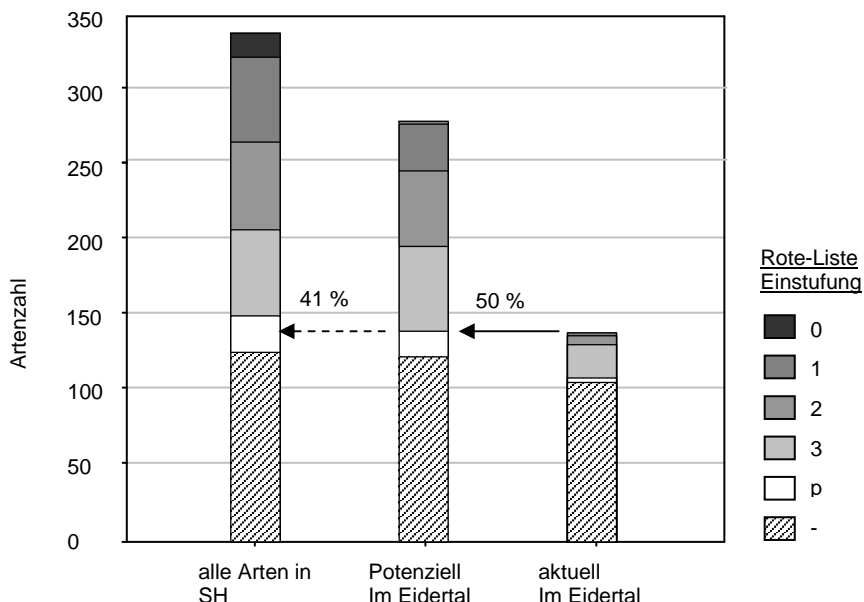


**Abbildung 13:** Die Zahl der insgesamt im Eidertal nachgewiesenen Laufkäferarten im Vergleich zur Gesamt-Laufkäferfauna Schleswig-Holsteins bzw. zu den in der Region aus arealgeographischer Sicht potenziell vorkommenden Laufkäferarten (d.h. ohne Küstenarten und ohne auf den wärmebegünstigten Südost-Teil des Landes beschränkte Arten)

Im Eidertal sind mit insgesamt 141 Arten eine große Vielzahl an Laufkäferarten nachgewiesen worden (Abbildung 13). Im Vergleich zu den insgesamt ca. 340 in Schleswig-Holstein vorkommenden (inklusive zahlreicher vermutlich ausgestorbener Arten) ist dieses eine beachtliche Zahl. Berücksichtigt man nur die in der Region potenziell möglichen Arten (also ohne die Arten mit sehr restriktiver Verbreitung in den wärmebegünstigten südöstlichen Landesteilen und ohne die halobionten auf die Küsten beschränkten Arten), dann ist im Eidertal und den direkt angrenzenden Lebensräumen die Hälfte der hier aus arealgeographischer Sicht möglichen Arten nachgewiesen worden. Im Vergleich mit dem von MÜLLER-MOTZFELD (1991) angegebenen regionalisierten durchschnittlichen Erwartungswert von 63 Arten pro km<sup>2</sup> für das nördliche Mitteleuropa, ist das Eidertal mit über 140 Arten auf 3,5 km<sup>2</sup> sehr artenreich. Diese bemerkenswert hohe Zahl ist mehr

durch die Vielzahl der verschiedenen Lebensraumtypen im Projektgebiet (die Spanne reicht von Magerrasen und Trockengebüschen über verschiedenste Grünlandtypen bis zu Erlenbrüchen, Hochmooren und Gewässerufeln) bedingt, als durch die Qualität der vorhandenen Lebensräume.

### Verteilung der Arten auf die ökologischen Anspruchstypen



**Abbildung 14:** Die Verteilung der im Eidertal nachgewiesenen Laufkäferarten auf die ökologischen Anspruchstypen und ihr Anteil an den in der Region aus arealgeographischer Sicht potenziell vorkommenden Laufkäferarten des jeweiligen Anspruchstyps (d.h. ohne Küstenarten und ohne auf den wärmebegünstigten Südost-Teil des Landes beschränkte Arten).

In der Abbildung 14 ist die Verteilung der im Eidertal nachgewiesenen Arten auf die ökologischen Anspruchstypen im Vergleich zu den potenziell vorkommenden Arten gezeigt. Der Anteil der aktuell vorkommenden an den insgesamt potenziell vorkommenden hygrophilen Arten entspricht dem Erwartungswert von 50 % (da 50 % der im Eidertal möglichen Arten nachgewiesen wurden). Überrepräsentiert sind die mesophilen Arten, von denen 67 % aller potenziell möglichen auch nachgewiesen wurden. Nur von 32 % der möglichen xerophilen Arten sind im Eidertal tatsächlich Nachweise erbracht worden. Ähnlich verhält es sich mit dem Anteil der gefährdeten Arten innerhalb der ökologischen Anspruchstypen. Während unter den hygrophilen Arten zahlreiche gefährdete Arten sind, befinden sich unter den Nachweisen mesophiler und xerophiler nur sehr wenige gefährdete Arten.

Dieses spiegelt die gute Ausstattung des Eidertals mit Biotoptypen von v.a. mittleren aber auch feuchten Standorten wieder, während artenreiche trockenwarme Lebensräume deutlich unterrepräsentiert sind. Dieses hat eine Bedeutung bei der Übertragbarkeit der im Eidertal gewonnenen Ergebnisse auf andere Räume des nordwestdeutschen Tieflandes (siehe Kapitel 4).

---

## **Kapitel 2.2**

### **Die Entwicklung der Laufkäfergemeinschaften von 2000 nach 2002 an ausgewählten Standortsparen**

## 1 Einleitung

Im Projektgebiet der „Weidelandschaft Eidertal“ wird erwartet, dass durch die Extensivbeweidung neben gefährdeten Arten des Offenlandes auch jene der Brache- oder Gehölzstadien erhalten bleiben bzw. gefördert werden (RECK et al. 2003). Die dafür durchgeführten Managementmaßnahmen bedeuten auf weiten Teilen des Projektgebietes eine Wieder-Innutzungnahme von z.T. Jahrzehnte alten Brachen. Auf anderen Flächen wiederum bedeutet die eingeführte Bewirtschaftungsweise eine Nutzungsextensivierung. Die Reaktion von Laufkäfergemeinschaften auf diesen Nutzungswandel, der wegen der fehlenden Steuerung auf den Flächen völlig unterschiedlich ablaufen kann (die Spanne reicht vom Brachfallen ehemals intensiv genutzter Systeme bis hin zu intensivem Tritt- und Verbisseinfluss auf ehemals brach liegenden Flächen), ist bisher nur selten vergleichend für verschiedene Lebensraumtypen und auch daher noch lange nicht abschließend untersucht. Nutzungsänderungen überhaupt werden sehr kontrovers diskutiert. Während einige Untersuchungen den positiven Effekt einer Verbrachung betonen (HANDKE & MENKE 1995, NEUMANN & IRMLER 1994), konnten andere eine höchstens geringe Wirkung der Beweidung auf die Wirbellosenfauna (SCHÄFER & HAAS 1979) nachweisen. Wiederum andere befürworten eine extensive Nutzung durch Beweidung oder Mahd (VAN WINGERDEN et al. 1991, DOUGLASS & FRISINA 1993, STRÜVE-KRUSENBERG 1980).

Ein allgemeingültiges Urteil über die Bedeutung von Nutzungen und Nutzungsänderungen für den Schutz naturschutzrelevanter Arten kann aus folgenden Gründen sicher nicht getroffen werden – schon gar nicht undifferenziert für ganze Artengruppen:

Zum einen ist der betrachtete Zeithorizont eine entscheidende Größe bei der Beurteilung des Brachfallens bzw. der Wieder-Innutzungnahme von Lebensräumen. Während z.B. bei Heuschrecken nach kurzzeitiger (einjähriger) Brache keine eindeutige Artenverschiebung festgestellt werden konnte (BOSSHARD et al. 1988) (Heuschrecken können kurzfristig schlechten Bedingungen aktiv ausweichen und die Standorte rasch neu besiedeln), zeigen zahlreiche andere Untersuchungen, dass sich Heuschreckenzönosen nach längerer Brache stark verändern (OPPERMANN 1987, FARTMANN & MATTES 1997).

Zum anderen kann auch die Bedeutung der Beweidung für naturschutzrelevante Arten einer bestimmten Artengruppe je nach betrachtetem Biototyp sehr unterschiedlich ausfallen. So unterstreichen HOLMES et al. (1993) die Bedeutung einer Beweidung von nährstoffreichen Niedermooren für eine Vielzahl naturschutzrelevanter Laufkäferarten, warnen aber gleichzeitig davor, ombrotrophe Moore zu beweidern, wenn deren charakteristische Laufkäferfauna erhalten bleiben soll.

Zu berücksichtigen ist darüber hinaus auch die Tatsache, dass die Bedeutung einer Zönose für die Erreichung von Naturschutzziele (z.B. Erhalt gefährdeter Arten) konstant bleiben kann, während innerhalb der Lebensgemeinschaft starke Veränderungen (z.B. Ersetzen von mesophilen durch hygrophile Arten infolge eines veränderten Mikroklimas) ablaufen können.

### **Zielsetzung dieser Untersuchung**

Da die extensive Beweidung im Projektgebiet erst seit 1999 auf seitdem stetig zunehmenden Flächengrößen durchgeführt wird, ergab sich die Möglichkeit, die Veränderung der Artengemeinschaften von Beginn der geänderten Nutzungsweise an zu verfolgen. Es sollten dabei sowohl die Laufkäfergemeinschaften zweier benachbarter aber unterschiedlich genutzter Flächen in einem einzigen Jahr untersucht und miteinander verglichen als auch die Entwicklung dieser Flächen im Zeitverlauf verfolgt werden. Nur wenige solcher mehrjährigen vergleichenden Untersuchungen über die Entwicklung von Laufkäfergemeinschaften auf Flächen mit und ohne Managementmaßnahmen sind bisher publiziert worden (z.B. SIEREN & FISCHER 2002). Da nur ein oder sehr wenige Parameter für die adäquate Beschreibung von Veränderungen von Lebensgemeinschaften als nicht ausreichend angesehen werden, soll auf eine Vielzahl von Aspekten eingegangen werden und die Entwicklung im Detail beschrieben werden, wobei folgende Fragen beantwortet werden sollen:

- Wie entwickeln sich die Laufkäfergemeinschaften zweier benachbarter aber unterschiedlich genutzter Standorte im Vergleich (im Hinblick auf die Artenzahl, gefährdete und exklusive Arten und die Verteilung auf die ökologischen Anspruchstypen) ?
- Wirkt Beweidung auf alle Standorte gleichgerichtet oder unterscheiden sich die Veränderungen in Abhängigkeit von dem Lebensraumtyp?

## **2 Standorte und Methodik**

### **Untersuchungsflächen**

Als Untersuchungsflächen für die wiederholte Erfassung der Carabidenzönosen wurden zunächst jene Bodenfallenstandorte ausgewählt, die bereits im Jahr 2000 in direkter Nachbarschaft eine beweidete und eine unbeweidete Variante aufwiesen. Dazu gehörten die folgenden Fallenreihen (zur Lage der Fallenstandorte siehe Abbildung 15):

- Ca09 und Ca10 (beweidete Feuchtwiese und wenige Meter daneben eine unbeweidete Variante mit Röhrlich- und Großseggenanteilen)
- Ca24 und Ca25 (unbeweidete grabenbegleitende Feuchtwiesenbrache und parallel dazu Flutrasenbrache)
- Ca06 und Ca08 (stark von Rindern frequentierter und mittlerweile lückiger Knick und einseitig eingezäunter und daher nahezu ungestörter Knick) sowie
- Ca21 und C17 (zwei direkt neben der mittleren Wasserlinie der Eider liegende Standorte; Ca21 auf von Rindern unerreichten Schlammbänken und Ca17 am Rande eines stark frequentierten Flutrasen gelegen)

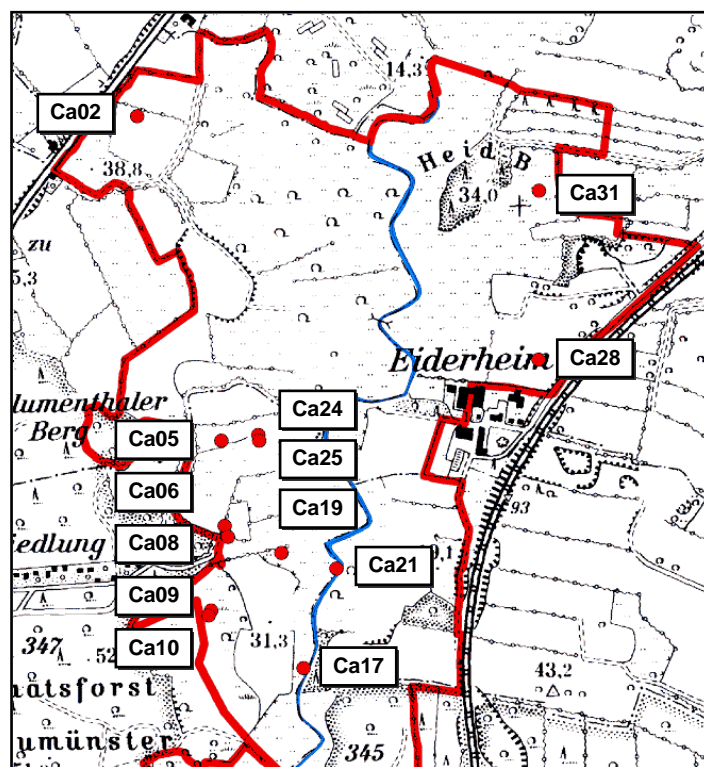


Abbildung 15: Die Lage der in den Jahren 2000 und 2002 beprobten Fallenreihen im nördlichen Teil des Projektgebietes.

Die Grünland-Standorte auf Mineralboden (Ca02, Ca05, Ca28 und Ca31) sind keine benachbarten Standorte, wurden aber wegen ihrer unterschiedlichen Nutzungsgeschichte in die Untersuchung einbezogen. Zusätzlich wurde der Standort Ca19 in beiden Jahren untersucht, weil sich hier auf der einen Hälfte der Fläche innerhalb der zwei Jahre ein Erlengehölz entwickelte, wohingegen die andere Hälfte des Standortes unverändert blieb. Aus diesem Grund bot sich insbesondere für diesen Standort eine wiederholte Untersuchung der Laufkäfergemeinschaften an. Die ersten vier Fallen dieses Standorts befanden sich in der beweideten Fläche, und die anderen vier in dem späteren Erlengehölz. Die mittlere Falle blieb unberücksichtigt, da sie keiner der beiden Varianten zugeordnet werden konnte.

Ausführlichere Erläuterungen der Standorte und der dort beobachteten Veränderungen befinden sich im Ergebnisteil unter den entsprechenden Überschriften.

### **Zuordnung der Ökologischen Anspruchstypen zu den Arten**

Eine Zuordnung der ökologischen Anspruchstypen zu den skandinavischen (und damit fast allen norddeutschen) Arten findet sich in (LINDROTH 1945). Die Angaben LINDROTHS und Daten seiner eigenen Untersuchungen (TURIN et al. 1991) finden sich in bestens aufbereiteter Form (dbf-Datei „carsoort.dbf“) in der dem Werk von TURIN (2000) beigefügten CD.

**Turnover-Rate** (aus MÜHLENBERG 1989)

Eine Möglichkeit, die Zusammensetzung von Zönosen zwischen zwei Untersuchungsgebieten oder zu zwei unterschiedlichen Erfassungsterminen zu vergleichen, ist die Ermittlung der Turnover-Rate:

$$TOR = \frac{J + E}{S_A + S_B}$$

- TOR** : Turnover-Rate  
**J** : Zahl der Arten, die von A nach B hinzugekommen sind  
**E** : Zahl der Arten, die von A nach B verschwunden sind  
**S<sub>A, B</sub>** : Zahl der Arten an Standort / zum Zeitpunkt A bzw. B

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Methodendiskussion

Die Diskussion der in diesem Kapitel verwendeten aber nicht diskutierten Methoden erfolgt in Kapitel 2.1.

**Turnover-Rate (TOR)**

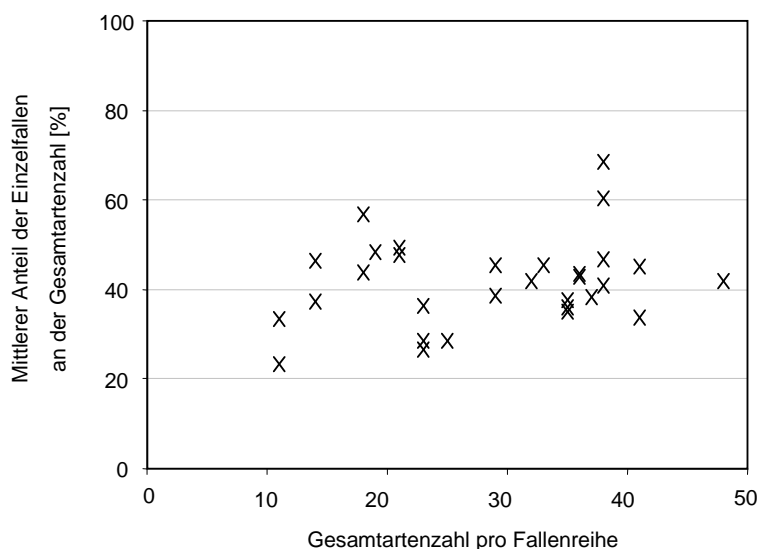
Durch die TOR kann zwar die Veränderung eines Artenbestandes auf eine für einen Vergleich mehrerer Standorte nötige einheitliche Einheit gebracht werden, jedoch reicht dieser Wert alleine für den Vergleich der Veränderung von Zönosen bei weitem nicht aus. Er gibt weder Hinweise auf Veränderungen in den Dominanzverhältnissen, noch auf die Verteilung der Arten auf die ökologischen Anspruchstypen. Die Präsenz oder Absenz (sub)rezedenter oder sporadischer Arten, von denen meist eine hohe Anzahl auftritt, ist ein methodisches Problem, welches bei der Ermittlung von TOR nicht berücksichtigt wird.

Dennoch ist die TOR ein Wert, der in einer vergleichbaren Einheit angibt, wie stark sich eine Zönose in ihrem Artenbestand verändert hat. Die TOR ist damit ein geeigneter Parameter, um Veränderung zwischen Standorten zu vergleichen, jedoch soll diese in diesem Rahmen nicht alleine verwendet werden, sondern ergänzende Erläuterungen zur Veränderung der einzelnen Arten und Gruppen sollen hinzugefügt werden.



### Vergleich zwischen Einzelfalldaten oder Gesamtartenzahl ?

Eine Möglichkeit des Vergleichs der Artenvielfalt zweier Standorte oder Jahre ist, die über alle neun Fallen eines Standortes ermittelten Gesamtartenzahlen miteinander zu vergleichen. Die ermittelte Gesamtartenzahl spiegelt jedoch nur in den Fällen, in denen eine erstellte Arten-Fallen-Kurve am rechten Ende keinen bedeutenden Anstieg mehr zeigt, den tatsächlichen Artenbestand des Lebensraums wider; bei einer noch ansteigenden Kurve wären mit einer größeren Fallenzahl weitere Arten zu erwarten. Der Vergleich der Gesamtartenzahlen zweier Standorte oder Jahre ist also nur dann sinnvoll und aussagekräftig, wenn beide Kurve keinen Anstieg mehr zeigen. Der Test auf Signifikanz kann bei nur zwei zu vergleichenden Werten nicht durchgeführt werden.



**Abbildung 16:** Die (fehlende) Beziehung zwischen dem Anteil der mittleren Artenzahl je Einzelfalle einer Fallenreihe an der Gesamtartenzahl und der beobachteten Gesamtartenzahl dieser Fallenreihe ( $r^2=0,1349$ ,  $p > 0,05$ ).

Eine andere Möglichkeit ist, die durchschnittlichen (d.h. über alle neun Einzelfallen gemittelten) Artenzahlen miteinander zu vergleichen. Da bei neun Fallen eine Vielzahl von Einzelwerten vorliegen, sind Tests auf signifikante Unterschiede möglich, getroffene Aussagen wären statistisch abgesichert. Ein solcher Vergleich ist aber nur dann sinnvoll, wenn die Artenzahl einer Einzelfalle die Gesamtartenzahl einer Fallenreihe widerspiegelt, also eine enge lineare (und Abszissen-parallele) Korrelation zwischen dem Anteil der Artenzahlen der Einzelfallen an der Gesamtartenzahl und den Gesamtartenzahlen besteht (nicht zwischen Artenzahl einer Einzelfalle und Gesamtartenzahl, denn diese meist bestehende Korrelation zeigt lediglich, dass mit zunehmender Gesamtartenzahl auch die Artenzahl einer Einzelfalle zunimmt). Diese Abhängigkeit ist bei den hier durchgeführten Vergleichen nicht der Fall (siehe Abbildung 16), bzw. sind die Schwankungen zwischen den Standorten sehr groß (24 bis 70 %), so dass die mittlere Artenzahl nicht als zu vergleichender Wert herangezogen werden sollte. Mittelwertvergleiche ergäben zwar statistisch abgesicherte Ergebnisse, daraus dürften aber keine Rückschlüsse auf die Veränderungen der Gesamtartenzahl der Fallenreihe getroffen werden.

Aus diesen Gründen wird die Veränderung der Gesamtartenzahl nur mit Mitteln der deskriptiven Statistik vorgestellt und die Veränderung in der Lebensgemeinschaft verbal-argumentativ erläutert, wodurch eine bessere Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse erreicht wird (siehe ROWECK 1988). Auf

weitere Auffälligkeiten in der Entwicklung bzw. im Vergleich zwischen zwei Standorten wird jeweils im Einzelnen eingegangen. Aus der ausführlichen Gesamtbeschreibung und der zusammenfassenden Diskussion über alle betrachteten Standorte hinweg ergibt sich dann ein interpretierbares Bild der Veränderungen in den Laufkäferzönosen.

Diese Vorgehensweise der ausführlichen Beschreibung der Veränderung erschien auch daher am sinnvollsten, da erwartet wird, dass die Beweidung von Standorten vermutlich nicht nur auf die Artenzahl eines Lebensraumes, sondern auch auf die Verteilung der Arten auf ökologische Anspruchstypen, auf ihre Dominanzverhältnisse sowie auf empfindliche Einzelarten wirkt, denn bereits die Reaktion besonderer Einzelarten erlaubt nach HEYDEMANN (1955) Rückschlüsse auf Veränderungen in einem Lebensraum.

### 3.2 Die Veränderung der Laufkäfergemeinschaften von 2000 nach 2002

Insgesamt ging die Artenzahl von 93 im Jahre 2000 auf 86 im Jahre 2002 zurück. 15 Arten verschwanden zwischenzeitlich, 10 Arten traten neu auf (Tabelle 8). Auffällig ist, dass der Anteil an Rote-Liste-Arten bei den nur in einem der beiden Jahren aufgetretenen Arten mit 36 % (9 von 25 Arten) viel höher ist, als der Anteil der Rote-Liste-Arten an den Gesamtarten (13 %).

**Tabelle 8:** Die Arten, von denen Nachweise nur in einem der beiden Untersuchungsjahre gelangen  
(<sup>3</sup>: Rote-Liste Kategorie 3, <sup>2</sup>: Rote-Liste Kategorie 2, <sup>p</sup>: Rote-Liste Kategorie p)

<b>Nur in 2000 nachgewiesene Arten</b>		<b>Nur in 2002 nachgewiesene Arten</b>	
	<i>n Individuen</i>		<i>n Individuen</i>
<i>Acupalpus meridianus</i>	6	<i>Amara similata</i>	5
<i>Acupalpus parvulus</i>	2	<i>Bembidion tetracolum</i>	1
<i>Agonum piceum</i>	2	<i>Blethisa multipunctata</i> <sup>2</sup>	1
<i>Amara apricaria</i>	3	<i>Calathus erratus</i>	1
<i>Amara lucida</i> <sup>3</sup>	1	<i>Carabus convexus</i> <sup>3</sup>	1
<i>Amara ovata</i> <sup>3</sup>	1	<i>Carabus violaceus</i>	10
<i>Asaphidion flavipes</i>	6	<i>Dromius quadrimaculatus</i>	2
<i>Badister peltatus</i> <sup>2</sup>	3	<i>Harpalus quadripunctatus</i> <sup>2</sup>	6
<i>Bembidion biguttatum</i>	1	<i>Leistus rufomarginatus</i>	15
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	5	<i>Pterostichus rhaeticus</i> <sup>3</sup>	1
<i>Chlaenius nigricornis</i> <sup>3</sup>	9		
<i>Dromius melanocephalus</i>	1		
<i>Dyschirius lüdersii</i>	1		
<i>Odacantha melanura</i>	2		
<i>Pterostichus gracilis</i> <sup>3</sup>	1		

An den untersuchten Standorten konnten z.T. starke Veränderungen in den Laufkäfergemeinschaften beobachtet werden; eine detaillierte tabellarische Aufschlüsselung der Veränderungen erfolgt in Tabelle 9.

**Tabelle 9:** Die Entwicklung der Laufkäfergemeinschaften an den untersuchten Standorten.

Standort	Verbiss-Intensität			$\Delta$ hygro- -phile	$\Delta$ meso- -phile	$\Delta$ xero- -phile	Ges.-Artenzahl			TOR	mittlere Artenzahl je Einzelfalle			$\Delta$ exkl. Arten
	'00	'01	'02				'00	'02	$\Delta$		'00	'02	$\Delta^{**}$	
Ca02	1	3	5	0	+1	-1	38	38	0	0,24	23,0	26,0	+ 3,0	0
Ca05	3	4	4	-4	-3	-2	38	29	-9	0,37	15,6	13,2	- 2,3	-9
Ca29	4	4	5	+1	+4	0	36	41	+5	0,30	15,7	18,6	+ 2,9	+5
Ca31	2	1	3	0	-3	+1	37	35	-2	0,25	14,2	12,2	- 2,0	-2
Ca06	3*	5*	5*	-1	+9	0	42	50	+8	0,26	13,9	20,1	+ 6,2	+8
Ca08	3*	3*	4*	0	+3	+1	34	38	+4	0,31	13,2	17,8	+ 4,6	+4
Ca09	2	0	3	0	+1	-1	23	23	0	0,35	6,6	6,1	- 0,4	0
Ca10	n.b.	n.b.	n.b.	-1	+1	0	11	11	0	0,27	3,7	2,6	- 1,1	0
Ca24	2	2	3	-2	+1	0	19	18	-1	0,30	9,2	7,9	- 1,3	-1
Ca25	3	2	2	0	-6	-2	30	21	-8	0,31	11,2	10,3	- 0,9	-8
Ca19	3	2	4	-3	+5	0	23	25	-2	0,25	8,3	7,1	- 1,2	+2
Ca17	2	2	5	-1	+2	0	32	33	+1	0,20	13,4	15,0	+ 1,6	+1
Ca21	1	1	0	-1	+1	0	35	35	0	0,29	12,7	15,4	+ 2,8	0

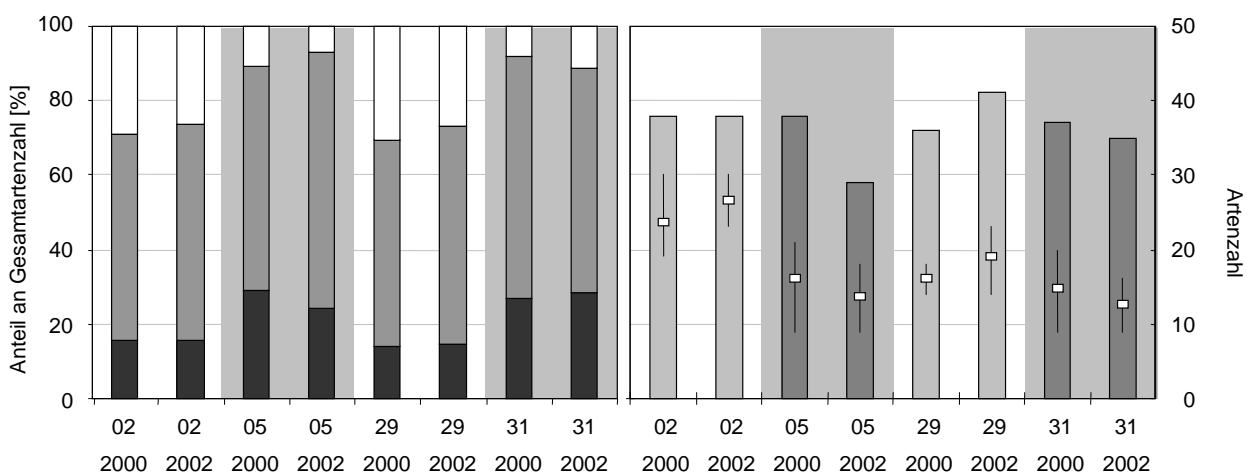
\*: die Beweidungsintensität bezieht sich nicht auf den Knick selbst (Ca08 ist einseitig eingezäunt und Ca06 stark frequentiert), sondern auf das umliegende Grünland

\*\* : signifikante Unterschiede sind fett hervorgehoben (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ )

### 3.3 Fallenstandorte auf Mineralboden

#### 3.3.1 Die Laufkäfergemeinschaften an grundwasserfernen Offenland-Standorten (Ca02, Ca05, Ca29, Ca31)

Unter dieser Gruppe der grundwasserfernen Offenlandstandorte sind die Fallenstandorte zusammengefasst, die im neu angelegten Grünland (Ca02), auf einem etwas älteren und noch vor wenigen Jahren als Acker genutzten Standort (Ca28) oder sich auf seit längerer Zeit beweideten und auch an Brachezeigern reichen Grünlandstandorten befinden (Ca05 und Ca31). Eine grafische Übersicht über die wichtigsten Veränderungen ist in Abbildung 17 gegeben, die Beschreibung der Veränderung erfolgt im weiteren Text.



**Abbildung 17:** Die Laufkäfergemeinschaften an grundwasserfernen Grünland-Standorten (Ca02, Ca 05, Ca29 und Ca31) im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Die Veränderung der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist bei Ca02 ( $p = 0,06$ ), Ca05 ( $p = 0,18$ ), Ca29 ( $p = 0,09$ ) und Ca31 ( $p = 0,15$ ) nicht signifikant (Wilcoxon-Test).

#### Die Laufkäfergemeinschaften auf einer jungen Grünlandeinsaatfläche (Ca02)

Der Standort Ca02 ist eine bis 1999 als Acker genutzte Fläche, die seit 2000 als Weide in das Projektgebiet integriert ist. Im Jahre 2000 wurden die Fallen in eine junge, überwiegend mit Segetalvegetation bestandene Brache eingesetzt. Kurz vor dem ersten Fallenwechsel wurde die Brache gegrubbt (damit gingen die Falleninhalte leider verloren) und eine Weidelgras-Weißklee-Mischung eingesät. Die an Stauden und einjährigen Ackerunkräutern reiche Brache wich vorübergehend einem Grasacker, der infolge der zunehmend intensiven Weidenutzung schnell in eine eutrophe Weidelgrasweide überging.

Die Laufkäferzönose dieses Standortes entwickelt sich im Untersuchungszeitraum wie folgt: Knapp ein Viertel des Artenbestandes wird ausgetauscht (Turnover-Rate = 0,24), wobei die Artenzahl und die Verteilung der Arten auf die ökologischen Anspruchstypen konstant bleiben. Die in 2000 noch dominanten Arten *Bembidion lampros*, *Amara aenea* und *Syntomus foveatus* sind im Jahre 2002 nur

noch rezedent bzw. subrezedent/sporadisch vertreten. *Trechus quadristriatus* und *Platynus dorsalis* sowie weitere Arten (von denen nur weniger als 3 Individuen gefunden wurden) verschwinden ganz aus diesem Lebensraum. Unter den verschwundenen bzw. zurückgegangenen Arten sind insbesondere xerophile Arten, deren Anteil an den Gesamtindividuen von 34 % (2000) auf 16 % (2002) abnimmt. In ihrer Dominanzaktivität nehmen *Harpalus affinis*, *Pseudophonus rufipes* und *Nebria brevicollis* stark zu. Diese und andere mesophile Arten erhöhen ihren Anteil von 49 % (2000) auf 77 % (2002).

Die Grünlandeinsaat auf der Ackerbrache zieht demnach Veränderungen in der Laufkäferfauna nach sich. In beiden Jahren dominieren wenige unspezialisierte und mesophile Arten, wohingegen xerophile Arten (*Amara aenea*, *Amara fulva*, *Metoponus rufipalpis*) und typische Ackerarten (*Amara apricaria*, *Platynus dorsalis*, *Trechus quadristriatus*) stark abnehmen bzw. ganz verschwinden. Diese Entwicklung wird möglicherweise durch Offenhaltung des Grünlandes und leichte Verletzungen der Bodenoberfläche abgeschwächt.

#### Die Laufkäfergemeinschaft einer mäßig intensiv beweideten Weidelgrasweide (Ca05)

Die Fallen des Standortes Ca05 wurden in einer südexponierten, zum Teil mit grobem Substrat versehenen und auch daher mageren Weidelgrasweide eingesetzt. Weil dieser Standort niemals in höchster Intensität beweidet wurde, konnten hier sowohl in 2000 als auch in 2002 neben stark verbissenem, kurzgrasigem Grünland noch hochwüchsige Grashorste existieren. Aufgrund der kontinuierlich gleichartigen Weideintensität fanden hier keine offensichtlichen strukturellen Veränderungen statt.

Mit einer Turnover-Rate von 0,37 findet hier trotzdem die größte Veränderung im Artenbestand aller Standorte statt. Die Artenzahl geht von 38 auf 29 zurück, 17 Arten können nur in 2000 nachgewiesen werden (da stellen sie noch 19 % der Gesamtindividuen). Vor allem *Amara aenea*, *A. plebeja*, *A. lunicollis*, *Calathus fuscipes* und *Nebria brevicollis* nehmen stark ab (von 61 auf 14 % der Ind.). Vom Rückgang sind besonders die xerophilen Arten betroffen (von 27 auf 1 % der Ind., von 4 auf 2 Arten) und auch die Zahl der mesophilen Arten nimmt leicht ab (24 auf 20 Arten), wohingegen der Anteil der hygrophilen Arten sich kaum ändert.

Neu hinzugekommen sind acht Arten, von denen lediglich *Carabus hortensis* in größerer Individuenzahl auftritt. Nur wenige Arten nehmen stark zu, darunter die Arten *Poecilus versicolor* (von 11 auf 36 %) *Carabus nemoralis* und *C. granulatus*. Die mesophilen Arten nehmen in ihrer Bedeutung an diesem Standort stark zu. Sie stellen in 2002 69 % der Arten und 85 % der Individuen.

Die Veränderungen an diesem Standort sind nur schwer zu erklären, da hier kaum strukturelle Änderungen erfolgten. Die Nutzungsart und -intensität sind konstant geblieben und trotzdem haben hier starke Veränderungen der Carabidenzönose stattgefunden – größere Veränderungen als beispielsweise bei der Änderung von Ackerbrache in Grünlandeinsaat (siehe Standort Ca02). Möglicherweise wurde der Standort vor dem Beginn der extensiven Nutzung intensiv beweidet, und die Arten haben aufgrund ihres Beharrungsvermögens erst einige Jahre nach der Nutzungsumstellung

auf diese reagiert. Es können aber auch andere, nicht untersuchte Phänomene zu diesem Faunenwandel beigetragen haben. IRMLER (in Vorb.) z.B. fand heraus, dass viele Arten mit einer gewissen Zeitverzögerung von meist sechs oder 12 Monaten auf Witterungsereignisse mit starken Abundanzänderungen reagieren. Doch müssten diese auf alle untersuchten Standorte gleichgerichtet wirken und nicht nur auf diesen Standort.

#### Die Laufkäfergemeinschaft einer exponierten mesotrophen Weidelgrasweide (Ca29)

Die Fallen des Standortes Ca29 befinden sich an einem großflächigen westwärts gerichteten und exponierten Hang auf einer in weiten Teilen mesotrophen, teilweise an Brachezeigern reichen Weidelgrasweide. Der meist sandige Standort lag vor noch wenigen Jahren (1989) unter Ackernutzung. Heute dominieren neben verschiedenen Poaceen Rosettenpflanzen wie Ferkelkraut und Löwenzahn, eingestreut sind Weißklee, Hasenklee und immer wieder kleine Moospolster. Die Beweidungsintensität ist in allen drei beobachteten Jahren sehr hoch. Der Standort änderte sich daher im Untersuchungszeitraum strukturell nur wenig, 2002 fiel lediglich eine große Anzahl an Maulwurfhaufen auf.

Die Artenzahl steigt um fünf Arten (von 36 auf 41 Arten), wobei neun verschwinden und 14 neu auftreten. Die neun (je drei hygro-, meso- und xerophile) verschwundenen Arten, aber auch die 14 neu aufgetretenen Arten (vier hygro-, sieben meso- und drei xerophile) treten nur in einzelnen Individuen auf (Ausnahme *Bembidion properans* mit acht Individuen in 2002). Als Ursache für die hohe Turnover-Rate scheint somit eher die Erfassungsmethodik als standörtliche Veränderungen in Frage zu kommen.

Während sich zwar die Zahl der mesophilen Arten erhöht hat, nahm gleichzeitig ihr Individuen-Anteil ab (83 auf 78 %). Dafür verantwortlich ist der sehr starke Rückgang des in 2000 eudominanten *Carabus auratus* (569 gefangene Individuen!). Der Individuen-Anteil der xerophilen Arten hat zugenommen (16 auf 19 %), darunter der nur an diesem Standort auftretende Heidespezialist *Poecilus lepidus*.

Die Veränderung von 2000 nach 2002 verläuft jedoch nicht gerichtet: einerseits gibt es mehr Arten, möglicherweise wegen einer an diesem Standort sich günstig auswirkenden erhöhten Störung durch stärkere Beweidung (BWI 2000 und 2001: 4, 2002: 5), andererseits nehmen bedeutende Arten stark ab (*Carabus auratus* reagiert möglicherweise empfindlich auf hohe Beweidungsintensitäten, denn auch im Knick nehmen die *Carabus*-Abundanzen im Zuge von Beweidung ab).

Der Standort Ca29 beherbergt Reste der Laufkäfergemeinschaften von Magerstandorten (z.B. Heiden: *Poecilus lepidus*, Magerrasen: *Notiophilus germinyi*, *Panagaeus bipustulatus* oder von mageren Äckern: *Carabus auratus*, *Harpalus affinis*, *H. latus*, *H. rubripes*, *H. rufipalpis*, *H. tardus*). *Carabus auratus* kommt in einer erstaunlich hohen Aktivitätsdichte vor, andere Arten kommen im Projektgebiet nur an diesem Standort vor (*Notiophilus germinyi*, *Poecilus lepidus*). Der Standort ist daher für das Eidertal von besonderer Bedeutung.

#### Die Laufkäfergemeinschaft einer trockenen Ruderalflur (Ca31)

Die Fallenreihe am Standort Ca31 befindet sich an einem kleinen westwärts gerichteten Hang, an dessen Bodenoberfläche weniger trockenwarme Bedingungen als an den vorhergehenden Standorten herrschen. Zum einen ist dafür ein nur wenige Meter südlich der Fallenreihe gelegener Knick verantwortlich, der die Fallen bei bestimmtem Sonnenstand beschattet. Zum anderen ist dieser Standort vor und im Laufe der Erfassungen viel weniger intensiv beweidet worden als die Vergleichsstandorte. Bestanden war die Fläche mit verschiedenen Obergräsern, Brennnessel- und Kratzdistel-Horsten. Aus dem Knick heraus breiten sich zurzeit Schlehen und Weißdorn in die Fläche hinein aus, so dass sich hier in wenigen Jahren möglicherweise ein Gehölz etabliert haben wird. Aufgrund der konstanten Beweidungsintensität ist an diesem Standort keine größere strukturelle Veränderung beobachtet worden.

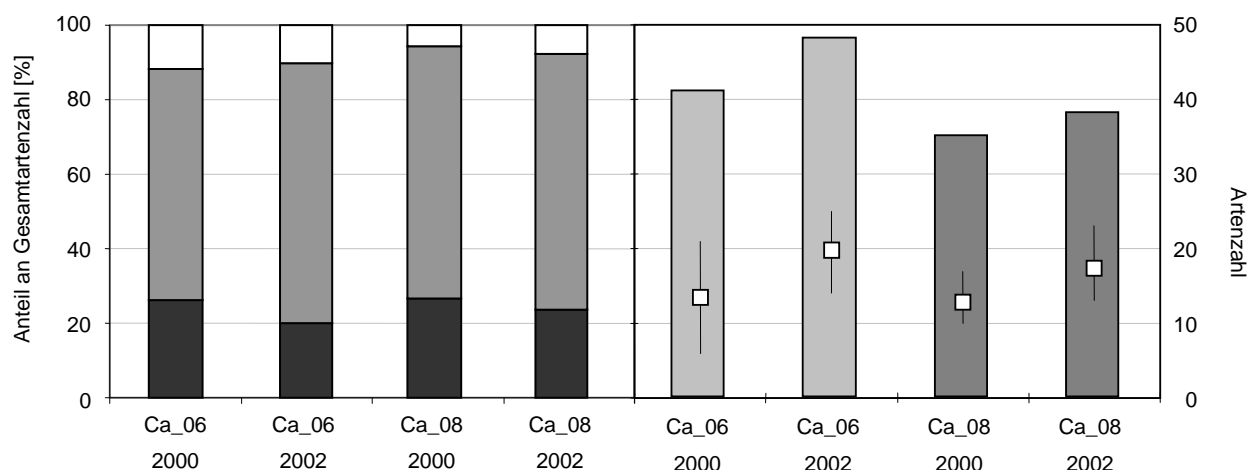
Dieses korrespondiert mit dem relativ geringen Arten-Turnover von 0,25. Die Artenzahl ändert sich nur gering von 37 auf 35 Arten. Auch die Individuenverteilung über die Anspruchstypen ändert sich nicht (hygrophile 13 % (2000) und 14 % (2002), mesophile: 85 % / 84 %, xerophile: 2 % / 1 %). Die meisten der neu aufgetretenen Arten bzw. verschwundenen Arten treten in sehr geringen Individuenzahlen auf (18 Arten mit weniger als drei Individuen, nur 4 Arten mit mehr als drei Individuen).

#### **3.3.2 Die Laufkäfergemeinschaften in einem unbeweideten (Ca08) und einem beweideten Knick (Ca06)**

Knicks stellen im waldarmen Schleswig-Holstein für viele Pflanzen- und Tierarten einen Ersatzstandort für Wald dar (TISCHLER 1958). Die Wallhecken haben für eine Vielzahl von Gehölz- und Waldspezialisten eine Bedeutung, sie nutzen sie als ständigen, temporären oder auch als verbindenden Lebensraum. Die Knicks im Untersuchungsgebiet sind wie alle Wallhecken Schleswig-Holsteins lt. §15b LNatSchG geschützte Landschaftsbestandteile und müssen als solche vor Beweidung durch Zäune geschützt werden. Für das Projektgebiet existiert eine Ausnahmegenehmigung: Es sind nur noch wenige der Knicks durch Zäune vor dem Einfluss durch Rinder geschützt, die meisten können von den Rindern ungehindert betreten und befressen werden.

Im Rahmen der durchgeführten Maßnahmen wird erwartet, dass je nach Standort die Gehölzflächen wegen der Beweidung zurückgehen werden (durch Verhinderung der Verjüngung) oder sich ausdehnen werden (durch Schaffung von Keimungs- und Etablierungsmöglichkeiten nach Verletzungen der Bodenoberfläche). Wo und in welcher Form sich die Gehölze befinden werden, kann kaum vorausgesagt werden. Die Knicks jedoch werden in Teilbereichen durchweidet werden, sich auflockern und nicht mehr verjüngen und damit in eine Reihung kleiner Einzelbäume oder Gehölzgruppen aufgelöst werden.

Wie sich Beweidung im Knick auf die Laufkäfergemeinschaft auswirkt, wurde bisher nicht untersucht. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde deshalb die Entwicklung zweier unterschiedlich intensiv beeinflusster Knicks und ihrer Laufkäfergemeinschaften verfolgt (Abbildung 18).



**Abbildung 18:** Die Laufkäfergemeinschaften im beweideten Knick (Ca06) und unbeweideten Knick (Ca08) im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Der Anstieg der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist sowohl bei Ca06, als auch bei Ca08 signifikant (Wilcoxon-Test,  $p < 0,01$ ), die Anstiege unterscheiden sich jedoch nicht signifikant voneinander.

#### Die Laufkäfergemeinschaft im unbeweideten Knick (Ca08)

Der unbeweidete Knick war in 2000 und 2002 einseitig eingezäunt, Rinder gingen also nicht durch den Knick hindurch und der Knickwall war völlig intakt und steil. Nur an wenigen Stellen wurden Spuren von Rindern im Knick festgestellt.

An diesem Knick erhöhte sich die Artenzahl von 2000 nach 2002 um vier Arten auf 38 (13 kamen neu hinzu, neun verschwanden). Unter den verschwundenen Arten sind neben *Poecilus versicolor* und *Calathus fuscipes* (in 2000 kamen beide mit mehr als drei Individuen vor) auch die gefährdeten, für Knicks allerdings sehr untypischen Arten *Panagaeus bipustulatus* und *P. cruxmaior*. Bemerkenswert ist der sehr hohe Anteil der *Carabus*-Individuen (*C. nemoralis*, *C. hortensis*, *C. auratus*, *C. granulatus*, *C. coriaceus*, *C. violaceus*) an den Gesamt-Individuen im Jahre 2002 (47 %, 2000 = 19,6 %).

Die in 2002 neu aufgetretenen Arten sind vor allem gehölbewohnende Arten wie *Carabus violaceus*, *Leistus rufomarginatus* und *Pterostichus oblongopunctatus* sowie der eurytope *Pseudophonus rufipes*. Die Waldarten (Zuordnung nach LINDROTH (1945) und eigenen Einschätzungen) erhöhen ihren Anteil von 2000 nach 2002 (von 17 % auf 43 % der Individuen und von 24 % auf 32 % der Arten). In beiden Jahren dominieren mesophile Arten (> 80 % der Ind., 68 % der Arten).



#### Die Laufkäfergemeinschaft im beweideten Knick (Ca06)

Dieser Knick war in 2000 und 2002 von zahlreichen, quer durch den Knick verlaufenden Trittpfaden geprägt und nur in geschützten Bereichen konnte sich zwischen den Offenbodenstellen und Streuansammlungen vereinzelt Unterwuchs halten. Der Knickwall ist über die gesamte untersuchte Länge nur noch schwach ausgeprägt.

Die bereits in 2000 artenreiche Laufkäferzönose des beweideten Knicks Ca06 nimmt um acht auf nunmehr 50 Arten zu, die Turnover-Rate bleibt dabei wegen der hohen Gesamtartenzahl mit 0,26 relativ gering. Die typischerweise gehölzbewohnenden Arten *Badister lacertosus*, *Carabus violaceus*, *Harpalus quadripunctatus* (RL 2), *Leistus rufomarginatus* und *Patrobus atrorufus* sowie die offenlandbewohnenden *Clivina fossor*, *Metophonus rufibarbis* und *Poecilus versicolor* traten neu auf. Demgegenüber sind mit *Asaphidion flavipes* und dem hier untypischen *Agonum viduum* nur zwei Arten (mit in 2000 > 3 Ind.) verschwunden. Unter Berücksichtigung der ökologischen Anspruchstypen zeigt sich, dass vor allem mesophile Arten (+ 9 Arten) gefördert werden (die damit 70 % der Gesamtarten stellen). Und trotz der zunehmenden Auflockerung des Gehölzbestandes des Knicks nimmt der Anteil der Waldarten an den Gesamtarten (von 24 auf 28 %) und an den Gesamt-Individuen (12 auf 36 %) zu.

#### Vergleich zwischen beweidetem und unbeweidetem Knick

Der Vergleich zwischen dem beweideten und unbeweideten Knick zeigt, dass die Artenvielfalt in durch Tritt und Beweidung beeinflussten Knicks nicht zwangsläufig zurückgeht, sondern sich sogar erhöhen kann. Im beweideten Knick konnten mit *Dromius quadrimaculatus* und *Stomis pumicatus* sogar zwei Gehölzarten mehr nachgewiesen werden. In beiden Knicks sind ansonsten dieselben Gehölzarten in ähnlichen Aktivitätsdichten vertreten, im beweideten Knick kommen allerdings zahlreiche (meist eurytope) Offenland-Arten (z.B. *Nebria brevicollis* und *Loricera pilicornis*) hinzu. Diese haben in den angrenzenden Flächen ihr Hauptvorkommen, können aber auch den beweideten Knick als Lebensraum nutzen. In beiden Untersuchungsjahren wurden darüber hinaus im beweideten Knick um 40 bis 50 % höhere Aktivitätsdichten als im unbeweideten Knick festgestellt. Lediglich Großlaufkäfer der Gattung *Carabus* leiden anscheinend unter der Beweidung, denn sie stellen im beweideten Knick einen viel geringeren Anteil an den Gesamt-Individuen als im Knick ohne Beweidung.

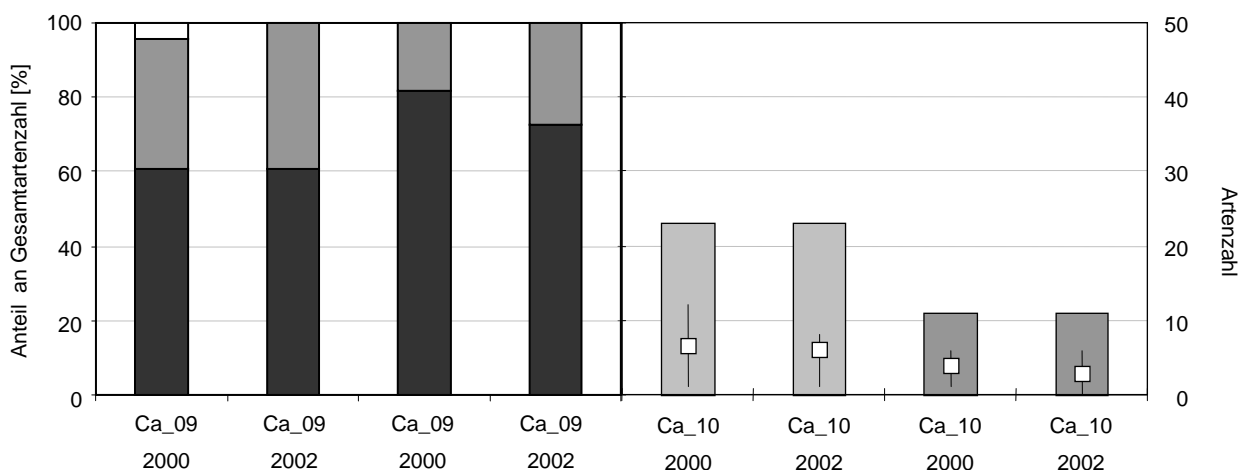
Die bisherige Entwicklung zeigt keine Anzeichen dafür, dass eine Auflockerung des Knicks zum Verlust der gehölzspezifischen Arten führt oder dass intensive Störung der Bodenoberfläche im Knick zu einem generellen Artenrückgang führt. Ganz im Gegenteil: Es erfolgt eine Erhöhung der Artenvielfalt, ohne dass die lebensraumtypische Laufkäfergemeinschaft darunter leidet.

### 3.4 Die Fallenstandorte auf Moorboden

#### 3.4.1 Die Laufkäfergemeinschaften in einer beweideten Feuchtwiese (Ca09) und einem angrenzenden unbeweideten Seggenried (Ca10)

Die Fallenreihe Ca09 befindet sich in einer Feuchtwiese, deren Ausprägung sich an den Einzelfallen von mesotroph über eutroph hin zu eutroph-verbraucht ändert. Diese Feuchtwiese konnte jederzeit von den Rindern genutzt werden, jedoch wurde sie lediglich in 2000 und in 2002 in jeweils mittlerer Intensität beweidet, in 2001 blieb sie unbeweidet.

Der unbeweidete Vergleichsstandort (Ca10) befand sich 10 m nach Südwesten verschoben. Dieser Standort unterscheidet sich von Ca09 vor allem aufgrund der hier fehlenden Weidenutzung in der Vegetation, aber auch im Wasserhaushalt: Die Vegetation wurde als meso- und eutrophes Großseggenried sowie meso- und eutrophes Röhricht aufgenommen und das Grundwasser steht bei Ca10 im Durchschnitt oberflächennäher, weshalb viele Falleninhalte in beiden Untersuchungsjahren wegen häufiger Überflutungen verloren gingen.



**Abbildung 19:** Die Laufkäfergemeinschaften in der beweideten Feuchtwiese (Ca09) und dem unbeweideten Röhricht (Ca10) im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Die Änderung der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist sowohl bei Ca09, als auch bei Ca10 nicht signifikant (Wilcoxon-Test,  $p > 0,1$ ).

#### Das unbeweidete Seggenried (Ca10)

Die Laufkäfergemeinschaft ist an diesem Standort mit insgesamt 14 nachgewiesenen Arten und 91 Individuen sehr arten- und individuenarm (Abbildung 19). Allerdings konnten mit *Agonum thoreyi*, *Badister peltatus* und *Odacantha melanura* einige Standortsspezialisten von Röhrichtern nachgewiesen werden. Die Artenzahl blieb mit 11 Arten in 2000 und 2002 konstant, wobei drei Arten verschwanden, aber ebenso viele neu hinzukamen (alle < 3 Individuen). Bemerkenswert ist das Verschwinden des in Schleswig-Holstein stark gefährdeten *Badister peltatus*. Ansonsten veränderte sich an diesem Standort nur wenig, auch die Dominanzstruktur der Carabidengemeinschaft blieb konstant.

#### Die beweidete Feuchtwiese (Ca09)

Die Artenzahl blieb konstant bei 23 Arten, während ein größerer Anteil des Artenbestandes ausgetauscht wurde (Turnover-Rate = 0,37), acht Arten verschwanden und ebenso viele traten neu auf. Allerdings sind diese in nur sehr geringen Individuenzahlen (durchschnittlich 1,2 Individuen) nachgewiesen. Die Verteilung auf die ökologischen Anspruchstypen blieb ebenfalls konstant.

#### Der Vergleich

An beiden Standorten verändern sich weder die Gesamtartenzahl noch die durchschnittliche Artenzahl je Einzelfalle. Im Röhricht kommen aber weniger als die Hälfte der Arten und nur ca. ein Drittel der Individuen der beweideten Feuchtwiese vor. Im Röhricht ist der Anteil an Standortspezialisten dagegen höher, 71 % der Arten sind hygrophil, während in der beweideten Feuchtwiese nur 55 % hygrophil sind. In der Feuchtwiese kommen mit *Acupalpus exiguus* und *Pterostichus rhaeticus* zwei gefährdete Arten vor, die im Röhricht nicht nachgewiesen werden konnten. *Badister peltatus* ist wiederum nur im Röhricht nachgewiesen. Alle biotopspezifischen Arten der Roten Liste sind nur in einem Untersuchungsjahr und auch in nur ein bis zwei Individuen vorgekommen, weshalb sie zur Beschreibung der Standortentwicklung nicht weiter herangezogen werden sollten.

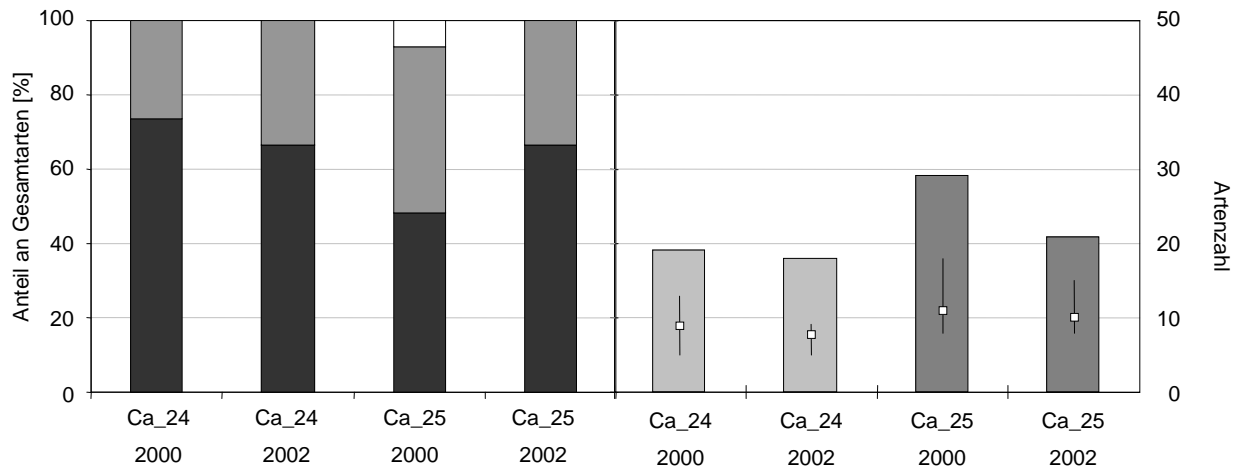
Während die Standorte nach der Sørensen-Artenidentität im Jahr 2000 nur zu 35 % übereinstimmen, beträgt der Wert 2002 schon 53 %. Die nahe liegende Vermutung, dass in der Feuchtwiese bereits ein einzelnes Jahr fehlender Beweidung (Beweidungsintensität in 2001 = 0) ausreicht, um die auf den Einfluss der Beweidung angewiesenen Arten aus der Lebensgemeinschaft zu verdrängen, stimmt vermutlich nicht. Vielmehr treten in der Feuchtwiese nach dem Jahr fehlender Beweidung nicht Arten des Röhrichts neu auf, sondern die in 2000 im Röhricht exklusiv aufgetretenen Arten verschwinden (außer *Agonum thoreyi*).

Der Vergleich dieses Standortspaares zeigt weiterhin, dass die unbeweidete nasse Variante (die Feuchtwiese Ca09 würde bei längerer Nicht-Beweidung je nach Standortbedingungen in ein Großseggenried bzw. Röhricht übergehen) zwar sehr arten- und individuenarm ist, aber keine bloße Fragmentgesellschaft der Feuchtwiesen-Laufkäfergemeinschaft ist, sondern einige ihr eigene Arten aufweisen kann.

#### **3.4.2 Die Laufkäfergemeinschaft in einer beweideten Flutrasenbrache (Ca25) und einer angrenzenden, unbeweideten Feuchtwiesenbrache (Ca24)**

Die Fallenreihen Ca24 und Ca25 befinden sich in einer ca. 1 ha großen Flutrasenbrache, in die vor allem grabenbegleitend einige kleine als eutrophe Feuchtwiesenbrachen kartierte Bereiche eingestreut sind. Der Standort Ca25 repräsentiert dabei den beweideten Teil, der von 2000 bis 2002 in leicht abnehmender, jedoch immer in mittlerer Intensität verbissen wurde. Er ist deshalb mit einigen Trittstellen, flächigen Kurzgrasbereichen, aber auch horstigen Obergräsern und hochwüchsigen Stauden versehen. Die Fallen des Standortes Ca24 sind parallel dazu in wenigen Metern Entfernung in der einen Graben begleitenden und an Hochstauden reichen Vegetation eingesetzt worden. Obwohl auch hier immer mittlere Beweidungsintensitäten erhoben wurden (die räumliche Auflösung der Verbisskartierung war relativ grob), war tatsächlich nur vereinzelt ein Einfluss der Rinder (einige

Wanderschneisen und wenig Fraßtätigkeit) zu beobachten. Daher ist davon auszugehen, dass Ca24 die unbeweidete Variante des nur gering beweideten Standorts Ca25 darstellt.



**Abbildung 20:** Die Laufkäfergemeinschaften in der beweideten Flutrasenbrache (Ca24) und der unbeweideten Feuchtwiesenbrache (Ca25) im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Die Änderung der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist sowohl bei Ca24, als auch bei Ca25 nicht signifikant (Wilcoxon-Test,  $p > 0,1$ ), jedoch ist die Artenabnahme bei Ca25 signifikant höher als bei Ca24 (Mann-Whitney-U-Test,  $p > 0,05$ ).

#### Die unbeweidete Feuchtwiese (Ca24)

In der grabenbegleitenden Hochstaudenvegetation kommen mit 19 (2000) bzw. 18 (2002) nur wenige Arten vor (Abbildung 20). Unter den hygrophilen Arten befinden sich als Einzelindividuen die gefährdeten Arten *Badister peltatus* und *Acupalpus exiguus*. Von 2000 nach 2002 fallen sechs Arten gegenüber nur fünf hinzugekommenen Arten weg, alle wurden in nur sehr geringen Individuenzahlen nachgewiesen. Auch die Dominanzverhältnisse der Arten und der Anspruchstypen zueinander bleiben von 2000 zu 2002 konstant. Daher sind kaum Veränderungen in der Laufkäfergemeinschaft nachzuweisen.

#### Der beweidete Flutrasen (Ca25)

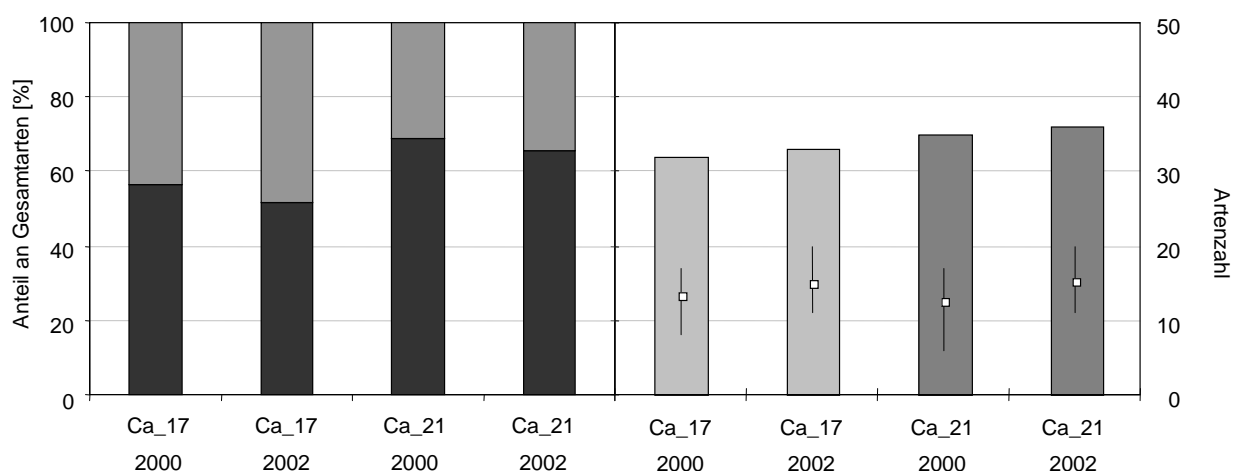
Im untersuchten Flutrasen kommen weder besonders viele Arten (2000: 29, 2002: 21) vor, noch sind unter diesen besonders bemerkenswerte oder gefährdete Arten vertreten (*Carabus auratus* ist hier standortsuntypisch, *Acupalpus exiguus* ist sehr individuenarm und kommt auch an allen anderen Niedermoorstandorten vor). Die Artenzahl nimmt von 2000 nach 2002 stark ab, wobei der Großteil der weggefallenen Arten 2000 noch individuenreich vertreten war (2000 stellten sie 24 % der Individuen). Während die Anzahl der hygrophilen Arten konstant geblieben ist, nahm die der mesophilen (von 13 auf 6) und die der xerophilen Arten (von 2 auf 0) ab. Die Beweidungsintensität war 2000 leicht höher als in den darauf folgenden Jahren, was als möglicher Grund für die beobachteten Veränderungen anzusehen ist.

### Der Vergleich

In der nur sehr gering von Weidetieren beeinflussten Variante (Ca24) bleibt die Laufkäfergemeinschaft in ihrer Zusammensetzung konstant. Die beweidete Variante (Ca25) verliert dagegen einen beträchtlichen Teil der Arten und nähert sich dadurch der unbeweideten Hochstaudenflur in der Artenzahl und der Artenzusammensetzung an (Sørensen-Artenidentität im Jahr 2000: 67 %, 2002: 77 %). Gleichzeitig nimmt die Beweidungsintensität am Standort Ca25 leicht ab. Die nur geringe Beweidungsintensität reicht anscheinend nicht aus, einer Reihe von Arten passende Lebensbedingungen zu bieten. Sie verschwinden von diesem Standort, die Lebensgemeinschaft ähnelt zunehmend der Lebensgemeinschaft der unbeweideten Vergleichsfläche. Eine nur geringe Beweidungsintensität auf Flutrasen reicht somit nicht aus, eine von einer Flutrasenbrache differenzierte Carabidengemeinschaft zu erhalten.

### **3.4.3 Die Laufkäfergemeinschaft an einem beweideten (Ca17) und einem „natürlich dynamischen“ Uferstandort (Ca21)**

Uferstandorte haben für die Vielfalt der Laufkäfer im allgemeinen eine sehr hohe Bedeutung; an ihnen kommen zahlreiche gefährdete und exklusive Arten vor. Die Eider ist im Projektgebiet nahezu auf ihrem gesamten Lauf durch Begradigung, stete Sohlvertiefung und Uferbefestigung sowie Uferauszäunungen geprägt. Nur an wenigen Stellen können sich typische naturnahe Uferstrukturen mit offenen Schlammbanken, kleinflächigen Röhrichten und anderen Uferhochstaudenfluren mit den dazugehörigen Laufkäfergemeinschaften entwickeln. Eine solche Fläche ist der Standort Ca21, der – weiträumig ausgezäunt und deshalb bis 2002 ohne direkte Beeinflussung durch Weidetiere – einen Gleithang mit ausgedehnten bewachsenen und auch unbewachsenen Schlammbanken sowie flach ansteigendem Ufer darstellt. Der Standort Ca17 hingegen befindet sich am Rande eines ausgedehnten Flutrasens, dessen größter Teil sich nur wenige dm über der mittleren Hochwasserlinie der Eider befindet. Am Standort Ca17 sind keine Schlammbanken und auch nur sehr kleinflächige Hochstaudenfluren ausgebildet. Der gesamte Standort kann bis auf wenige Reste, an denen noch ein intakter Zaun vorhanden ist, von den Rindern beweidet und betreten werden. Dieses geschah in mittlerer Intensität in den Jahren 2000 und 2001, in 2002 aber war der Standort sehr intensiv beweidet. Der vorhandene Zaun wurde zunehmend in Mitleidenschaft gezogen, so dass die Rinder mittlerweile an fast allen Stellen die Eider erreichen können. Sie nutzen solche zugänglichen Stellen häufig als Tränken, weshalb die ursprünglich (durch wasserbauliche Gestaltung!) steile Uferkante zusehends flacher und mit größeren Offenbodenstellen versehen wurde. Die Fallen wurden sehr ufernah eingesetzt, so dass bei Hochwasser an beiden Standorten ungefähr dieselben Ausfallraten zu verzeichnen waren.



**Abbildung 21:** Die Laufkäfergemeinschaften am beweideten Ufer (Ca17) und dem unbeweideten Ufer (Ca21) im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Die Änderung der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist nur bei Ca21signifikant (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ), ist dabei aber nicht signifikant höher als bei Ca17 (Mann-Whitney-U-Test,  $p > 0,05$ ).

#### Das unbeweidete Ufer (Ca21)

Obwohl auch am Uferstandort die meisten Individuen von sehr eurytopen Arten (eudominant sind *Carabus granulatus*, *Pterostichus nigrita* und *Dyschirius globosus*) gestellt werden, kommen hier zahlreiche, z.T. gefährdete Uferspezialisten vor (*Stenolophus mixtus*, *S. teutonius*, *Elaphrus riparius*, *E. cupreus*, *E. uliginosus*, *Chlaenius nigricornis*, *Panagaeus cruxmaior*, *Pterostichus gracilis* und *Blethisa multipunctata*). Dieser Uferlebensraum gehört zu den (Laufkäfer-)artenreichsten Lebensräumen des Eidertales. Die Turnover-Rate ist mit 0,20 die niedrigste beobachtete. Der Großteil der 20 neu hinzugekommenen oder verschwundenen Arten ist nur in einzelnen bzw. wenigen Individuen gefunden worden (durchschnittlich 2 Individuen pro Art), und für einige verschwundene gefährdete Arten (drei RL-3 Arten) sind andere gefährdete Arten (*Blethisa multipunctata*, RL-2) neu aufgetreten. Es ist davon auszugehen, dass diese und weitere gefährdete Arten ständig in geringen Dichten vorkommen. An diesem Standort mit seinen sehr zahlreichen und vielen gefährdeten Arten ist demnach weder eine größere strukturelle noch zöologische Veränderung aufgetreten, obwohl die Artenzahl pro Einzelfalle signifikant zugenommen hat (Abbildung 21).

#### Das beweidete Ufer (Ca17)

Am beweideten Ufer kommen mit 32 (2000) bzw. 33 (2002) Arten verhältnismäßig viele Arten vor. Wenige euryöke Arten (*Carabus granulatus*, *Nebria brevicollis*) stellen den Großteil der Gesamtindividuen. Der Anteil hygrophiler Arten ist mit knapp über 50 % relativ gering, unter diesen befinden sich aber einige gefährdete Arten (*Chlaenius nigricornis* und *Elaphrus uliginosus*). Trotz der in 2002 stark erhöhten Beweidungsintensität konnten keine Bewohner nasser Offenstellen in größeren Aktivitätsdichten nachgewiesen werden. Möglicherweise vollzieht sich die Besiedlung mit typischen Uferarten erst im Jahr nach dem Störungsereignis. Die in den Jahren 2000 und 2001 nur geringe Beweidungs- und damit Störungsintensität kann zu dem Rückgang der (nur in wenigen Individuen

aufgetretenen) Arten *Chlaenius nigricornis*, *Elaphrus uliginosus* und *Bembidion articulatum* geführt haben. Die Dominanzstruktur ändert sich nur geringfügig.

#### Der Vergleich

Am beweideten Ufer kommen zum großen Teil dieselben Arten vor wie am unbeweideten Ufer. Der Zönose jedoch fehlen viele uferspezifische und gefährdete Arten. Darüber hinaus sind hier einige Arten in hohen Abundanzen vertreten (z.B. *Nebria brevicollis*), die am unbeweideten Ufer nicht vorkommen. Nach 2 Jahren mittlerer Beweidungsintensität an diesem Standort ähneln sich die beiden Ufertypen stärker (Sörensen-Index 2000: 63 %, 2002: 71 %). Die größere Gemeinsamkeit der Laufkäfergemeinschaften kommt aber auch dadurch zustande, dass im Jahr 2002 am unbeweideten Ufer einige eurytope Arten auftreten.

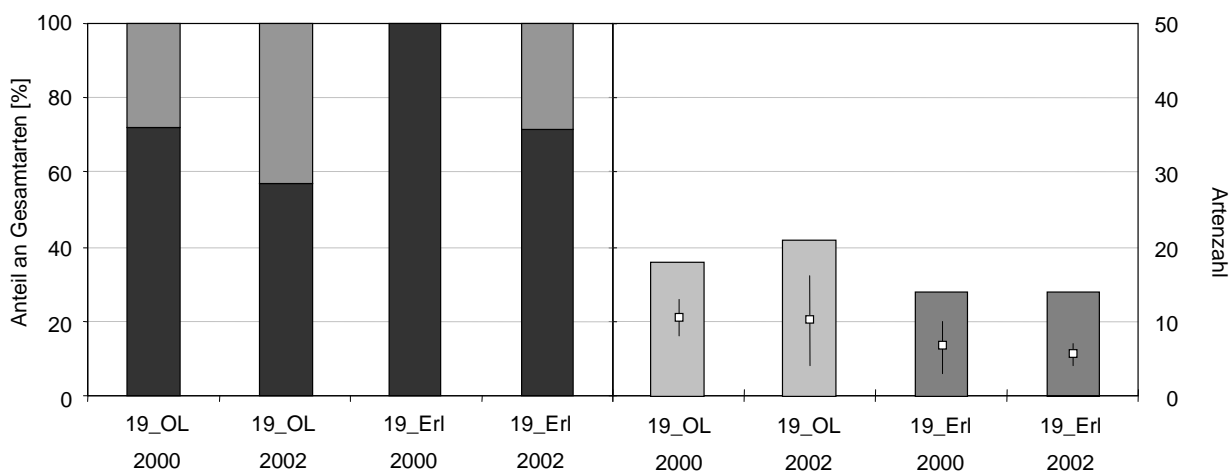
Es ist erkennbar, dass sehr eidernahes Feuchtgrünland eine große Übereinstimmung mit „natürlich dynamischen“ Uferstrukturen und damit ein relativ hohes Potenzial für die Besiedlung mit ufertypischen und gefährdeten Arten besitzt. Beweidung und damit auch „Trittschäden“ an diesen Standorten können zu einer Ausbildung von jenen Strukturen führen, die eine Reihe von uferbewohnenden Arten benötigen. Inwieweit es durch eine fortgeführte Beweidung des ufernahen Grünlandes zur weiteren Annäherung der Laufkäfergemeinschaft an diejenige der „natürlich dynamischen“ Ufer kommt, kann nach bisherigen Ergebnissen jedoch nicht abgeschätzt werden. Im Rahmen anderer Untersuchungen konnte aber bestätigt werden, dass neu entstandene Offenbodenstellen schnell von zahlreichen uferbewohnenden Arten besiedelt werden können (STEGMANN 2002). Dieses ist vor allem darin begründet, dass viele Uferarten durch gute Flugfähigkeit und großes Dispersionsvermögen an Überflutungsereignisse angepasst sind (BEYER & GRUBE 1997).

#### **3.4.4 Die Laufkäfergemeinschaft einer von 2000 nach 2002 teilweise mit Erlen zugewachsenen Feuchtwiese (Ca19)**

Unter dem Einfluss einer geringen Störungsintensität (durch Rindertritt) auf nassen Niedermoorböden finden Erlen gute Keimungsbedingungen (HOLSTEN 2003). Viele der Erlenkeimlinge können sich etablieren und sind bereits nach wenigen Jahren so weit aufgewachsen, dass sie durch Fraß und „sich-dran-Schubbern“ der Rinder nicht mehr gefährdet sind. In großflächigen Weidelandschaften, die sowohl mit Niedermoor- als auch Mineralbodenflächen ausgestattet sind, wird deshalb befürchtet, dass innerhalb von nur wenigen Jahren große Anteile der Niedermoorflächen mit Erlenwald bestockt sein könnten. Dieses hätte einerseits zur Folge, dass Niedermoorflächen wegen der enormen Transpirationsleistung der Erle trockener werden können und ihre Bedeutung als Lebensraum für hygrophile (Laufkäfer-)Arten abnehmen könnte. Andererseits kann durch die Ausbreitung der Erle der Lebensraum der schutzbedürftigen Arten des Offenlandes zunehmend eingeschränkt werden.

An einer im Jahre 2000 eingesetzten Fallenreihe fiel auf, dass um die hinteren vier der neun eingesetzten Bodenfallen zahlreiche kleine Erlen (bis max. 1 m hoch) in die Feuchtwiesenvegetation eingestreut waren. Bei der Wiederholung der Laufkäferfänge im Jahre 2002 waren diese vereinzelt

kleinen Erlen zu einem dichten, ca. 4 m hohen Bestand durchgewachsen. Im stark beschatteten Unterwuchs der Erlen waren außer großer Streuanteile nur verstreute, abgestorbene *Juncus effusus*-Horste vorhanden.



**Abbildung 22:** Die Laufkäfergemeinschaften in der Feuchtwiese, die teils mit Erlen zugewachsen ist (19\_Erl) und teils offen geblieben ist (19\_OL), im Vergleich der Jahre 2000 und 2002 (linkes Diagramm: weiß: Anteil xerophiler Arten, grau: mesophil, schwarz: hygrophil; rechtes Diagramm: der Fehlerbalken gibt die maximale, durchschnittliche und minimale Artenzahl je Einzelfalle an). Die Änderung der Artenzahl je Einzelfalle von 2000 nach 2002 ist nicht signifikant (Wilcoxon-Test,  $p > 0,1$ ), ebenso wenig signifikant unterscheiden sich die beiden Änderungen voneinander (Mann-Whitney-U-Test,  $p > 0,05$ ).

### Die beweidete Feuchtwiese

Die Artengemeinschaft der vier in der Feuchtwiese eingesetzten Fallen ändert sich von 2000 nach 2002 nur geringfügig (Turnover-Rate von 0,28). Dennoch erhöht sich die Artenzahl um 3 Arten, *Pterostichus niger* nimmt stark zu (6 auf 39 Ind.), währenddessen *Dyschirius globosus* verschwindet (2000: 6 Ind.). Der Anteil hygrophiler Arten nimmt leicht ab (Abbildung 22).

### Das Erlengehölz

In dem jungen Erlengehölz stagniert die Artenzahl bei nur 14 Arten. Trotz der Stagnation der Artenzahl findet ein sehr hoher Arten-Turnover von 0,43 statt. Drei hygrophile Arten werden durch drei mesophile Arten ersetzt, lediglich acht Arten kommen in beiden Jahren vor. Darüber hinaus verringert sich die Zahl der insgesamt gefangenen Individuen um 22 %, von neun Arten wurden nur Einzeltiere gefangen (2000: 5). Auch die Dominanzen vieler Arten änderten sich (abgesehen vom in beiden Jahren dominanten *Carabus granulatus*). Mit *Carabus hortensis* tritt nur eine einzige gehölztypische Art auf.

### Der Vergleich

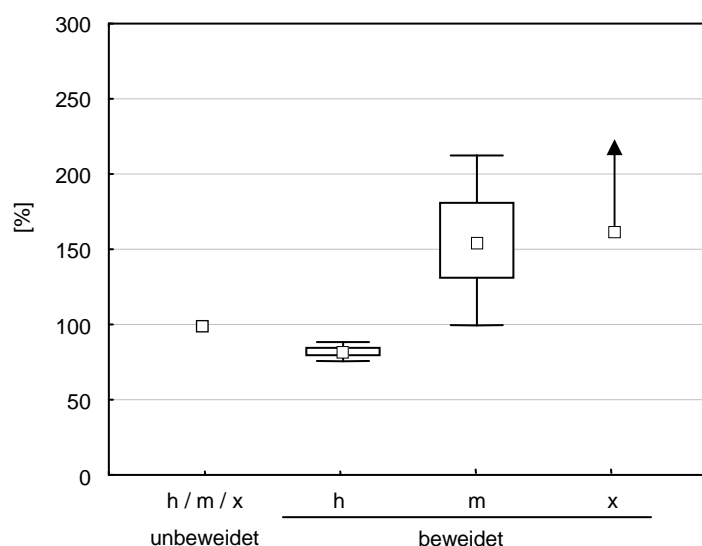
Die Arten- und Individuenzahlen sind im jungen Erlengehölz viel niedriger als in der direkt benachbarten Feuchtwiese. Während das Verhältnis der Gesamt-Individuen des Erlengehölzes zu Gesamt-Individuen der Feuchtwiese im Jahre 2000 noch ca. 1 : 2,2 beträgt, ist es im Jahr 2002 nur noch 1 : 3,4. Die Feuchtwiese beherbergt 50 % mehr Arten als das junge Erlengehölz.

Die Laufkäfergemeinschaft verändert sich durch das Aufwachsen eines Erlengehölzes in einer Feuchtwiese sehr stark. Es verschwinden hygrophile Arten, mesophile Arten treten bevorzugt auf, die



Aktivitätsdichte fast aller Arten nimmt ab. Gehölztypische Arten treten dabei jedoch nicht auf. In einem anderen großflächigeren und älteren Erlengehölz im Eidertal sind unter 27 nachgewiesenen Arten (über 9 Fällen) außer *Pterostichus rhaeticus* keine weiteren gefährdeten oder exklusiven Arten. Dieses unterstreicht die geringe Bedeutung der (kleinflächigen und jungen) Erlengehölze für den Erhalt und die Förderung der (Laufkäfer-)Artenvielfalt bzw. naturschutzrelevanter Arten im Eidertal. In nur kleinflächigen Gehölzen werden meist nur sehr wenige gehölzspezifische Arten gefunden (FOURNIER & LOREAU 2001). Die Größe des untersuchten Gehölzes erreicht möglicherweise nicht das Minimumareal vieler Arten, denn für einen höheren Anteil gehölztypischer Arten wird eine Fläche von mindestens einem ha benötigt (LORENZ 1996). Aber auch die fehlende Besiedlungsmöglichkeit (durch geringes Dispersionsvermögen der Arten oder durch fehlendes Vorkommen der Arten in überwindbarer Distanz) kann ein Grund für das Fehlen von Gehölzarten sein.

### 3.5 Beweidung und ökologische Anspruchstypen



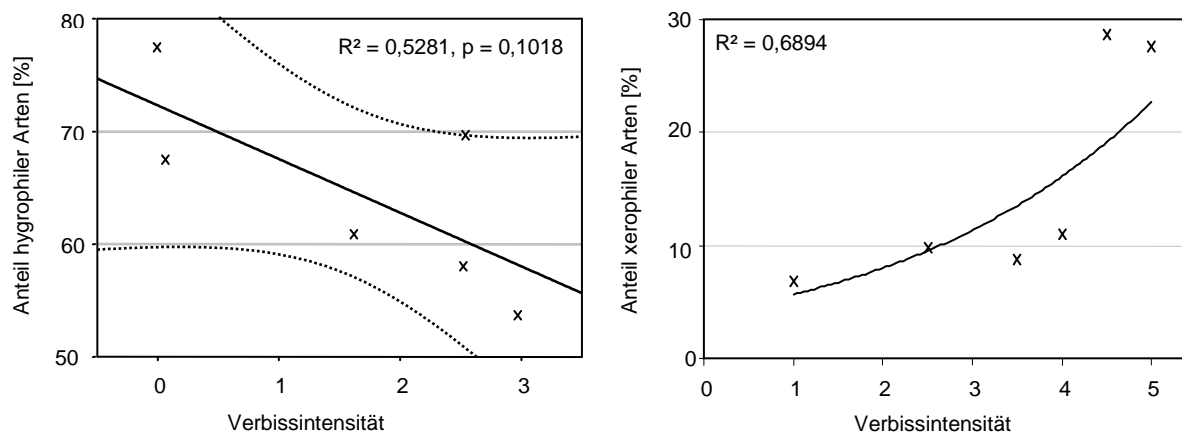
**Abbildung 23:** Der Vergleich von Kennwerten der Laufkäfergemeinschaften unbeweideter und beweideter Standorte. Die Werte der unbeweideten Standorte sind stets gleich 100 % gesetzt und die Werte des jeweiligen beweideten Vergleichsstandortes hierzu in Relation gesetzt. h: Anteil hygrophiler Arten, m: mesophile, x: xerophile (da nur an einem unbeweideten Standorte xerophile Arten vorkamen und damit in den anderen Fällen durch Null geteilt werden müsste, ist nur dieser ein Wert angegeben (dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung)).

Im Vergleich der beweideten und unbeweideten Standorte zeigt sich, dass der Anteil an hygrophilen Arten in den beweideten Lebensräumen signifikant niedriger ist als in den unbeweideten (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ). Dieses Phänomen ist an allen untersuchten Standorten in sehr ähnlichen Größenordnungen aufgetreten. Dementsprechend (die drei Parameter sind voneinander abhängig) ist der Anteil sowohl mesophiler als auch xerophiler Arten in den beweideten Lebensraumtypen stark erhöht.

Dass durch Beweidung der Anteil hygrophiler Arten vermindert wird, zeigt Abbildung 23, in welcher der Zusammenhang von Beweidungsintensität und Anteil hygrophiler Arten für die Niedermoorlebensräume gezeigt ist. In nicht oder nur schwach beweideten Flächen kommt es zu

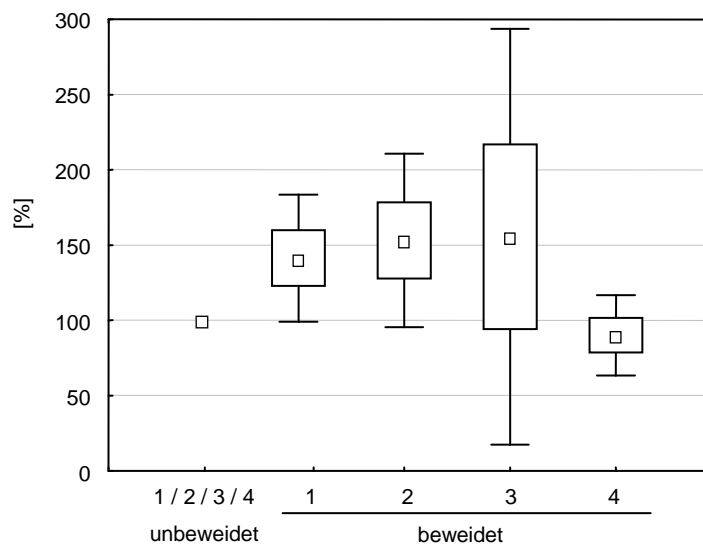
einer geschlossenen und hoch gewachsenen Vegetationsdecke. In der Vegetation herrscht ein kühl-feuchteres Klima als im stark beweideten und deshalb lichten und offenbodenreichen Niedermoorgrünland, so dass der Anteil an hygrophilen Arten bei fehlender Beweidung bzw. kurzfristiger Brache zunimmt (vgl. BOSSHARD et al. 1988). Es ist denkbar, dass dieses nur eine Scheinbeziehung ist, denn nach BENN (2000) nimmt die Verbissintensität mit zunehmender Bodenfeuchte wegen der fehlenden Trittfestigkeit ab. Die obige Abbildung würde damit lediglich die Abhängigkeit der Beweidungsintensität von dem Nässezustand des Niedermoorbodens wiedergeben. Eine entsprechende Beziehung zwischen dem Anteil xerophiler Arten und der Beweidungsintensität (Abbildung 24) kann jedoch auch für die Mineralbodenstandorte nachgewiesen werden und auf diesen ist die Beweidungsintensität nicht von der Bodenfeuchte abhängig. Hier kommt es durch eine Beweidung neben der Entnahme der beschattenden und Luftfeuchtigkeit spendenden Vegetation zur Verletzung der Bodenoberfläche und diese Störstellen bieten xerophilen Arten einen trocken-warmen Lebensraum.

Bedeutsam für die Präsenz von vielen Laufkäferarten ist darüber hinaus das Vorhandensein einer strukturellen Heterogenität, wie die Ergebnisse von BASEDOW & DICKLER (1981) zeigen. Sie fanden *Pterostichus melanarius* in einem normal nassen Jahr v.a. auf offenem Boden, in einem besonders trockenwarmen Jahr hingegen bevorzugt im Dauergrasland. Laufkäfer haben also arttypische Temperatur- und Feuchtepräferenzen (LINDROTH 1945, THIELE 1977) und suchen sich ihren Aufenthaltsort u.a. danach aus, ob das bevorzugte Mikroklima dort vorhanden ist. Somit liegt der Aufenthaltsort je nach herrschender Witterung in unterschiedlich strukturierter Vegetation.



**Abbildung 24:** links: Die Beziehung zwischen der über 2000 bis 2002 gemittelten Verbissintensität an den Niedermoorstandorten und dem Anteil an hygrophilen Laufkäferarten; rechts: Die Beziehung zwischen der über 2000 bis 2002 gemittelten Beweidungsintensität an den Offenland-Standorten auf Mineralboden und dem Anteil an xerophilen Laufkäferarten (dem in 2000 gegrubnten ehemaligen Ackerstandort wurde für 2000 die BWI von 5 zugewiesen)

### 3.6 Vergleichende Betrachtung der beweideten und unbeweideten Standorte im Hinblick auf Diversitätsparameter



**Abbildung 25:** Der Vergleich von Kennwerten der Laufkäfergemeinschaften unbeweideter und beweideter Standorte. Die Werte der unbeweideten Standorte sind stets gleich 100 % gesetzt und die Werte des jeweiligen beweideten Vergleichsstandortes hierzu in Relation gesetzt. 1: Gesamtartenzahl, 2: durchschnittliche Artenzahl je Einzelfalle, 3: Anzahl Rote-Liste-Arten, 4: Turnover-Rate (dargestellt sind Mittelwert, Standardfehler und Standardabweichung).

#### **Beweidung und Gesamtartenzahl**

Im Vergleich aller Standortspaare (ohne die Fallenreihen im grundwasserfernen Grünland, die keinen direkten Vergleichsstandort hatten), ist die Gesamtartenzahl an den beweideten Standorten um 41 % höher als in den unbeweideten benachbarten Standorten. Die durchschnittliche Artenzahl der beweideten Varianten ist damit zwar stark erhöht, aber mit einer hohen Irrtumswahrscheinlichkeit behaftet (Wilcoxon-Test,  $p = 0,08$ ). Der einzige Standort, an dem die unbeweidete Variante mehr Arten aufweist als die beweidete, ist das Ufer. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das unbeweidete Ufer offenbodenreicher als das beweidete Ufer ist. Dieses steht im Gegensatz zu den anderen Standortspaaren, an denen in der beweideten Variante höhere Offenbodenanteile zu beobachten waren. Dennoch wird mit den in Abbildung 25 gezeigten Ergebnissen die These gestützt, dass durch Beweidung die Artenvielfalt erhöht wird. Dieses gilt sowohl für Knicks als auch für die betrachteten Lebensräume im Niedermoor. Dieses bestätigen die Ergebnisse von ZAHN et al. (2001), die ebenfalls in beweideten Lebensräumen mehr Arten fanden als in den unbeweideten Varianten des selben Lebensraumtyps.

#### **Beweidung und durchschnittliche Artenzahl je Einzelfalle**

Die durchschnittliche Artenzahl je Einzelfalle repräsentiert nach den in Abbildung 16 gezeigten Ergebnissen nicht die Gesamtartenzahl eines Standortes, ist aber eine vielfach verwendete Größe und soll deshalb hier behandelt werden. Die Artenzahl je Einzelfalle ist in den beweideten Lebensraumtypen durchschnittlich um 53 % höher als an den entsprechenden unbeweideten

Varianten, jedoch nicht signifikant (Wilcoxon-Test,  $p = 0,08$ ). Auch hier bilden die Uferstandorte die Ausnahmen: wie bei der Gesamtartenzahl bereits gesehen ist die beweidete Variante artenärmer als die unbeweidete. Damit gilt die These der Erhöhung der Artenvielfalt nicht nur für die Gesamtartenzahl der untersuchten Lebensräume, sondern ebenso für die Artenzahl je Einzelfalle.

### **Beweidung und Rote-Liste Arten**

Das Verhältnis der Anzahl gefährdeter Arten von beweideten Lebensräume im Vergleich zu der Anzahl gefährdeter Arten von unbeweideten Lebensräumen weist eine sehr große Schwankungsbreite auf, welches auf die geringen Artenzahlen der gefährdeten Arten zurückzuführen ist. Hier ist nur die leichte Tendenz erkennbar, dass die beweideten Lebensräume mehr gefährdete Arten aufweisen als die unbeweideten Pendanten. Zur statistischen Absicherung wären jedoch weitere Probestellen notwendig.

### **Beweidung und Turnover-Rate**

Die Vermutung, dass Beweidung hohe Turnover-Raten nach sich zieht, kann nach den in Abbildung 25 gezeigten Ergebnissen ebenso wenig bestätigt werden wie die Vermutung, dass zwischen den Jahren 2000 bis 2002 stark schwankende Beweidungsintensitäten zu hohen Turnover-Raten in der Laufkäfergemeinschaft führen. So gibt es Standorte mit einer über alle drei Jahre weitgehend konstanter Beweidungsintensität (BWI), die dennoch eine sehr hohe Turnover-Rate aufweisen (z.B. Ca05, BWI: 4, 4, 5, TOR: 0,37). Andere Standorte wiederum zeigten sehr starke Veränderungen in der Nutzungsart und -intensität (ehemaliger Ackerstandort Ca02) bei gleichzeitig sehr niedrigen Turnover-Raten.

Der Anteil der gefährdeten Arten an den verschwundenen und hinzugekommenen Arten und damit der Turnover-Rate ist hoch. Einerseits reagieren gefährdete Arten möglicherweise besonders empfindlich und schnell auf Veränderungen, andererseits sind diese Arten meist selten. Eine Veränderung der Aktivitätsdichten seltener Arten muss nicht durch Standortsveränderungen hervorgerufen sein, sondern kann allein durch methodische Mängel (mangelnde Sicherheit der Erfassung seltener Arten) begründet sein.

---

## **Kapitel 2.3**

# **Die Bedeutung der Strukturierung von Lebensräumen durch Beweidung für das Vorkommen von Laufkäfern in der Weidelandschaft Eidertal**

## 1 Einleitung und Fragestellung

Bei vielen Untersuchungen, die die Lebensräume der Laufkäfer beschreiben, wird davon ausgegangen, dass vor allem Bodeneigenschaften das Vorkommen von Laufkäfern bestimmen. Es werden deshalb vor allem Analysen der Bodeneigenschaften wie Bodenart (Körnung oder Textur), Bodenfeuchte, pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz durchgeführt. Diese Vorgehensweise hat einerseits seine Berechtigung: Zahlreiche Abhängigkeiten des Vorkommens von Laufkäferarten von den Bodeneigenschaften wurden ermittelt (MÜLLER-MOTZFELD 1989). Andererseits weisen diverse Untersuchungen darauf hin, dass darüber hinaus für die Präsenz bzw. Populationsdichte von Laufkäferarten die Strukturierung der Vegetationsbedeckung entscheidend sein kann (ASTERAKI 1994). So fanden DENNIS et al. (1997) heraus, dass die Aktivitätsdichten von 24 der 32 in ihrem Untersuchungsgebiet häufigeren Arten mit den Effekten der Beweidung korrelierten (bevorzugt in hoher, d.h. unbeweideter Vegetation: *Pterostichus melanarius*, *Pt. strenuus*; bevorzugt in niedriger, d.h. stark beweideter Vegetation: *Calathus fuscipes*, *Loricera pilicornis*). SCHWARTZE (1992) ermittelte, dass die Streubedeckung die Hauptursache für die geringe botanische Artenvielfalt in ungenutztem Feuchtgrünland ist. Vermutlich hat die Streubedeckung auch für die faunistische Artenvielfalt eine Bedeutung.

LINDROTH (1945) beschrieb in seinem Standardwerk der fennoskandischen Carabiden die Lebensraumpräferenzen aller dort vorkommenden Arten, wobei er in vielen Fällen über die Beschreibung der Bodeneigenschaften hinausging und detaillierte Angaben zur Bodenbedeckung und zur Struktur der Vegetation hinzufügte (z.B. zu *Chlaenius nigricornis*: „An (...) vegetationsreichen Ufern, deren Vegetation häufig aus größeren Carices besteht, aber dazwischen liegen meist nackte Flecken“ oder zu *Agonum fuliginosum*: „Liebt Beschattung mehr als die übrigen (Anm.: *Agonum*-Arten) und fordert eine ausgeprägte Müllschicht am Boden“). Solche nur vereinzelt zu findenden Angaben machen deutlich, dass kaum detaillierte Untersuchungen zu dieser wichtigen Frage vorhanden sind. Eine große Bedeutung der Lebensraumstruktur wird aber angenommen, denn mittels der Bodeneigenschaften können die Lebensraumbindungen der Arten nicht vollständig erklärt werden (HOERNES 2000).

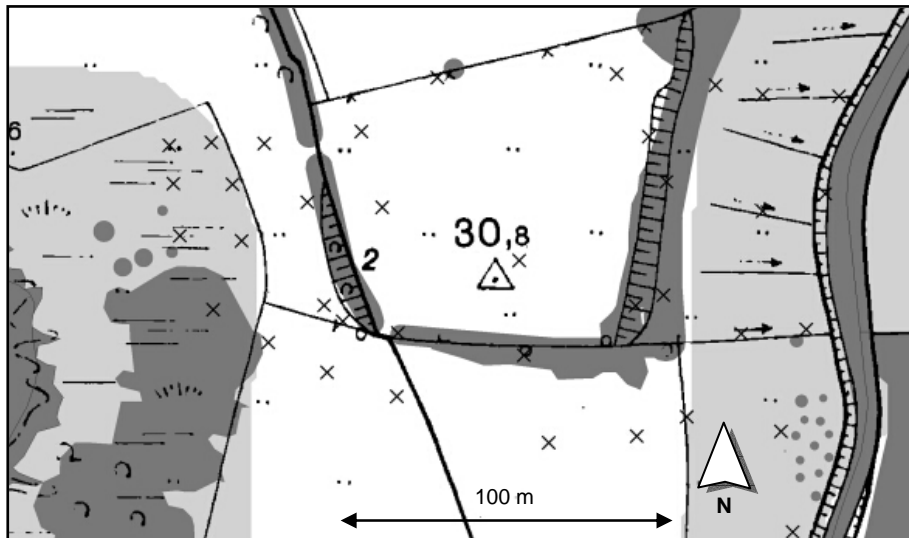
Folgende Fragen sind im Rahmen dieser Untersuchung zu beantworten:

- Zeigen die Laufkäferarten Abhängigkeiten von der Struktur der Lebensräume ?
- Welche Bedeutung haben dabei der Offenbodenanteil, die Vegetationsbedeckung und die Streuauflage für die vorkommenden Arten ?

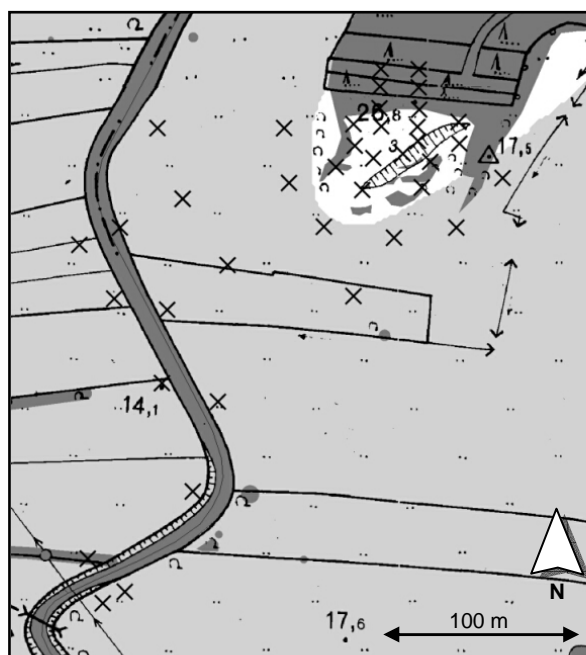
## 2 Standort und Methodik

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Auf eine erneute Beschreibung des gesamten Untersuchungsgebietes sei hier verzichtet, statt dessen wird auf das Kapitel 1 verwiesen, in dem bereits die Ausstattung und Geschichte des Untersuchungsgebietes ausführlich erläutert wurden. Die Beschreibung der für diese Untersuchung herangezogenen Fallenstandorte ist in Tabelle 10 gegeben.



**Abbildung 26:** Das Bodenfallenraster „Drumlin“ von der Teichverlandungszone (links im Bild) über einen mineralischen Hang (Bildmitte) bis zum Eiderufer (rechts im Bild) (x: Bodenfalle, weiße Fläche: Mineralboden, hellgrau: Niedermoor, dunkelgrau: Flussverlauf der Eider und Gehölze)



**Abbildung 27:** Das Bodenfallenraster „Heidberg“ von einer baumbedeckten Kuppe (rechts oben im Bild) über Niedermoorgrünland bis zum beidseitigen Eiderufer (links im Bild) (x: Bodenfalle, weiße Fläche: Mineralboden, hellgrau: Niedermoor, dunkelgrau: Flussverlauf der Eider und Gehölze)

**Tabelle 10:** Die in der Untersuchung berücksichtigten Fallenstandorte unter Angabe des Untersuchungszeitraumes und der durch sie abgedeckten Lebensraumtypen (Vegetationseinheit und Bodentyp, m: mineralisch, o: organisch; zur Lage der Fallenstandorte Ca... siehe Kapitel 2.2)

Fallenstandort	Jahr	Fangzeitraum	Fangtage pro Falle	Fallen-zahl	Boden	Lebensraumtyp
Ca02	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Weidelgrasweide, eutroph
Ca05	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Weidelgrasweide, mesotroph
Ca06	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Beweideter Knick
Ca08	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Unbeweideter Knick
Ca09	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Feuchtwiese
Ca10	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Großseggenried
Ca17	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Eiderufer, beweidet
Ca19	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Feuchtwiese
Ca21	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Eiderufer, unbeweidet
Ca24	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Feuchtwiese
Ca25	2002	13.04. – 15.10.	181	9	o	Flutrasen
Ca29	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Weidelgrasweide, mesotroph
Ca31	2002	13.04. – 15.10.	181	9	m	Trockene Ruderalflur
1-4, 14, 15, 19	2001	15.04. – 05.10.	173	7	m	Gehölze
5-13, 16-18	2001	15.04. – 05.10.	173	12	m	Weidelgrasweide, mesotroph
20-38	2001	15.04. – 05.10.	173	19	o	Flutrasen
51-53, 55-58, 79-80, 81-86	2001	15.04. – 05.10.	173	15	o	Feuchtwiese, Seggenried
59-64, 67-70, 73-74, 77	2001	15.04. – 05.10.	173	13	m	Weidelgrasweide
65-66, 71-72, 75-76	2001	15.04. – 05.10.	173	6	m	Gehölze
54, 81	2001	15.04. – 05.10.	173	2	o	Gehölze

## 2.2 Fangmethode

Der Fallenaufbau, die verwendete Fangflüssigkeit usw. sind in Kapitel 2.1 erläutert.

Zusätzlich zu den in 2002 beprobten Fallenstandorten mit jeweils neun Bodenfallen pro Fallenreihe sind in diese Untersuchung zahlreiche im Jahr 2001 gestellte Bodenfallen mit einbezogen worden (Tabelle 10). Diese wurden im Unterschied zu den Fallen aus 2002 nicht in Reihen von neun Fallen (mit regelmäßigem Abstand von fünf m zwischen zwei Fallen), sondern als weitläufiges Fallenraster von ca. 200 x 100 m mit 36 bzw. 38 Bodenfallen auf zwei Weiden im Projektgebiet aufgestellt (zur Lage der Fallenfelder siehe Abbildung 26 (Fallen 51 bis 86) und Abbildung 27 (Fallen 1 bis 38)).

## 2.3 Erfassung der Vegetationsstruktur

Für die meisten Laufkäfer spielt die Zusammensetzung und Art der Vegetation keine maßgebliche Rolle. Als bedeutsam werden vielmehr die Art der Bodenbedeckung (Anteil der Vegetationsdecke, der Streu oder des Offenbodens) sowie der Deckungsgrad und die Höhe der Vegetation erachtet, weshalb diese gemeinsam mit den Bodenfallenfängen erfasst werden sollten. Die Erfassung der Vegetationsstruktur wurde wie folgt durchgeführt: ein (um die Struktur der Vegetation nicht zu verändern nur gedachtes) Erfassungsquadrat von 1 x 1 m Grundfläche wurde mit der Bodenfalle als Zentrum über die Vegetation gelegt. Dann wurden die von oben aus der Erfasserposition sichtbaren Flächenanteile bzw. Deckungsgrade der folgenden Parameter auf 5 % gerundet geschätzt: Offenboden, Streu, Vegetation von 0 bis 10 cm Höhe, 10 bis 40 cm, 40 bis 80 cm, 80 bis 120 cm und über 120 cm. Dabei blieb unberücksichtigt, was sich unter den jeweiligen Schichten befand. Nur sehr geringe aber offensichtliche Flächenanteile (weniger als 5 %) wurden mit 1 % notiert. Die Summe der Flächenanteile ergibt damit 100 bis maximal 106 %.



Die Vegetationsstruktur-Kartierung wurde über den gesamten Fangzeitraum jeweils zur Monatsmitte und meist zeitgleich mit einem Fallenwechsel durchgeführt. Die Bodenfallenfänge der Zeiträume vor und nach der Vegetationsstruktur-Erfassung wurden später zu einem Datensatz vereinigt.

Die Abstände von einem Monat zwischen jeder Strukturkartierung erschienen als geeignet und wurden in der Arbeitsgruppe auch bei anderen Fragestellungen, die die Veränderung der Vegetationsdecke durch die Beweidung betrafen, angewandt. Die Abstände erscheinen einerseits als lang genug, um Veränderungen in der Vegetationsstruktur beobachten zu können und die Laufkäfer haben genug Zeit, um auf die Veränderungen reagieren. Andererseits kann die Struktur eines Standorte aber innerhalb noch kürzerer Zeit verändert werden: Entweder kommt es zur Entnahme der Biomasse bzw. Erhöhung des Offenbodenanteils durch Beweidung oder Tritt oder in Folge einer geringeren Beweidungsintensität kommt es zur schnellen Zunahme von Biomasse. Diese auch kurzfristig ablaufenden Prozesse führen u.U. zu starken strukturellen Veränderungen eines Standortes und die Laufkäfer reagieren vermutlich entsprechend. Der Abstand von einem Monat erscheint als geeigneter Kompromiss zwischen zu kurz und zu lang gewählten Erfassungsabständen.

## **2.4 Ermittlung der Kennzahlen**

Vor der Ermittlung der Abhängigkeiten einzelner Arten von den strukturellen Parametern sollten die Arten in Gruppen ähnlicher Anspruchstypen bzw. zu ökologischen Gilden zusammengefasst werden. Wie in Kapitel 2.1 gezeigt, haben die Laufkäfergemeinschaften auf Mineralboden und Moorboden nur wenige gemeinsame Arten, sie bilden also eine jeweils eigenständige Gilde. Innerhalb dieser trennen sich die Artengemeinschaften von Gehölzlebensräumen von denen der Offenlandlebensräume.

In diesen vier Lebensraumtypen (Offenland- und Gehölzlebensräume jeweils auf Mineral- und Moorboden) wurden zahlreiche Bodenfallen eingesetzt (siehe Tabelle 10). Es zeigte sich jedoch, dass für eine entsprechende Auswertung zu wenige Gehölzlebensräume auf Niedermoorstandorten untersucht wurden und diese darüber hinaus sich in ihrer Nutzungsintensität kaum unterschieden. Damit konnten auch keine Abhängigkeiten einzelner Arten von durch Beweidung geschaffenen Strukturen wie Offenbodenstellen bzw. hohen Deckungsgraden niedriger Vegetation ermittelt werden. Aus diesem Grund wird im weiteren Text von einer Betrachtung der Gehölzlebensräumen auf Niedermoorboden abgesehen.

### **Zuordnung der Arten zum Bodentyp**

Die Ermittlung des bevorzugten Bodentyps erfolgte wie bei den Vegetationsstruktur-Indizes (s.u.). Wenn mindestens 66 % des Vorkommens einer Art sich in einem der Typen befindet, wird die Art als diesen Bodentyp bevorzugend eingeordnet. Das Verhältnis von den auf Mineral- zu den auf Moorboden gewonnenen Monatsproben ist mit 1: 1,2 nahezu gleichverteilt, aus diesem Grunde muss der Schwellenwert von 66 % nicht an eine ungleiche Probenverteilung angepasst werden.

### **Zuordnung der Arten zu Gehölzen oder Offenland**

Die Einstufung einer Art als Gehölz- oder Offenlandart erfolgte ähnlich wie die Einstufung zu den Hauptbodentypen. An einem Begehungstermin im Sommer wurde notiert, ob sich die Falle in direkter Nachbarschaft zu einem Gehölz oder Einzelbaum oder im Offenland befindet. Zu den „Gehölzbewohnern“ wurden dann jene Arten gezählt, die überproportional häufig (d.h. mindestens 66 % der Individuen) an einem Gehölzstandort vorgekommen sind. Da jedoch nur 24 % der Proben aus Gehölzen stammen und 76 % der Proben aus dem Offenland, musste der Schwellenwert von 66 % entsprechend angepasst werden. In Einzelfällen wurden Arten in einen anderen Lebensraumtyp einsortiert, wenn Literaturangaben oder eigene Erfahrungen gegen die nach der obigen Methode erfolgten Einsortierung sprachen.

### **Abhängigkeit von den Vegetationsstruktur-Parametern**

Ob die Lebensraumstruktur an den Fundstellen einer Art unterschiedlich ist zu den von der Art unbesiedelten Untersuchungsflächen des selben Lebensraumtyps, wurde mit der im folgenden beschriebenen Methode ermittelt:

Zunächst wurden alle Fallen des von der betrachteten Art besiedelten Lebensraumtyps aus der Datenbank ausgewählt. Dann wurde getestet, ob sich die Vegetationsstruktur der besiedelten Fallenstandorte von den gesamten Fallenstandorten dieses Lebensraumtyps unterscheidet. Unterscheidet sich dieser Wert statistisch signifikant von diesem Mittelwert (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ ), so wird er in den Tabellen 11, 12 und 13 angegeben. Die über alle Fallen des Lebensraumtyps gemittelten Werte der einzelnen Parameter sind als durchschnittliche prozentuale Flächenbedeckungen pro m<sup>2</sup> in den obersten Zeilen der Tabelle 11, 12 und 13 ebenfalls angegeben.

In dieser Analyse wurden Fallen mit Einzelfunden als gleichberechtigt zu Fallen mit individuenstarken Vorkommen angesehen, welches einerseits die Über- bzw. Falschbewertung „zufälliger“ Ansammlungen einer Art (z.B. auf Ausbreitungswegen) vermeidet, aber andererseits vernachlässigt, dass individuenreiche Vorkommen auch auf für die Art geeignetere Bedingungen schließen lassen können.

## **3 Ergebnisse und Diskussion**

Insgesamt wurden 19.878 Laufkäferindividuen aus 96 Arten gefangen, die sich auf 1.176 Monatsproben verteilen. Von diesen 96 Arten zeigten 66 Arten eine Zugehörigkeit zu einer der drei Gilden. Von diesen 66 blieben 11 Arten in der weiteren Auswertung unberücksichtigt, denn sie wurden in weniger als drei Monatsproben gefunden (*Amara anthobia*, *Bembidion articulatum*, *B. biguttatum*, *Cicindela campestris*, *Dromius linearis*, *D. quadrimaculatus*, *Harpalus rufipalpis*, *Lasiotrechus discus*, *Notiophilus substriatus*, *Panagaeus bipustulatus*, *Pterostichus rhaeticus*).

Im Folgenden werden die drei Lebensraumtypen und die in diese eingeordneten Arten vorgestellt. Wenn möglich, wurden einzelne Arten, die ähnliche Präferenzen zeigen, zu Gruppen zusammengefasst und diese dann gemeinsam diskutiert.

### 3.1 Offenlandlebensräume auf Moorboden

**Tabelle 11:** Die Abhängigkeiten der auf Offenlandlebensräume auf Moorboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern (Deckungsgrad in % Flächenanteil von **a**) Offenboden, **b**) Vegetation in 0 bis 10 cm Höhe, **c**) Vegetation in 10 bis 40 cm Höhe, ... , **h**) Streuauflage). In der ersten Zeile („Mittel“) ist der über alle in die Untersuchung einbezogenen Fällen gemittelte Wert angegeben. In den darauf folgenden Zeilen die Werte für die einzelnen Arten (über alle Monatsproben gemittelt, in denen die jeweilige Art nachgewiesen wurde), sofern diese vom in der ersten Zeile gegebenen Wert signifikant abweichen (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ ). ( $\Sigma$  über 40: die Werte der drei Vegetationshöhen-Stufen über 40 cm wurden zusammengefasst). **Phänologie:** Monate, in denen die Art nachgewiesen wurde.

Grup-pe	Art	Phäno-logie	n Indi-viduen	n Monats-proben	Deckungsgrad [%]							
					Offen-boden	Vegetationshöhe [cm]					Σ über 40	Streu
						0 bis 10	10 bis 40	40 bis 80	80 bis 120	über 120		
				<b>Mittel</b>	<b>12</b>	<b>32</b>	<b>25</b>	<b>11</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>14</b>	<b>17</b>
1	<i>Blethisa multipunctata</i> <sup>2</sup>	5,10	10	4	73		0	0			0	
1	<i>Elaphrus riparius</i>	5-8,10	11	8	49							
1	<i>Elaphrus cupreus</i>	4-8,10	29	10	37							
1	<i>Stenolophus mixtus</i>	4-6	23	8	41	7						
1	<i>Chlaenius nigricornis</i> <sup>3</sup>	4-8	12	7			9	0			0	
2	<i>Anisodactylus binotatus</i>	4-10	85	47		49		5			6	6
2	<i>Pterostichus nigrita</i>	4-10	824	160		39	21	7				17
2	<i>Agonum viduum</i>	4-10	256	93		37	21					
2	<i>Carabus granulatus</i>	4-10	151	236		37		8				
3	<i>Oodes helopioides</i>	5-6,8-	59	40			35					
3	<i>Acupalpus exiguus</i>	4-8	15	13	3		35					14
4	<i>Agonum afrum</i>	4-8	108	28				16	5		22	
4	<i>Dyschirius globosus</i>	4-9	158	54		32					22	11
4	<i>Agonum fuliginosum</i>	4-10	96	59	10			13			16	22
5	<i>Agonum thoreyi</i>	4-6,8	5	3								40
5	<i>Pterostichus diligens</i>	4-9	205	92								22
5	<i>Pterostichus minor</i>	4-10	65	42								21



Abnehmende Beweidungsintensität →

Gruppe 1 (Offenbodenbewohner)	Gruppe 2 (niedrigwüchsig)	Gruppe 3 (mittelhohe Vegetation)
<i>Blethisa multipunctata</i> <sup>2</sup>	<i>Anisodactylus binotatus</i>	<i>Oodes helopioides</i>
<i>Elaphrus riparius</i>	<i>Pterostichus nigrita</i>	<i>Acupalpus exiguus</i>
<i>Elaphrus cupreus</i>	<i>Agonum viduum</i>	
<i>Stenolophus mixtus</i>	<i>Carabus granulatus</i>	
<i>Chlaenius nigricornis</i> <sup>3</sup>		

**Abbildung 28:** Unterschiedlich intensiv beweidetes Grünland auf Moorboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 11 gegebenen Daten (Zeichnungen: A. Karstedt)

Für 23 der 84 Arten konnte eine Bevorzugung der Offenlandlebensräume auf Niedermoorböden ermittelt werden. Bei sieben dieser Arten (*Acupalpus flavicollis*, *Amara similata*, *Badister sodalis*, *Bembidion guttula*, *Elaphrus uliginosus*, *Panagaeus cruxmaior*) unterschied sich keiner der erhobenen Strukturparameter signifikant vom Durchschnittswert. Dieses liegt in den meisten Fällen an dem geringen Stichprobenumfang, d.h. diese Arten wurden an nur wenigen Fallenstandorten gefangen. Der an sehr vielen Standorten gefangene *Bembidion guttula* hingegen zeigt keine von den Durchschnittswerten abweichende Bevorzugung von Strukturen, die Durchschnittswerte über alle Standorte entsprechen seinen Lebensraumansprüchen.

**Gruppe 1 (Offenbodenbewohner):** Unter den Arten dieser Gruppe befinden sich naturschutzrelevante Arten wie *Blethisa multipunctata* oder *Chlaenius nigricornis* (Tabelle 11). Diese Arten benötigen einen hohen Anteil an Offenboden (durchschnittlich 37 bis 73 %) bzw. meiden Stellen starker Vegetationsbedeckung. Sie kommen an Orten einer hohen Lebensraumdynamik (z.B. an durch Abrasion und Akkumulation charakterisierten Ufern, an ehemals überfluteten Stellen oder auch an Stellen intensiver Störung z.B. durch Viehtritt) vor und profitieren deshalb von der Extensivbeweidung, sofern es an geeigneten Stellen zu entsprechenden Störungen kommt.

Die Arten dieser Gruppe rekrutieren sich größtenteils aus der ökologischen Gruppe der Uferbewohner. Fänge anderer offenbodenbewohnender Arten von an in dieser Untersuchung nicht berücksichtigten aber ähnlich strukturierten Stellen zeigen, dass durch Tritt auf nassem Niedermoorboden ein Ersatzlebensraum für Uferlebensgemeinschaften geschaffen werden kann. Eine wichtige Rolle für den Besiedlungserfolg von Uferarten spielt die Entfernung von bereits besiedelten Standorten. Gerade in wasserbaulich stark veränderten Flusstälern mit begradigten und vertieften Gewässern, die nur kleinräumig Optimallebensräume bieten und deren Eigendynamik nicht zur Schaffung dieser ausreicht, ist das Angebot geeigneter Ersatzlebensräume möglicherweise entscheidend für den langfristigen Erhalt der Uferarten. Diese Ersatzlebensräume können an geeigneten Stellen von den Weidetieren geschaffen werden.

**Gruppe 2 (niedrigwüchsige Vegetation bevorzugt):** Diese Gruppe setzt sich mit *Anisodactylus binotatus*, *Pterostichus nigrita*, *Agonum viduum* und *Carabus granulatus* aus Arten zusammen, die im beweideten aber nicht durch Tritt gestörten Grünland zu finden sind. An den Fundstellen ist die Bodenoberfläche nicht besonders stark verletzt, aber die Deckungsgrade der Vegetationsschicht von 0 bis 10 cm Höhe sind mit 37 % bis 49 % signifikant höher als der Durchschnitt aller Probestellen. Die Arten bevorzugen damit eine stark verbissene Rasenvegetation, in der höherwüchsige Bereiche in geringen Anteilen vorkommen können, größere Deckungsanteile dieser werden aber gemieden. Die Carabiden dieser Gruppe sind allesamt ungefährdet und im allgemeinen häufig. Im Eidertal zeigen sie eine sehr weite Verbreitung, v.a. *Carabus granulatus* ist mit hoher Stetigkeit in den Proben der Offenlandlebensräume auf Moorboden vorhanden. Durch Beweidung werden die Arten dieser Gruppe sehr stark gefördert.

**Gruppe 3 (mittelhohe Vegetation bevorzugt):** Die Gruppe 3 zeichnet sich dadurch aus, dass ihre Arten (*Oodes helopioides* und *Acupalpus exiguus*) Lebensräume mit einem großen Anteil an Vegetation mittlerer Höhe (10 bis 40 cm) bevorzugen. Standorte mit intensiver Beweidung (hohe Offenbodenanteile, sehr kurze Vegetation) meiden sie ebenso wie hochwüchsige Vegetation. *Oodes helopioides* und der gefährdete *Acupalpus exiguus* gelten als etwas anspruchsvollere Arten des Feuchtgrünlandes (LINDROTH 1949, TURIN et al. 1991). Der Grund für diese Einstufung ist vermutlich die Meidung sowohl intensiver beweideter als auch unbeweideter Feuchtgrünlandflächen, denn sowohl starke als auch fehlende Beweidung verhindert die Entwicklung einer für diese Arten geeigneten Lebensraumstruktur.

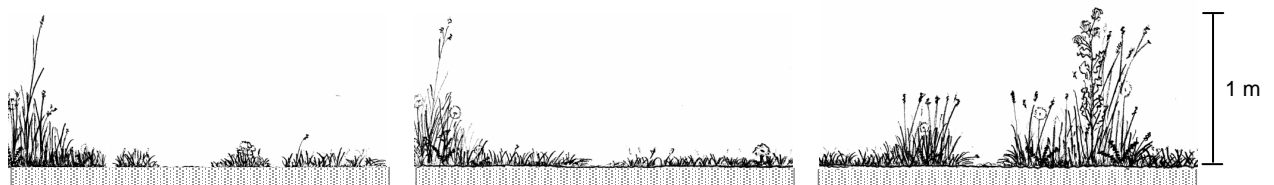
**Gruppe 4 (unbeweidet):** In dieser Gruppe sind die Arten vereint, die an Standorten mit einem größeren Anteil an hoher (über 40 cm) krautiger Vegetation vorkommen. Die Fundorte von *Agonum afrum*, *A. fuliginosum* und *Dyschirius globosus* zeigen signifikant höhere Deckungsgrade der Vegetation von über 40 cm Höhe als der Mittelwert über alle Standorte. Sie sind damit Bewohner solcher Stellen, die nur selten beweidet werden bzw. an denen ein Durchwachsen der Vegetation zugelassen wird.

**Gruppe 5 (Streu-präferente Arten):** Die Arten dieser Gruppe (*Agonum thoreyi*, *Pterostichus diligens*, *P. minor*) zeigen keine Abhängigkeiten von Vegetationshöhen. An den Fundstellen dieser Arten fiel jedoch ein signifikant höherer Anteil an Streubedeckung (bis zu 40 % durchschnittlicher Flächenanteil) auf. Diese Arten vertragen vermutlich keine längeren Beweidungsphasen und treten vor allem in den mit höheren Streuanteilen versehenen Brachen bzw. unbeweideten Lebensraumtypen auf.

### 3.2 Offenlandlebensräume auf Mineralboden

**Tabelle 12:** Die Abhängigkeiten der auf Offenlandlebensräume auf Mineralboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern (Deckungsgrad in % Flächenanteil von **a**) Offenboden, **b**) Vegetation in 0 bis 10 cm Höhe, **c**) Vegetation in 10 bis 40 cm Höhe, ... , **h**) Streuauflage). In der ersten Zeile („Mittel“) ist der über alle in die Untersuchung einbezogenen Fällen gemittelte Wert angegeben. In den darauf folgenden Zeilen die Werte für die einzelnen Arten (über alle Monatsproben gemittelt, in denen die jeweilige Art nachgewiesen wurde), sofern diese vom in der ersten Zeile gegebenen Wert signifikant abweichen (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ ). (**Σ über 40:** die Werte der drei Vegetationshöhen-Stufen über 40 cm wurden zusammengefasst). **Phänologie:** Monate, in denen die Art nachgewiesen wurde.

Gruppe	Art	Phäno- logie	n Indivi- duen	n Monats- proben	Deckungsgrad [%]							Streu
					Offen- boden	Vegetationshöhe [cm]					Σ über 40	
						0 bis 10	10 bis 40	40 bis 80	80 bis 120	über 120		
			<b>Mittel</b>		<b>10</b>	<b>60</b>	<b>17</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>9</b>
1	<i>Syntomus foveatus</i>	4-9	43	22	21		10					
1	<i>Bembidion properans</i>	4-10	88	41	19		9	1			1	8
1	<i>Amara familiaris</i>	4-10	36	65	16							7
1	<i>Bembidion lampros</i>	4-10	139	55	13		12					7
1	<i>Calathus fuscipes</i>	4-10	838	137	13							
1	<i>Amara spreta</i>	4-9	24	17	13							
1	<i>Poecilus lepidus</i>	4-9	10	7	12							
1/2	<i>Harpalus affinis</i>	4-10	502	73	15	71	9	1			1	6
1/2	<i>Amara aenea</i>	4-10	356	88	15	69	10	2			2	5
2	<i>Harpalus rubripes</i>	4-9	47	30		73	9	0			0	
2	<i>Harpalus tardus</i>	4-10	73	42		74	10	0			0	7
2	<i>Pseudophonus rufipes</i>	4-9	913	85	9	67						7
3	<i>Notiophilus palustris</i>	4-8,10	23	15		39	27	18	3	0	21	
3	<i>Synuchus vivalis</i>	6-10	57	29	5	43	34					
3	<i>Amara lunicollis</i>	4-10	344	73		52	25	4			5	
4	<i>Notiophilus germinyi</i>	4-5,8	3	3			1					
4	<i>Poecilus cupreus</i> <sup>3</sup>	4-5,8-10	5	5			5					
5	<i>Carabus auratus</i> <sup>3</sup>	4-8	410	88	10							5
5	<i>Pterostichus melanarius</i>	4-10	955	169								7



Abnehmende Beweidungsintensität →

Gruppe 1 (Offenbodenbewohner)	Gruppe 2 (störstellenreich, niedrigwüchsig)	Gruppe 3 (mittelhohe Vegetation)
<i>Syntomus foveatus</i>	<i>Harpalus rubripes</i>	<i>Notiophilus palustris</i>
<i>Bembidion properans</i>	<i>Harpalus tardus</i>	<i>Synuchus vivalis</i>
<i>Amara familiaris</i>	<i>Pseudophonus rufipes</i>	<i>Amara lunicollis</i>
<i>Bembidion lampros</i>		
<i>Calathus fuscipes</i>		
	<i>Amara spreta</i>	
	<i>Poecilus lepidus</i>	
	<i>Harpalus affinis</i>	
	<i>Amara aenea</i>	

**Abbildung 29:** Unterschiedlich intensiv beweidetes Grünland auf Mineralboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 12 gegebenen Daten (Zeichnungen: A. Karstedt)

Eine größere Anzahl diesem Lebensraumtyp zugehöriger Arten zeigt nur geringe bzw. keine signifikanten Abweichungen von den Durchschnittswerten (*Poecilus versicolor*, *Amara fulva*, *A. bifrons*, *A. aulica*, *Calathus melanocephalus*, *C. erratus*, *Harpalus anxius*), weshalb sie nicht in der Tabelle 12 aufgeführt sind. Als Ursache für die vermeintlich fehlende Bindung kommt in Frage, dass die Arten in der Tat keine Abhängigkeiten von den untersuchten Strukturparametern zeigen oder die Arten genau diesen mittleren Wert bevorzugen.

**Gruppe 1 (Offenbodenbewohner):** Zahlreiche Arten kamen vor allem an solchen Probestellen vor, die sich durch einen höheren Offenbodenanteil vom Durchschnittswert unterscheiden (*Syntomus foveatus*, *Bembidion properans*, *B. lampros*, *Amara familiaris*, *A. spreta*, *Calathus fuscipes*, *Poecilus lepidus*). Diese Arten haben außerhalb des Eidertals ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Äckern und anderen offenbodenreichen Standorten und können beweidetes Grünland besiedeln, sofern es größere Offenbodenstellen oder -anteile aufweist. Ihnen kommt dabei die Tätigkeit der Weidetiere entgegen, die durch ihren Vertritt offenbodenreiche Stellen schaffen.

**Gruppe 1/2 (störstellenreich und niedrigwüchsig):** Die Fundorte zweier Arten (*Harpalus affinis*, *Amara aenea*) weisen stark erhöhte Werte in den Offenbodenanteilen und den Deckungsgraden der niedrigwüchsigen Vegetation bis 10 cm Höhe an. Die genannten Arten sind damit auf eine relativ hohe Beweidungsintensität angewiesen und benötigen dabei einen hohen Anteil an Offenbodenstellen.

**Gruppe 2 (niedrigwüchsige Vegetation bevorzugt):** Einige Harpalinen (*Harpalus rubripes*, *H. tardus*, *Pseudoophonus rufipes*) benötigen hohe Anteile niedrigwüchsiger (0 bis 10 cm Höhe) Vegetation und kommen damit auf stark beweideten Bereichen vor. Sie zeigen im Eidertal ein intensives Beweidungsregime an, wobei sie aber im Gegensatz zur vorigen Gruppe keine größeren Verletzungen der Bodenoberfläche benötigen.

**Gruppe 3 (mittelhohe Vegetation bevorzugt):** Die Arten dieser Gruppe (*Notiophilus palustris*, *Synuchus vivalis*, *Amara lunicollis*) kamen v.a. in Lebensräumen mit einem großen Anteil an Vegetation mittlerer Höhe (10 bis 40 cm) vor.

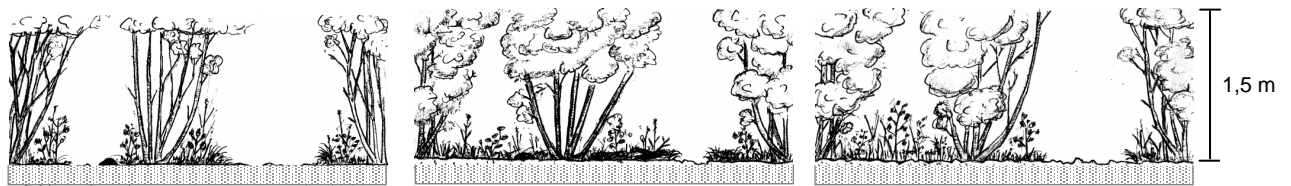
**Gruppe 4 (nicht in 10 bis 40 cm):** Die Fundstellen von *Notiophilus germinyi* und *Poecilus cupreus* sind durch besonders geringe Deckungsgrade der 10 bis 40 cm hohen Vegetationsschicht gekennzeichnet. Sie sind damit ähnlich wie die Gruppe 1/2 auf eine offenbodenreiche und niedrigwüchsige Vegetation angewiesen, vertragen dabei aber anscheinend keine höhere Vegetation.

**Gruppe 5 (Streu meidend):** Die Arten *Carabus auratus* und *Pterostichus melanarius* meiden streureichere Lebensräume, zeigen ansonsten aber keine signifikanten Unterschiede zum Durchschnitt über alle Probestellen dieses Lebensraumtyps.

### 3.3 Gehölzlebensräume auf Mineralboden

**Tabelle 13:** Die Abhängigkeiten der auf Gehölzlebensräume auf Mineralboden beschränkten Laufkäferarten von strukturellen Parametern (Deckungsgrad in % Flächenanteil von **a**) Offenboden, **b**) Vegetation in 0 bis 10 cm Höhe, **c**) Vegetation in 10 bis 40 cm Höhe, ... , **h**) Streuauflage). In der ersten Zeile („Mittel“) ist der über alle in die Untersuchung einbezogenen Fällen gemittelte Wert angegeben. In den darauf folgenden Zeilen die Werte für die einzelnen Arten (über alle Monatsproben gemittelt, in denen die jeweilige Art nachgewiesen wurde), sofern diese vom in der ersten Zeile gegebenen Wert signifikant abweichen (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ ). ( $\Sigma$  über 40: die Werte der drei Vegetationshöhen-Stufen über 40 cm wurden zusammengefasst). **Phänologie:** Monate, in denen die Art nachgewiesen wurde.

Gruppe	Art	Phäno- logie	n Indivi- duen	n Monats- proben	Deckungsgrad [%]							Streu
					Offen- boden	Vegetationshöhe [cm]					$\Sigma$ über 40	
						0 bis 10	10 bis 40	40 bis 80	80 bis 120	über 120		
				<b>Mittel</b>	<b>20</b>	<b>26</b>	<b>11</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>40</b>
1	<i>Platynus dorsalis</i>	4-10	42	23	44							23
1	<i>Badister lacertosus</i>	4-9	16	16	36							19
1	<i>Platynus assimilis</i>	5	106	50	32							
1	<i>P. oblongopunctatus</i>	4-6,8	23	15	32			0			0	
1	<i>Leistus rufomarginatus</i>	5-7,10	19	11	31							
1	<i>Carabus hortensis</i>	4-10	269	83	29	19	7	1				
2	<i>Cychrus caraboides</i>	4-10	38	29								51
3	<i>Notiophilus biguttatus</i>	4-10	115	59			15					31
3	<i>Stomis pumicatus</i>	4-8	23	16								27
4	<i>Calathus rotundicollis</i>	4-10	224	69			7					
4	<i>Carabus coriaceus</i>	5,9-10	13	10			4					



Gruppe 1 (Offenbodenbewohner)	Gruppe 2 / Gruppe 3 von Streuanteil beeinflusst	ohne besondere Präferenzen
<i>Platynus dorsalis</i>	<b>positiv:</b>	<i>Carabus convexus</i>
<i>Badister lacertosus</i>	<i>Cychrus caraboides</i>	<i>C. violaceus</i>
<i>Platynus assimilis</i>		<i>Harpalus quadripunctatus</i>
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	<b>negativ:</b>	<i>Leistus terminatus</i>
<i>Leistus rufomarginatus</i>	<i>Notiophilus biguttatus</i>	<i>Trechus quadristriatus</i>
<i>Carabus hortensis</i>	<i>Stomis pumicatus</i>	

**Abbildung 30:** Unterschiedlich intensiv von Beweidung beeinflusste Gehölze auf Mineralboden und die dort vorkommenden Laufkäferarten nach den in Tabelle 13 gegebenen Daten (Zeichnungen: A. Karstedt)

Für die Lebensräume der Arten *Carabus convexus*, *C. violaceus*, *Harpalus quadripunctatus*, *Leistus terminatus*, *Trechus quadristriatus* konnten keine signifikanten Unterschiede zum durchschnittlichen Lebensraumtyp ausgemacht werden; auch hier gilt, dass diese Arten gegenüber einer Strukturierung der Lebensräume indifferent reagieren oder die angegebenen Mittelwerte genau ihren Anforderungen entsprechen.

**Gruppe 1 (Offenbodenbewohner):** Zahlreiche gehölzbewohnende Arten (*Platynus assimilis*, *P. dorsalis*, *Badister lacertosus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Leistus rufomarginatus* und *Carabus*



*hortensis*) zeigen eine Bevorzugung eines hohen Offenbodenanteils. An ihren Fundstellen wurden 29 bis 44 % Offenbodenanteil gemessen, während der Offenbodenanteil über alle Standorte gemessen lediglich 20 % betrug. Sie profitieren damit von den im Eidertal durchgeführten Maßnahmen, denn dadurch kommt es vielfach zu einer Nutzung der Gehölze durch die Rinder. Im Eidertal besteht eine Ausnahmeregelung, so dass auch die nach LNatSchGesetz geschützten Knicks nicht durch Zäune von der Beweidung ausgenommen werden müssen. Die Knicks sind, sofern nicht noch alte bisher nicht entfernte Zäune vorhanden sind, für die Weidetiere frei zugänglich. Die Rinder nutzen die linearen Gehölze als Ausbreitungswege, indem sie neben dem Knickfuß im Kronenschatten wandern. Dabei durchqueren sie die Knicks an zahlreichen Stellen, wodurch es zu Bodenverletzungen und zur Entnahme von pflanzlicher Biomasse kommt. Darüber hinaus werden die Gehölze auch als Aufenthaltsort benutzt, z.B. als Unterstand bei Regen. In vielen Gehölzen des Eidertals ist deshalb aktuell eine Veränderung der Bodenvegetation zu beobachten. Die Bedeckung sowohl durch krautige Vegetation als auch durch Gehölzjungwuchs nimmt ab, der Offenbodenanteil steigt. Von dieser Entwicklung profitieren die in Gruppe 1 der Tabelle 13 genannten Laufkäferarten.

**Gruppe 2 (Streu meidend):** Eine Art (*Cychrus caraboides*) zeigt in ihrem Vorkommen eine Bevorzugung streureicher Standorte; im Mittel wurden hier 51 % Streubedeckung gegenüber den über alle Standorte gemittelten 40 % gemessen. Möglicherweise reagiert die Art damit empfindlich auf Beweidung bzw. Tritt, denn an stärker von Rindern frequentierten Stellen in den Gehölzen sind stets geringe Streudeckungsgrade beobachtet worden. Im Rahmen einer anderen Untersuchung (siehe Kapitel 2.2) wurde festgestellt, dass Großlaufkäferarten der nah verwandten Gattung *Carabus* infolge einer Beweidung und Tritt in ihrer Abundanz abnehmen.

**Gruppe 3 (Streu bevorzugt):** *Notiophilus biguttatus* und *Stomis pumicatus* fanden sich vor allem an streuarmer Stellen in den Gehölzen. Ihnen kommt zu Gute, dass in Folge einer Beweidung die Streuanteile abnehmen. Die Art *Notiophilus biguttatus* wurde oft an offenbodenreichen Stellen beobachtet, es konnte aber nicht festgestellt werden, dass sie diese Strukturen anderen gegenüber bevorzugt.

**Gruppe 4 (nicht in 10 bis 40 cm):** *Calathus rotundicollis* und *Carabus coriaceus* meiden eine höhere Vegetation, zeigen ansonsten aber keine Präferenzen.

### 3.4 Der Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Lebensräume der Carabiden

In der Literatur wird mehrfach erwähnt, dass die Vegetationsstruktur die Präsenz und Abundanz von Carabiden bestimmen kann, sogar morphologische Anpassungen an bestimmte Raumstrukturen wurden bei einzelnen Arten nachgewiesen (MEIßNER 1998). Als Hauptursachen für das ungleiche Vorkommen von Carabiden auf unterschiedlich bewirtschafteten Versuchsfeldern nennt PFIFFNER (1990) die variiere Bestandesdichte und das davon abhängige Mikroklima. PFIFFNER & LUKA (1996) beobachteten, dass in Rapsfeldern die Abundanzen und Artenvielfalt an Laufkäfern höher ist als in Getreidefeldern, dass fünf Arten in dieser Kulturfrucht exklusiv vorkommen und führen dieses auf ein günstigeres Mikroklima zurück. Anhand den Vertretern der Gattung *Harpalus* (s.l.) konnte KUBACH (1995) zeigen, dass einige Arten besonders strukturierte Bereiche präferieren: so bevorzugt *Harpalus tardus* dichtere Vegetation, wohingegen *P. rufipes* auf zunehmend dichteren Vegetationsaufwuchs negativ reagiert. Auch LINDROTH (1945) beschreibt für Arten dieser Gattung, dass die Strukturierung der Vegetation ein habitatdeterminierender Faktor ist, denn seinen Angaben zu Folge besiedelt *Harpalus affinis* vorzugsweise Gras- und Wiesenböden mit mäßig dichter Vegetation, *Harpalus rubripes* hingegen Stellen mit ganz dürtiger, niedriger Vegetation. Auch TIETZE (1973) wies nach, dass *Harpalus rubripes* vorzugsweise auf Freiflächen mit spärlicher Vegetation vorkommt. Auch für Gehölzlebensräume wurde die Bedeutung der Vegetationsstruktur erkannt: KOIVULA et al. (1999) verglichen die Laufkäfergemeinschaften künstlich angelegter streureicher und streuarmer Flächen und beobachteten eine positive Korrelation mit der Streubedeckung bei den Arten *Cychrus caraboides*, *Leistus terminatus* und *Calathus micropterus*, negative Korrelation hingegen zeigten *Notiophilus biguttatus* und *Dromius agilis*.

Im Rahmen eines Vergleiches der Laufkäfergemeinschaften unterschiedlich alter Brachflächen stellte STRUVE-KRÜSENBERG (1980) fest, dass die Aktivitätsdichte von drei sympatrischen *Bembidion*-Arten (*B. tetracolum*, *B. lampros*, *B. quadrimaculatum*) von der Biotopstruktur der untersuchten jungen Brachen abhängig war; auch *Calathus*-Arten zeigten diese Abhängigkeiten. Die Untersuchungen von SCHNITTER (1994) gehen noch einen Schritt weiter: Er beobachtete die Veränderungen der Laufkäfergemeinschaften in einem 5-jährigen Bracheversuch (wobei er im Gegensatz zu anderen Untersuchungen nicht verschieden alte Brachen auf unterschiedlichen Flächen gleichzeitig sondern die selbe Brache zu unterschiedlichen Zeitpunkten untersuchte) und konnte vier Gruppen von Laufkäferarten bilden, die sich in ihren Reaktionen auf die Verbrachung des Lebensraumes voneinander unterschieden:

- Bewohner der Nutzflächen, welche die Brachen bereits im ersten Brachejahr verlassen (z.B. *Bembidion quadrimaculatum*) oder starke Abundanzabnahmen zeigen (z.B. *B. properans*)
- Bewohner der Nutzflächen und sehr junger Brachen, die im ersten und zweiten Brachejahr mit Abundanzenerhöhungen reagieren (z.B. *Platynus dorsalis*, *Amara aenea*, *A. aulica*, *A. bifrons*, *Pseudophonus rufipes*, *Poecilus cupreus*, *Calathus ambiguus*)
- Bewohner junger Brachen, die im dritten Brachejahr ihr Abundanzmaximum haben (z.B. *Harpalus affinis*, *Amara convexior*)

- Bewohner älterer Brachen, die extreme Abundanzsteigerungen mit zunehmendem Brachealter zeigen bzw. in der Brache erstmalig auftreten (z.B. *Harpalus rubripes*, *Calathus fuscipes*, *Badister bullatus*, *Panagaeus bipustulatus*)

Für einen Großteil der an den Untersuchungsstandorten nachgewiesenen Arten (66 von 96 Arten) konnte gezeigt werden, dass sie besondere Ausprägungen der Vegetationsstruktur des Standortes benötigen. Dabei wiesen die durch einen hohen Anteil an Offenbodenstellen und niedrigwüchsiger Vegetation charakterisierten Bereiche mehr spezialisierte Arten als die hochwüchsigen und störstellenarmen Stellen. Dieses widerspricht der Beobachtung von DEN BOER (1965), der eine positive Korrelation der Anzahl an Laufkäferarten mit der Gesamtdeckung der Krautschicht fand.

Durch die vorgestellten Ergebnisse soll jedoch keineswegs dargelegt werden, mittels welchen Lebensraumtyps am meisten Arten geholfen werden kann, sondern es soll verdeutlicht werden, dass unterschiedliche Strukturierungen des selben Lebensraumtyps unterschiedliche Artengemeinschaften beherbergen können. WALTHER et al. (1996) konnten ebenfalls zeigen, dass auch intensiv beweidetes Grünland eine hohe Bedeutung für Laufkäfer haben kann, heben aber hervor, dass an den von ihnen untersuchten Standorten vielmehr das nutzungsbedingte kleinräumige Strukturmosaik der Grund für die artenreiche Laufkäferfauna ist. Anhand unterschiedlicher Ausprägungen von Kalkmagerrasen verdeutlichen FRITZE & REBHAN (1998), dass einerseits die Lebensraumstrukturierung eine hohe Bedeutung für unterschiedliche Laufkäfergemeinschaften hat, andererseits veranschaulichen sie, dass für eine große Artenvielfalt eine Lebensraumvielfalt essentiell ist.

Diese Erkenntnisse haben Konsequenzen für das Management von Weidelandschaften, wenn diese mit der Zielsetzung der Erhaltung und Förderung einer hohen Artenvielfalt eingerichtet werden (eine ausführliche Diskussion dazu in Kapitel 4).

---

## **Kapitel 2.4**

# **Großflächige extensive Beweidung und die Habitate von *Elaphrus uliginosus* im Vergleich zu denen der anderen *Elaphrinae* Schleswig- Holsteins**

## 1 Einleitung

Alle in Schleswig-Holstein vorkommenden Arten der Unterfamilie *Elaphrinae* (*Blethisa multipunctata*, *Elaphrus cupreus*, *E. riparius* und *E. uliginosus*) kommen im Eidertal vor. *B. multipunctata* und *E. uliginosus* sind bundesweit gefährdet, und DESENDER & TURIN (1989) zählen sie zu den in mehreren westeuropäischen Staaten am stärksten rückläufigen Laufkäferarten. Insbesondere *E. uliginosus* gilt im gesamten mittel- und nordeuropäischen Verbreitungsgebiet als selten; über seine Lebensraumwahl ist bislang nur widersprüchliches und sehr wenig zu erfahren. Da im Eidertal alle Arten der Gattung *Elaphrus* zumeist an einer Vielzahl von Standorten gefunden wurden, ist eine vergleichende Zusammenstellung ihrer Habitatpräferenzen möglich, und die „rätselhaften“ (LINDROTH 1945) Lebensansprüche von *E. uliginosus* werden besser erkennbar.

Eine nach Daten von 2000 und 2001 formulierte Hypothese zur Habitatpräferenz von *E. uliginosus* wurde im Jahr 2002 in einem Test bestätigt.

## 2 Methoden und Begriffsverwendung

Als Fangmethode dienten vor allem Bodenfallen mit einem Öffnungsdurchmesser von 7,1 cm, die mit 5%igem Essig als Konservierungsmittel und mit Entspannungsmittel befüllt wurden.

In den Jahren 2000 und 2001 wurden insgesamt 431 Bodenfallen eingesetzt, 279 davon in 31 Serien zu je 9 Fallen, 48 in Serien zu je 3 Fallen und die restlichen 104 als Einzelfallen. Je nach Untersuchungszweck variierte neben der Fallenzahl pro Standort auch die Fangdauer (meist von April bis September, in einigen Fällen mit einer Pause von Mitte Juni bis Ende Juli, an den Uferstandorten nur eine 14-tägige Fangperiode im Mai). An ausgewählten Standorten wurden darüber hinaus Handfänge durchgeführt, die mit Ausnahme des unten beschriebenen Tests jedoch nicht standardisiert erfolgten, d.h. die Fangdauer und die abgesuchten Flächen variierten. Eine besondere Berücksichtigung erfuhren die Uferbiotope, deren Laufkäferfauna durch vom Boot aus direkt am Eiderufer eingesetzte Fallen erfasst wurde. Zusätzlich fanden ausgedehnte Handfänge an einer Vielzahl weiterer Uferstandorte sowie an offenen Bodenstellen außerhalb der Ufer statt (Unter Ufern werden hier gewässernahe Wasserwechselzonen verstanden, nicht hingegen die nur bei extremen Hochwassern überstauten Flächen).

Am 2. Mai 2002 wurden sieben verschiedene Standorte systematisch nach Elaphrinae abgesucht. Jeden Standort suchten 4 bzw. 5 Personen eine halbe Stunde lang (d.h. 2 bzw. 2,5 Stunden pro Untersuchungsfläche) ab und die Anzahl der gefangenen Individuen der verschiedenen Arten sowie die untersuchten Lebensraumtypen wurden notiert. Die Ergebnisse dieses Fangtermins sind im Ergebnisteil gesondert von denen der Jahre 2000 / 2001 dargestellt.

Bei den Beschreibungen der Zönosen werden als Begleitarten jene Arten bezeichnet, die mit einer hohen Stetigkeit zusammen mit einer anderen Art vorkommen. In dieser Untersuchung gelten Tiere

nur dann als „zusammen gefunden“, wenn sie sich in der selben Probe (d.h. in der selben Bodenfalle des selben Fangzeitraumes) befinden. Diese enge Definition von „gemeinsamem Vorkommen“ beschränkt die Zahl der möglichen auf nur wenige dafür ggfs. sehr eng assoziierte Begleitarten. Dieses erscheint sinnvoller für solche Arten, die nur vorübergehend vorhandene Lebensräume wie kleinflächige Offenbodenstellen bzw. im Jahresverlauf zuwachsende Ufer besiedeln. In der Liste der Begleitarten sind jeweils zwei Werte angegeben, die wie folgt ermittelt wurden:

$$\text{Wert 1} = n_{\text{Gesamtzahl der gemeinsamen Proben der Begleitart mit der betrachteten Elaphrusart}} / n_{\text{Gesamtzahl der Proben mit Elaphrinae}}$$

$$\text{Wert 2} = n_{\text{Gesamtzahl der gemeinsamen Proben der Begleitart mit der betrachteten Elaphrusart}} / n_{\text{Gesamtzahl der Proben mit der Begleitart}}$$

Als Begleitarten der Elaphrinae werden die Arten gewertet, bei denen einer der beiden Werte mindestens 0,5 d.h. 50 % beträgt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Faunistik und Habitatpräferenzen der Elaphrinae Schleswig-Holsteins

Insgesamt wurden 30.095 Laufkäferindividuen aus 3.304 Einzelproben (Einzelprobe = Inhalt einer über 14 Tage fängigen Falle) ausgewertet. Elaphrinae konnten in 80 Einzelproben nachgewiesen werden. In diesen wurden insgesamt 1101 Individuen von 68 verschiedenen Carabidenarten erfasst (Tabelle 14).

Viele der Probestellen, an denen Elaphrinae nachgewiesen wurden, ähneln sich in ihrem Anteil an Offenboden bzw. der Vegetationsbedeckung, der Vegetationshöhe, dem Grad des Vertritts durch Rinder und/oder der Baumbedeckung. Unter Berücksichtigung dieser Kriterien kann man die in Tabelle 15 gezeigten 10 Lebensraumtypen gruppieren.

**Tabelle 14: Vorkommen der Laufkäferarten in den verschiedenen Lebensraumtypen in den Aufsammlungen der Jahre 2000 und 2001** (die Individuenzahlen der Nicht-Elaphrinae stellen nur die zusammen mit den Elaphrinae gefangenen Tiere dar, Erläuterung der Lebensraumbezeichnungen in der Tab. 2, T1/2: keine Zuordnung zu T1 oder T2 möglich; hier wurden außer Elaphrinae keine weiteren Carabiden gefangen; T2/S: stark zertretenes Niedermoorgrünland bei gleichzeitigem Überstau mit Wasser, n: Individuenzahl, B: mittels Bodenfallen erfasste Individuen, H: mittels Handfang erfasste Individuen)









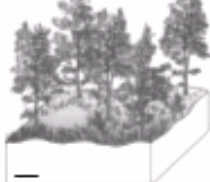

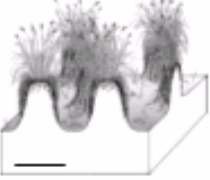

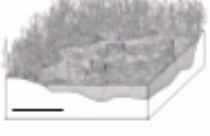




Art	Ges.-Anzahl			U1		U2		S	T1		T1/T2	T2		T2/S	C	E		R	GB	SR
	n	B	H	B	H	B	H	H	B	H	H	B	H	B	B	B	H	B	B	B
<i>Elaphrus cupreus</i>	127	68	59	23	11	28	21	4	1	.	7	2	15	11	.	1	1	1	1	.
<i>Elaphrus riparius</i>	83	68	15	55	12	12	2	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Elaphrus uliginosus</i>	18	13	5	1	.	1	1	.	8	2	2	.	.	.	3	.	.	.	.	.
<i>Blethisa multipunctata</i>	2	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum viduum</i>	164	107	57	22	9	38	16	5	25	.	.	.	27	21	1	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus nigrita</i>	146	140	6	32	3	46	.	1	45	.	.	.	2	9	2	3	.	3	.	.
<i>Carabus granulatus</i>	113	113	.	27	.	12	.	.	52	.	.	3	.	2	4	5	.	8	.	.
<i>Nebria brevicollis</i>	46	46	.	20	.	.	.	.	26	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion articulatum</i>	38	23	15	15	5	8	9	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum afrum /duftsch.</i>	28	19	9	12	4	3	4	.	.	.	.	.	1	1	2	.	.	1	.	.
<i>Platynus assimilis</i>	24	24	.	11	.	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	.	.	.	.
<i>Loricera pilicornis</i>	23	23	.	1	.	4	.	.	6	.	.	.	.	12	.	.	.	.	.	.
<i>Dyschirius globosus</i>	22	21	1	20	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus melanarius</i>	22	22	.	.	.	.	.	.	15	.	.	.	.	7	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus minor</i>	20	8	12	2	1	2	.	11	1	.	.	.	.	1	.	1	.	1	.	.
<i>Oodes helopioides</i>	14	7	7	.	3	6	2	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum marginatum</i>	11	5	6	5	5	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus niger</i>	11	10	1	2	1	.	.	.	8	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stenolophus mixtus</i>	11	6	5	3	1	3	3	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carabus nemoralis</i>	10	10	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	1	7	.
<i>Agonum thoreyi</i>	9	3	6	.	2	3	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion doris</i>	9	.	9	.	2	.	.	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus diligens</i>	8	7	1	1	.	.	.	1	3	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus strenuus</i>	8	4	4	1	2	1	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.	.	.	1	.
<i>Calathus erratus</i>	7	6	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	6
<i>Bembidion obliquum</i>	6	1	5	1	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dyschirius aeneus</i>	6	.	6	.	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Poecilus versicolor</i>	6	5	1	.	.	.	.	.	3	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum fuliginosum</i>	5	2	3	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
<i>Agonum sexpunctatum</i>	5	3	2	2	1	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Broscus cephalotes</i>	5	4	1	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Chlaenius nigricornis</i>	5	5	.	3	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Demetrias imperialis</i>	5	.	5	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Odacantha melanura</i>	5	.	5	.	2	.	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum mülleri</i>	4	4	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion bruxellense</i>	4	.	4	.	1	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion tetracolum</i>	4	3	1	3	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion varium</i>	4	2	2	2	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Clivina fossor</i>	4	4	.	3	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus vernalis</i>	4	4	.	1	.	.	.	.	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum piceum</i>	3	.	3	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Badister peltatus</i>	3	.	3	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion femoratum</i>	3	.	3	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion guttula</i>	3	3	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Demetrias atricapillus</i>	3	.	3	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.
<i>Acupalpus parvulus</i>	2	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agonum versutum</i>	2	.	2	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Amara plebeja</i>	2	1	1	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anisodactylus binotatus</i>	2	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Kapitel 2.4: Habitate der Elaphrinae unter Beweidungseinfluss

Art	Ges.-Anzahl			U1		U2		S	T1		T1/T2	T2		T2/S	C	E		R	GB	SR	
	n	B	H	B	H	B	H	H	B	H	H	B	H	B	B	B	H	B	B	B	
<i>Dromius melanocephalus</i>	2	.	2	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Omophron limbatum</i>	2	2	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Acupalpus exiguus</i>	1	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Acupalpus flavicollis</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Amara aenea</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Amara spreta</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Bembidion biguttatum</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Bembidion properans</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calathus fuscipes</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Carabus auratus</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Dyschirius angustatus</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Lasiotrechus discus</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Platynus dorsalis</i>	1	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Pseudophonus rufipes</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Pterostichus gracilis</i>	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Stenolophus teutonius</i>	1	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Syntomus foveatus</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1



**Tabelle 15:** Ökologische Charakterisierung der Lebensraumtypen (die Breite der farbigen Balken gibt die relative Bevorzugung des betreffenden Standortstypen an; weißer Balken: *E. riparius*, schwarz: *E. cupreus*, grau: *E. uliginosus*. Zum Größenvergleich der maßstäblich unterschiedlichen Habitatzeichnungen ist jeweils eine 1 Meter-Linie dargestellt. Anm.: Die Erlenbrüche des Untersuchungsgebietes sind vglw. ungeeignet für *E. cupreus*).

Lebensraumtyp	Kürzel aus Tab. 1	Beschreibung	Wasserregime	Offenbodenanteil	Vegetationsstruktur	Einnischung nach Daten aus 2000 / 2001
	U1	Flaches vegetationsloses bis -armes Ufer (Sand oder Schlamm)	Wasserwechselzone	Sehr hoch	Locker	
	U2	Flaches vegetationsreiches Ufer	Wasserwechselzone	Mittel bis hoch	Mäßig dicht, höhenwüchsig	
	T1	Wenig zertretenes Niedermoorgrünland	Feucht bis nass	Gering	Dicht, rasenartig bis höhenwüchsig	
	T2	Stark zertretenes Niedermoorgrünland	Feucht bis nass	Mittel bis sehr hoch	Rasenartig bis höhenwüchsig	
	E	Offene Bodenstellen im Erlenbruch	Nass	Mittel bis sehr hoch	Locker, höherwüchsig, Bäume	
	C	Offenboden zwischen Bulten von <i>Carex paniculata</i>	Nass	Mittel	Locker, höherwüchsig	
	S	Schwimmende Vegetation im Tümpel	Auf dem Wasser	Kein	Dicht, zusammenhängend	
	R	Offenboden im Röhricht	Nass	Mittel	Locker, hochwüchsig	
	GB	Gebüsch	Trocken	Gering	Dicht, Kronenschluss	
	SR	Sandmagerrasen	Trocken	Sehr hoch	Locker, schwachwüchsig	

### 3.1.1 *Blethisa multipunctata*

Diese bundesweit gefährdete Art konnte bis zum Sommer 2002 lediglich in zwei Individuen an zwei Standorten nachgewiesen werden. Der erste Fang (Handfang) gelang am 23.05.2001 an einem flachen Ufer mit einem Mosaik aus Ufervegetation und offenen Schlammflächen. Der zweite Fang erfolgte am 29.06.2001 mittels einer Bodenfalle, die in einer sehr lange überstauten (bis Ende Mai und von Juli bis mindestens Ende August) und gleichzeitig durch Rinder zertretenen Feuchtwiese eingesetzt wurde. Wegen der wenigen Funde wird auf eine vergleichende Darstellung der Ansprüche der Art im Eidertal mit den bekannten Ansprüchen aus anderen Räumen verzichtet.

Erst im Herbst 2002 konnten mehrere Individuen (14 Individuen innerhalb von 14 Tagen in neun Bodenfallen) gemeinsam mit *E. riparius* und *E. cupreus* nachgewiesen werden. Der Standort, eine bachnahe nur ca. 400 m<sup>2</sup> große Flutmulde, war im Winter 2001/2002 und nach den ausgiebigen Regenfällen des Sommers 2002 von Juli bis September überstaut. Im Frühjahr 2003 konnte erneut ein sehr individuenstarkes Vorkommen (bis zu neun Individuen pro Falle bei drei Tagen Fangdauer) nachgewiesen werden. Hier kommt die Art in einem für *E. uliginosus* typischen Lebensraum (kleine, offene Wasserflächen, vereinzelte Trittstellen) gemeinsam mit zahlreichen Individuen dieser Art vor (SCHREINER, in Vorb.).

### 3.1.1 *Elaphrus riparius*

Von den 83 Individuen dieser Art wurden lediglich zwei Tiere an Nicht-Uferbiotopen nachgewiesen. Dabei handelt es sich in einem Fall um einen allerdings sehr ufernahen vegetationsarmen trockenen Sandrasen, in dem *E. riparius* zusammen mit anderen meist psammo- oder xerophilen Arten vorkam. Ein weiteres Einzeltier ist in einer durch Weidevieh großflächig mehr oder weniger vegetationslos zertretenen Senke fernab eines Ufers gefunden worden. Alle anderen Tiere hingegen wurden an stärker mit Vegetation durchsetzten, vor allem aber an vegetationslosen Uferbereichen gesammelt.

Die circumpolar verbreitete Art kommt in ganz Deutschland vor (HORION 1941), damals wie heute ist er häufig. Nach LINDROTH (1945) bewohnt er schattenfreie, vegetationsarme Gewässerufer, die aus Sand oder Lehm bestehen, organische Substrate hingegen soll er meiden. Dass dieses nicht richtig ist, zeigt HEJKAL's (1989) Fund mehrerer Individuen auf nacktem Torfboden auf einer ehemaligen Torfabbaufäche. Auch die Eidertal-Funde gelangen zum allergrößten Teil auf organischen Substraten, welche meist aus stark zersetzten organischen Schlämmen bestanden.

BAUER (1974) untersuchte die Augenmorphologie verschiedener Elaphrinae und fand dabei heraus, dass *E. riparius* bei starker Sonneneinstrahlung schärfer als die anderen Vertreter der Gattung sehen kann; möglicherweise eine Anpassung an sehr offene Standorte. Den Ergebnissen seiner Studie zufolge kommen *E. riparius* und *E. cupreus* zusammen vor. Laut LINDROTH (1945) ist dies aber nur dort der Fall, „wo reichliche Ufervegetation durch größere, kahle und feste Flächen unterbrochen ist“. Bei einer mosaikartigen Verzahnung von vegetationslosen mit vegetationsbestandenen Flächen hat *E. riparius* seinen Schwerpunkt in den großflächigeren Offenbereichen, *E. cupreus* hingegen in den kleinflächig zwischen Vegetation und Offenboden wechselnden Bereichen (LINDROTH 1945); werden

die Einzelbausteine des Mosaiks bzw. der Anteil offener Flächen zu klein, verschwindet *E. riparius* und *E. cupreus* findet an diesem Standort sein ökologisches Optimum.

### 3.1.2 *Elaphrus cupreus*

Die meisten Fundorte konnten für diese Art verzeichnet werden, wobei folgende Standortstypen bevorzugt wurden: vegetationsreiches Ufer mit Offenboden, vegetationsarmes Ufer und Randbereiche von sehr stark zertretenem Niedermoorgrünland. Darüber hinaus waren auch folgende Standortstypen besiedelt: schwimmende Vegetation an einem Teichufer, schwach zertretenes aber meist gleichzeitig lang überstautes Niedermoorgrünland mit liegendem Gras, offene Bodenstellen in einem Erlenbruch sowie ein Phragmites-Röhricht. Ein einzelnes Tier wurde am 02.08.2001 neben einem trockenen Gebüsch gefunden.

*Elaphrus cupreus* ist nach HORION (1941) und LINDROTH (1945) eine paläarktisch verbreitete und in ganz Deutschland häufige Art.

LINDROTH (1945) fand diese Art stets in Wassernähe. Das Lichtangebot spielt seiner Meinung nach höchstens eine untergeordnete Rolle, denn er konnte sie sowohl an vegetationsfreien wie auch mit hochwüchsiger Vegetation versehenen, aber auch an durch Bäume beschatteten Offenbodenstellen beobachten. Die weitreichende Eurytopie beschreibt auch TRAUTNER (1987), der die Art nicht nur an vegetationsreichen Bachufern, sondern auch im Erlenbruch nachweisen konnte. Ähnliches berichtet DESENDER (1986), der *E. cupreus* an sehr verschiedenen, aber stets feuchten Habitaten beobachten konnte. HENKEL (1999) teilt diese Art in die Gruppe der Arten ein, deren Zuordnung zu Fließgewässern nicht genau bestimmbar ist. IRMLER (in Vorb.) charakterisiert die Art als hygrophil, bevorzugt organische Böden besiedelnd und daher Sand meidend und als bevorzugt Gehölze bewohnend. LINDROTH (1945) nimmt an, dass organische Substanz im Boden möglicherweise obligat ist.

Als Zeichen für die gute Flugfähigkeit müssen die Fundpunkte von STACHOW (1988) und AßMANN (1983) gelten, die diese Art in Einzeltieren auf einem Acker bzw. inmitten eines Hochmoores gefunden haben. Allerdings scheinen degenerierte Hochmoore wiederum geeignete Lebensbedingungen zu bieten, denn HEJKAL (1989) fand die Art in größeren Individuenzahlen auf ehemaligen Torfabbauf Flächen.

### 3.1.3 *Elaphrus uliginosus*

Diese Art wurde im Eidertal bis Ende 2001 mit insgesamt 18 Individuen nachgewiesen. Er kam vor allem an leicht von Rindern zertretenen Stellen im Niedermoorgrünland vor und in wenigen Individuen an vegetationsarmen und vegetationsreicheren Ufern sowie in einer von *Carex-paniculata*-Bulten bestandenen Fläche.

*E. uliginosus* ist paläarktisch verbreitet. In Deutschland ist er jedoch nicht häufig und in Norddeutschland selten (HORION, 1941). In Dänemark wurde die Art nach BANGSHOLT (1983) nach 1950 an nur 5 Standorten nachgewiesen und in der umfassenden Arbeit von TURIN et al. (1991) über die Laufkäfer der Niederlande waren unter 1,5 Mio. Laufkäferindividuen aus 285 Arten nur 10 Funde

von *E. uliginosus*. Auch HEIJERMANN & TURIN (1994) bezeichnen ihn als eine in den Niederlanden seltene Art. Von einer abnehmenden Zahl von Fundorten und Individuen im Zeitraum von 1950 bis 1984 berichtet DESENDER (1986) aus Belgien.

Die Habitatpräferenzen dieser Art hinreichend zu beschreiben, fiel vielen Autoren zum einen wegen der wenigen Funde, zum anderen aber auch wegen der Vielgestaltigkeit der Fundorte schwer. So sind für LINDROTH (1945) die „Lebensanforderungen etwas rätselhaft“, da er die Art nur „äußerst lokal, oft geradezu sporadisch und an ziemlich verschiedenen Biotopen“ finden konnte. Die von BANGSHOLT (1983) für dänische Funde gegebene Standortsbeschreibung „auf feuchtem, mehr oder weniger bewachsenem Boden“ fällt ebenso wenig präzise aus.

Alle Fundstellen im Oberen Eidertal zeichnen sich durch organisches Substrat aus, auf mineralischen (aber zugleich trockenen) Böden konnte trotz einer Vielzahl von Fallen kein Tier dieser Art nachgewiesen werden. Ob *E. uliginosus* auch auf mineralischen Feuchtstandorten vorkommt, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht hinreichend beantwortet werden. Darüber berichten jedoch z.B. TURIN et al. (1991), die dieser Art eine Präferenz für lehmigen Sand und sandigen Ton zuschreiben und ihn zumindest begleitend auf Kleiböden in Poldern nachweisen konnten. Auch TIETZE (1973) nennt Lehm als bevorzugtes Substrat. Nach IRMLER (in Vorb.) bevorzugt die Art Anmoore und Anmoorgleye. Ein gewisser Gehalt an mineralischer Substanz sollte demnach beigemischt sein. Über moorige oder anmoorige Böden als bevorzugtes Substrat wird vielfach berichtet. So charakterisieren HEIJERMANN & TURIN (1994) die Art als paludicol, hygrophil und schattenliebend. RIBERA et al. (2001) fingen 1995 an einem einzigen Fallenstandort im anmoorigen Grünland 43 Tiere und MARGGI (1992) erwähnt, dass in montanen bis subalpinen Lagen die Art vornehmlich in Feuchtgebieten und Mooren auftritt. Auch nach RECK (1991) werden zumindest anmoorige Böden bevorzugt.

Alle auswertbaren Angaben stimmen darin überein, dass für eine Besiedlung ein hoher Bodenwassergehalt vorhanden sein muss. So sind es zum einen die zahlreichen Funde an Uferhabitaten, zum anderen gibt es vielerlei weitere Funde auf hydromorphen Böden. Die höchste Stetigkeit erreicht *E. uliginosus* nach TURIN et al. (1991) zufolge in feuchten Binnenlandgebüschchen. Mit geringer Stetigkeit tritt sie in Röhrichtchen auf. RIBERA (2001) fingen eine große Zahl von Individuen auf anmoorigem – also hydromorphem – Boden, einen ähnlich individuenreichen Fang mit 19 Tieren hatte TRAUTNER (1992) in einem „typischen Calthion mit z.T. sehr hohem Grundwasserstand“. Weitere Fundorte dieser Art charakterisiert TRAUTNER als Flutmulden in unterschiedlichen Vegetationseinheiten bzw. als Nassbrachen, jeweils in Anlehnung an den hohen Grundwasserstand. Andere wurden in den nassesten Stellen von Auwiesen gefunden (TIETZE, 1973) oder sogar in ebenso extrem wechsellässigen Regenwasserrückhaltebecken (HOLLMANN & ZUCCHI, 1992). MARGGI (1992) hebt hervor, dass „alle Funde in feuchter Umgebung“ gelangen. Auch TROST et al. (1999) betonen aufgrund ihrer Nachweise dieser Art in einem Quellerbestand und in Röhrichtchen (in einem solchen gelang auch HARTONG (mdl. Mitt.) der Nachweis einer sehr hohen Individuenzahl) die Hygrophilie dieser Art und vermuten eine Förderung durch schwankende Wasserstände. Aufgrund der Funde im Eidertal, die vorwiegend inmitten oder nahe von typischen Pflanzenarten quelliger Standorte

(SCHRAUTZER & JENSEN mdl.) gelangen, werden wir zukünftig prüfen, ob evtl. eine gleichmäßige Wasserführung der Standorte neben der Vegetationsstruktur ein habitatdeterminierender Faktor sein kann.

Drei der insgesamt 18 im Oberen Eidertal nachgewiesenen Tiere wurden an Bachufern gefunden. Die Einnischung in Uferbiotope ist in der Literatur mehrfach erwähnt. So gibt HORION (1941) an, dass diese Art besonders an stehenden Gewässern gefunden wurde. Die Nähe zu z.T. sehr kleinen Gewässern beschreibt auch LINDROTH (1945) für Skandinavien. Den in Ungarn sonst seltenen und nur in kleinen lokalen Populationen auftretenden Käfer beobachteten SZINETAR & FUTO (1999) sogar regelmäßig in nährstoffreichen Mooren, wo er an Wasserläufe angrenzende, offene Flächen bevorzugt. Auch in der Schweiz fand man die Art vor allem an stehenden Gewässern und in den Randgebieten von Flüssen (MARGGI 1992). Dass eutrophe Fließgewässer als Lebensraum präferiert werden, erwähnt ebenso DESENDER (1986). Diese Vielzahl von Funden an Uferbiotopen veranlasste TIETZE (1973) dazu, *E. uliginosus* als „typischen Uferbewohner“ zu charakterisieren. Als obligate Uferart kann *Elaphrus uliginosus* jedoch nicht angesehen werden.

Alle Fundstellen zeichnen sich durch eine Gemeinsamkeit aus. Sie waren geprägt von Bult-Schlenken-Strukturen. Drei der 15 Individuen wurden in den Schlenken zwischen *Carex-paniculata*-Bulten gefangen, die anderen zwölf Individuen in durch das Weidevieh geschaffenen Bult-Schlenken-Komplexen des meist nur leicht vertretenen nassen Niedermoorgrünlandes. Wenigstens geringe aber niemals dominierende Offenbodenanteile, vor allem in Form der Bult-Schlenken-Komplexe im dm bis m-Maßstab scheinen der Art außerhalb von Ufern gute Lebensbedingungen zu bieten. Dieses wird auch in der Literatur mehrfach angedeutet. So wird nach MARGGI (1992) bei Funden in der Schweiz in mehreren Fällen „bei Fundortangaben Beweidung genannt“. RECK (1991) vermutet, dass möglicherweise "obligat zeitweilig wasserführende Schlenken, Tümpel oder Trittsiegel vorhanden sein müssen". Im Rahmen eines anderen Vorhabens konnten RECK et al. (1999) diese Art 1987 in „Uferbereichen eines kleinen Bachzuflusses, welche durch Weidevieh zertreten werden“ nachweisen. Die drei und sieben Jahre später erfolgten intensiven Nachsuchen nach *E. uliginosus* erbrachten keinen Nachweis der Art mehr. Zwischenzeitlich war bemerkenswerterweise auch die Nutzung des Grünlandes eingestellt worden. In einer vergleichenden Studie über die Laufkäferfauna von vier Regenwasserrückhaltebecken wurden ausgerechnet im am intensivsten genutzten mit der geringsten Strukturvielfalt ausgestatteten Becken mehrere Individuen dieser gefährdeten Art nachgewiesen (HOLLMANN & ZUCCHI 1992). Es war aber auch die einzige der untersuchten Flächen mit starken Schäden an der Grasnarbe durch schwere Maschinen.

Sehr individuenreiche Funde von RIBERA et al. (2001), TRAUTNER (1992), TURIN et al. (1991) oder HARTONG (mdl. Mitt.) gelangen ebenso im beweideten Grünland, doch wird nicht näher beschrieben, welche Form und Intensität der Grünlandnutzung vorlag.

### 3.2 Begleitarten der Elaphrinae

**Tabelle 16: Begleitarten der Elaphrinae** (lies: *Bembidion obliquum* wurde in insgesamt 2 Proben gefunden, in 100 % von diesen kam auch *E. riparius* vor. Dieser wurde in n = 29 Proben gefunden, in 7 % von diesen kam auch *B. obliquum* vor). Je näher beide Werte an 100 % liegen, desto ähnlicher sind beide Arten standörtlich und zeitlich eingemischt. Dargestellt sind nur Kombinationen, bei denen ein Wert mind. 50 % beträgt.

Art	in n Proben	<i>E. riparius</i> (in %) n = 29		<i>E. cupreus</i> (in %) n = 57		<i>E. uliginosus</i> (in %) n = 16	
<i>Bembidion obliquum</i>	2	100	7				
<i>Omophron limbatum</i>	1	100	3				
<i>Agonum marginatum</i>	9	56	17				
<i>Bembidion bruxellense</i>	2	100	3	100	4		
<i>Dyschirius aeneus</i>	2	100	3	50	2		
<i>Bembidion doris</i>	2	100	3	100	4		
<i>Bembidion varium</i>	6	100	10	67	7		
<i>Blethisa multipunctata</i>	2	100	3	50	2		
<i>Bembidion articulatum</i>	27	37	35	63	30		
<i>Demetrius imperialis</i>	2			100	4		
<i>Agonum versutum</i>	1			100	2		
<i>Demetrius atricapillus</i>	1			100	2		
<i>Pterostichus gracilis</i>	1			100	2		
<i>Elaphrus riparius</i>	27			62	32		
<i>Agonum viduum</i>	241			14	58	3	50
<i>Pterostichus nigrita</i>	403					3	63
<i>Carabus granulatus</i>	759					1	63

#### 3.2.1 *Blethisa multipunctata*

Aufgrund der wenigen Individuen und Fundstellen können im Rahmen dieser Arbeit keine Begleitarten benannt werden. Im Jahr 2002 aber kam diese Art zusammen mit *E. riparius* und *E. cupreus* vor, währenddessen im Jahr 2003 an einem weiteren Fundort ein syntopes Vorkommen mit *E. uliginosus* beobachtet wurde.

In der Literatur wird *Agonum versutum* als einziger steter Begleiter angegeben (LINDROTH 1985 und TURIN 2000).

#### 3.2.2 *Elaphrus riparius*

TURIN (2000) nennt meist eurytope Arten als Begleitarten von *E. riparius*, namentlich *Pterostichus niger*, *P. strenuus*, *P. vernalis*, *Loricera pilicornis*, *Bembidion tetracolum* und *Agonum marginatum*. Davon wurde im Eidertal lediglich *A. marginatum* mit höherer Stetigkeit (Tabelle 16) zusammen mit *E. riparius* gefangen. NIEMEIER et al. (1997) stellen anhand von Fängen an voralpinen Flüssen in der westl. Ukraine die Art zusammen mit *Dyschirius digitatus*, *Agonum marginatum*, *Bembidion azurescens*, *B. varium* und *B. articulatum* in die Gruppe „affiliated to mud banks“. Damit stimmen ihre Angaben bis auf die in Schleswig-Holstein nicht vorkommenden Arten *B. azurescens* und *D. digitatus* mit den im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Begleitarten sehr gut überein. Auch sie gelten als vor allem großflächig offene und oft schlammige Ufer besiedelnde Arten.

### 3.2.3 *Elaphrus cupreus*

Als stete Begleiter werden von TURIN (2000) folgende Arten aufgeführt: *Pterostichus niger*, *P. nigrita*, *P. strenuus*, *P. vernalis* und *Loricera pilicornis*. Keine dieser eurytopen Arten konnte im Rahmen dieser Untersuchung als steter Begleiter ausgemacht werden (Tabelle 16). Auffallend ist dabei, dass keiner der ripicolen Bembidien angeführt wird, die an ihren wenigen Fundorten im Eidertal nahezu immer zusammen mit *Elaphrus cupreus* vorkamen.

### 3.2.4 *Elaphrus uliginosus*

TURIN (2000) nennt als stete Begleitart die als eurytop und hygrophil geltende Art *Pterostichus strenuus*, die im Eidertal nicht zusammen mit *E. uliginosus* nachgewiesen werden konnte. Mit *Pterostichus nigrita*, *Carabus granulatus* und *Agonum viduum* sind andere ebenfalls als eurytop und hygrophil geltende Arten als Begleiter ausgemacht worden (Tabelle 16). LINDROTH (1985) fand in Skandinavien *E. uliginosus* häufig zusammen mit den beiden stenotopen Arten *Blethisa multipunctata* und *Agonum versutum*.

Die Daten aus dem Eidertal sprechen dafür, dass der Spezialist *Elaphrus uliginosus* eine Lebensraumpräferenz hat, die er mit keiner anderen Laufkäferart NW-Europas teilt und somit keiner spezifischen Carabidenzönose zugeordnet werden kann. Er ist zwar in Feucht- und Nasswiesengesellschaften eingebettet, aber keiner engeren typischen Zönose wie z.B. von Schlammüfern zugehörig.

## 3.3 Einfluss der Beweidung auf die Elaphrinae Schleswig-Holsteins

### 3.3.1 *Blethisa multipunctata*

Zu dieser Art können aufgrund der geringen Fundzahl keine präzisen Aussagen getroffen werden. Eine Förderung der Art durch Rindertritt an nassen Stellen wird in der Literatur nur in Einzelfällen genannt, so z.B. bei PAILL (2001) und GEREND & BRAUNERT (1993). Die Nachweise aus 2003, die an durch Rindertritt beeinflussten Standorten erfolgten, lassen eine Förderung der Art durch Rinder in sehr nassen Lebensräumen möglich erscheinen.

### 3.3.2 *Elaphrus riparius*

Durch die starke Präferenz der schlammigen Uferpartien im Eidertal, die meist nicht von Rindern betreten werden, ist diese Art als beweidungsindifferent einzustufen. Das Weidevieh kann jedoch durch starken Tritt in feuchten Senken durchaus geeignete Standorte schaffen. Dafür sind jedoch entweder hohe Besatzdichten notwendig oder eine geeignete Senke muss besonders stark vom Weidevieh frequentiert sein. Indirekt kann die erhöhte Abrasion von Ufern durch Viehtritt die Entstehung von für *E. riparius* geeigneten Schlammhängen fördern.

### 3.3.3 *Elaphrus cupreus*

*E. cupreus* scheint stark von einer Beweidung im Niedermoorgrünland durch Rinder zu profitieren. Wichtig ist hierbei, dass Senken sehr stark zertreten werden, so dass der Boden überwiegend offen liegt. Ob an solchen Stellen erfolgreiche Reproduktion möglich ist, ist noch zu klären. Nach bisherigen Ergebnissen der Markierungs-Wiederfang-Untersuchungen von SCHREINER (in Vorb.) bleiben Imagines von *E. cupreus* durchaus über die gesamte Haupt-Aktivitätsperiode stetig in derartigen Biotopen.

### 3.3.4 *Elaphrus uliginosus*

*E. uliginosus* wird direkt durch eine extensive Beweidung gefördert. Sobald die Faktoren nasser Moorboden, nicht zu hohe und nicht zu dichte Vegetation und vor allem leichter Vertritt (Trittsiegel) zusammenkommen, scheint ein solcher Standort für diese gefährdete Art geeignet zu sein. Sporadischer Vertritt ist jedoch möglicherweise nur in (großflächigen) extensiven Weidesystemen gegeben, der starke Rückgang der Art in ganz Westeuropa wäre damit durch den Rückgang dieser Nutzungsform zu erklären.

Welche Bedeutung den anderen durch Weidetiere kaum beeinflussten Fundorten (*Carex-paniculata*-Bulte, halboffene Ufer) als weiterer Lebensraum dieser Art zukommt, kann noch nicht beurteilt werden, evtl. handelt es sich nur um Nebenvorkommen.

## 3.4 Erste Überprüfung der Ergebnisse 2002

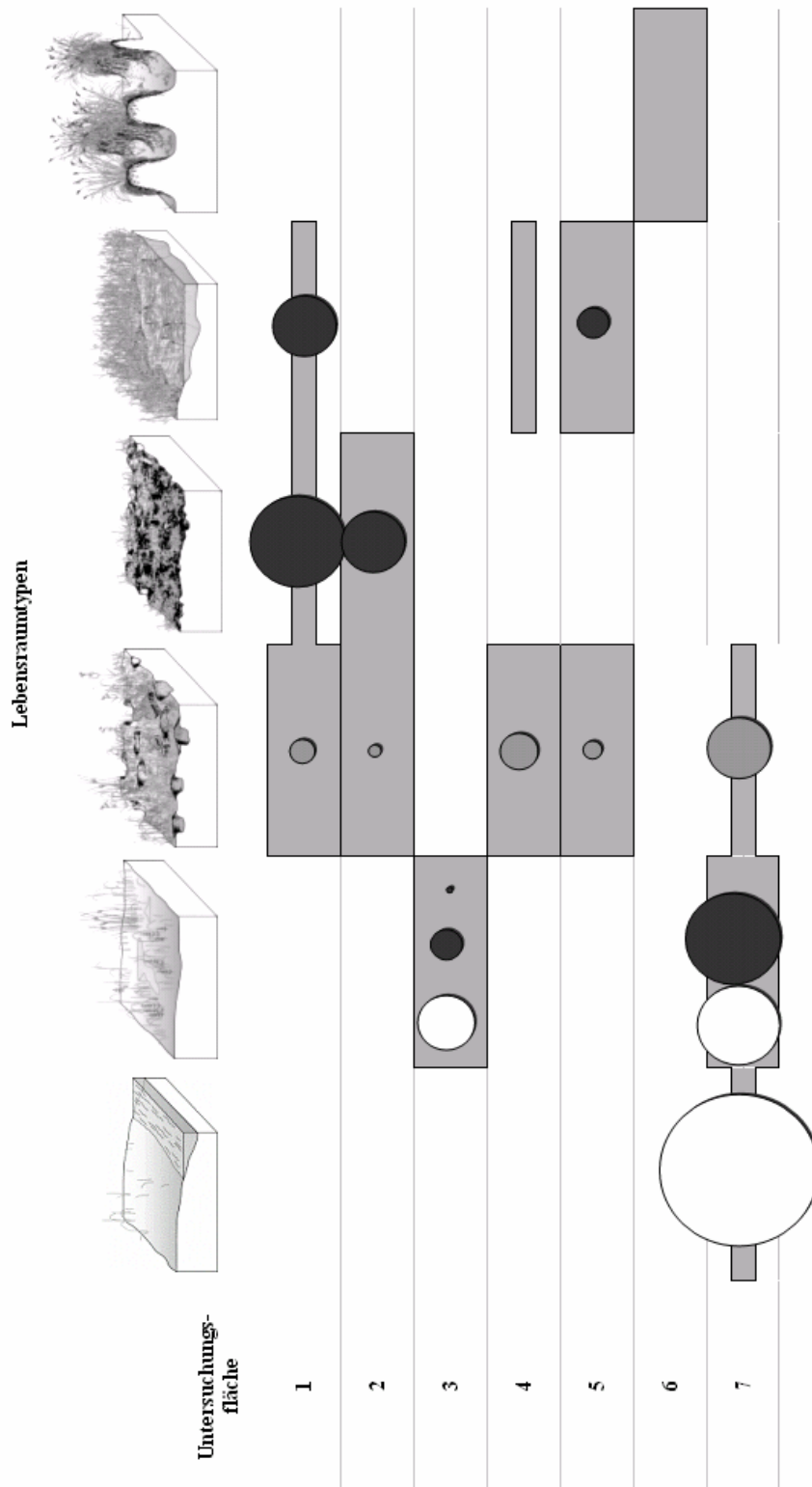
Durch die spezielle Suche nach den Elaphrinae an ausgesuchten Standorten im Eidertal konnten weitere 13 Individuen und in späteren Aufsammlungen noch 16 zusätzliche Individuen von *E. uliginosus* neben einer Vielzahl von Individuen der anderen *Elaphrus*-Arten nachgewiesen werden. Das Vorkommen der Arten in den einzelnen Lebensraumtypen ist in Tabelle 17 gezeigt.

Die nach den Daten von 2000 und 2001 formulierte Hypothese, *Elaphrus uliginosus* könnte seinen Lebensraumschwerpunkt in nur leicht zertretenen nassen Flächen im Niedermoorgrünland haben, konnte im Rahmen dieser Kontrolle bestätigt werden. Auch die sehr breite Lebensraumwahl von *E. cupreus* und die Begrenzung von *E. riparius* auf die sehr offenen Uferbereiche konnte bestätigt werden. Ebenso wurde wiederholt das syntope Vorkommen der drei *Elaphrus*-Arten an schlammigen Ufern beobachtet. Das beprobte Ufer mit syntopem Vorkommen (Lebensraumtyp U2 in Tabelle 15) zeichnete sich durch wechselnde Anteile an Offenboden- und vegetationsbedeckten Stellen aus. In einer die Handfänge ergänzenden Reihe von neun Fallen, die im Zeitraum von April bis Ende Juni gestellt waren, wurden zusätzlich zu den in Tab. dargestellten Funden insgesamt vier Individuen von *E. riparius*, 23 von *E. cupreus* und drei von *E. uliginosus* gefangen.

Auch die bisher lediglich vermutete Flugfähigkeit des *Elaphrus uliginosus* (LINDROTH 1945 und MARGGI 1992) konnte nachgewiesen werden. Von vier zu Zuchtzwecken im Terrarium gehaltenen Tieren flogen zwei nach intensiver Bestrahlung mit je einer Halogen- und einer Glühlampe mehrmals auf.



**Tabelle 17:** Die Ergebnisse des als Hypothesentest durchgeführten Handfanges vom 2. Mai 2002: weiß: *Elaphrus riparius* (n= 19 Ind.), grau: *E. uliginosus* (n= 13), schwarz: *E. cupreus* (n= 28). Die grau unterlegte Fläche zeigt die an den Untersuchungsflächen 1 bis 7 nach Elaphren abgesuchten Lebensraumtypen und gibt den jeweiligen Anteil an der Suchzeit (pro Untersuchungsfläche insgesamt 4 bzw. 5 Personen mit je 30 min. Suchzeit) an. Der kleinste Kreis bedeutet 0,4 Individuen pro Stunde Suchzeit, der größte Kreis bedeutet 10 Individuen pro Stunde Suchzeit.



---

## **Kapitel 3.1**

# **Die Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) des Oberen Eidertals: ihre Lebensräume und die Bedeutung der Beweidung**

# 1 Einleitung und Fragestellung

Die heimischen Feldheuschreckenarten zeigen z.T. sehr enge Biotopbindungen. Die Biotopbindung ist nach heutigen Erkenntnissen durch eine Vielzahl von Faktoren bedingt, wobei eine entscheidende Bedeutung dem Bestandesklima nachgesagt wird (OSCHMANN 1973, SÄNGER 1977, BROCKSPIEPER 1978). Das Mikroklima innerhalb eines Pflanzenbestandes ist weniger von den vorkommenden Pflanzenarten als von der Strukturierung durch Beweidung abhängig. Folglich sind zahlreiche Heuschreckenarten von einer bestimmten Nutzungsform oder -intensität abhängig.

Da der Einfluss einer Beweidung auf Tierartengruppen nicht abschließend diskutiert ist, sind weitere Studien zu diesem Thema nötig. Dabei müssen Artengruppen untersucht werden, die von einer Strukturierung des Grünlandes besonders betroffen sind und auf die Effekte einer Beweidung vermutlich besonders stark reagieren. Vor allem im Kontext des aktuell diskutierten Konzeptes der Extensivbeweidung auf großen Flächen (siehe Kapitel 1) sind Heuschrecken gut geeignete Untersuchungsobjekte, da sie in zahlreichen Offenlandlebensräumen vorkommen und dabei von einer Strukturierung durch Beweidung beeinflusst werden. In Extensivweidelandschaften kommt es im Gegensatz zum Intensivgrünland oder zu Stilllegungsflächen zu einer großen Vielfalt unterschiedlicher Nutzungsintensitäten und – über mehrere Jahre betrachtet – zu einer großen Vielfalt und einem räumlichen Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Extensivweidelandschaften werden darüber hinaus bevorzugt auf großen Flächen eingerichtet und damit ist es sehr wahrscheinlich, dass unterschiedliche Vegetationstypen des Grünlands vorkommen. Die genannten Phänomene treffen beide für das Obere Eidertal zu. Die Großflächigkeit und die Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebietes, aber auch die seit wenigen Jahren durchgeführte Extensivbeweidung führten zu einem kleinräumigen Muster unterschiedlicher Grünlandtypen und Sukzessionsstadien.

Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden:

- Welche Arten kommen im Untersuchungsgebiet vor?
- Welche Lebensraumtypen / Vegetationseinheiten besiedeln diese Arten?
- Sind die Lebensräume beeinflusst durch Beweidung und hat die Beweidungsintensität bzw. die Vegetationshöhe eine Bedeutung für das Vorkommen der Feldheuschrecken?
- Welche Bedeutung hat die Grünlandsukzession für die Heuschreckendiversität?

## 2 Material und Methode

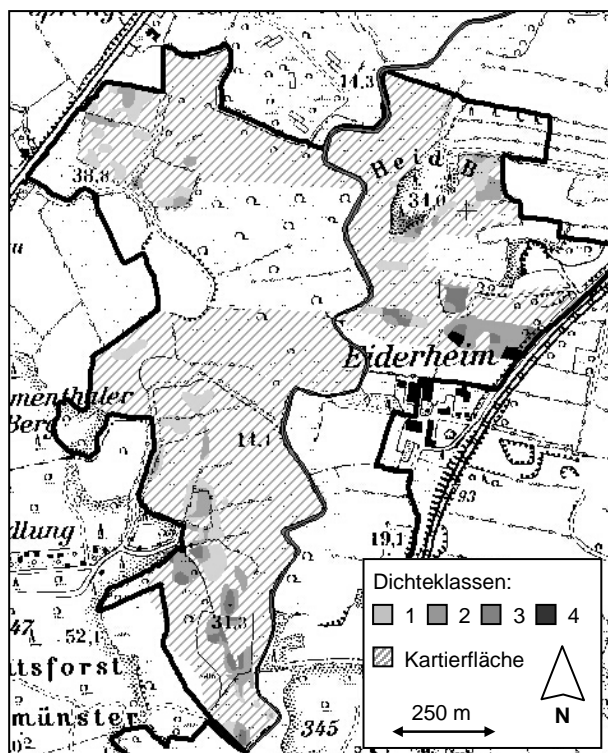
### 2.1.1 Kartierung der Heuschreckenverbreitung

Eine exakte quantitative Erfassung der Populationsgrößen der Arten eines größeren Raumausschnittes ist extrem aufwendig. Da solch eine Erfassung für die gegebene Fragestellung nicht nötig ist, wurde auf eine halbquantitative Erfassungsmethode zurückgegriffen. Diese Methode der flächenhaften Kartierung mit Dichte- oder Häufigkeitsschätzung findet bevorzugt dann

Anwendung, wenn der vollständige Artenbestand eines großflächigen Raumausschnitts und die Veränderung der Verteilung von Arten im Gesamtgebiet ohne großen Arbeitsaufwand und ohne Störung der Arten erfolgen soll (BUCHWEITZ et al. 1997). Die Untersuchungsflächen wurden dazu in ein Raster von ca. 25 x 25 m eingeteilt; in jedem Rasterfeld wurde die Dichte aller Arten anhand der Gesangs- und Sichtnachweise nach Klassen (siehe Tabelle 18) abgeschätzt („Verhörmethode“ nach DETZEL 1992). Die Rasterpunkte wurden in eine detaillierte Feldkarte eingezeichnet und die Dichtewerte der einzelnen Arten in einer Tabelle notiert. Damit aus der Rasterkarte eine flächenscharfe Verbreitungskarte erstellt werden konnte, wurden markante Dichteunterschiede oder Verbreitungsgrenzen (z.B. an der Grenze zwischen Niedermoor und Mineralboden, Beschattungsgrenzen, usw.) ebenfalls bei der Geländebegehung in die Feldkarte eingezeichnet; die weiteren Grenzziehungen zwischen den Dichteklassen erfolgten später im GIS mittels Interpolation. Die Kartierung der Feldheuschrecken wurde an fünf verschiedenen Terminen im Juli und August des Jahres 2000 bzw. für die Frage nach den bevorzugten Vegetationshöhen am 07. und 08. September 1999 durchgeführt. Die Begehungen erfolgten ausschließlich an warmen Sonnentagen zwischen dem späten Vormittag und dem späten Nachmittag.

**Tabelle 18:** Die bei der Kartierung der Feldheuschrecken verwendete Klasseneinteilung (vereinfacht nach DETZEL 1992)

Klasse	Geschätzte Anzahl stridulierender Männchen pro 100 m <sup>2</sup>
0	0
1	1
2	> 1 bis 10
3	> 10 bis 50
4	> 50



**Abbildung 31:** Beispiel der erstellten Verbreitungskarten: die Verbreitung des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius*) im Sommer 2000 auf den Weiden im nördlichen Teil des Projektgebiets.

### 2.1.2 Kartierung der Verbissintensität

Über alle Flächen und die gesamte Weideperiode gemittelt durften in den Jahren 1999 und 2000 nur höchstens 1,5 GVE / ha aufgetrieben werden. Das bedeutet jedoch nicht, dass von Mitte Mai bis Mitte Oktober auf jeder einzelnen Fläche exakt diese Beweidungsdichte realisiert wurde. Die Landwirte konnten ihre Tiere bis zu dieser Maximaldichte weiden lassen, jedoch auch weniger Rinder auf die Weiden bringen. Darüber hinaus können im Frühsommer und Herbst weniger und stattdessen im Hochsommer mehr Tiere weiden, so lange der Durchschnittswert von 1,5 GVE / ha nicht überschritten wird. Wegen der Großflächigkeit der Weiden (zwischen 30 und 42 ha) und des Weide- bzw. Sozialverhaltens der Rinder ist natürlich die Beweidungsintensität nicht überall gleich hoch. Bevorzugte Bereiche (wobei die Rinder sich nach den Untersuchungen von HOLSTEN (2003) v.a. nach der Futterqualität der Flächen richten) werden von der Herde ständig verbissen, während andere Flächen vollkommen ungenutzt bleiben. Es ist völlig unmöglich, für die untersuchten Flächen eine jeweilige Beweidungsintensität in GVE / ha anzugeben; dieses wäre für einen Vergleich mit anderen Untersuchungsgebieten wünschenswert gewesen.

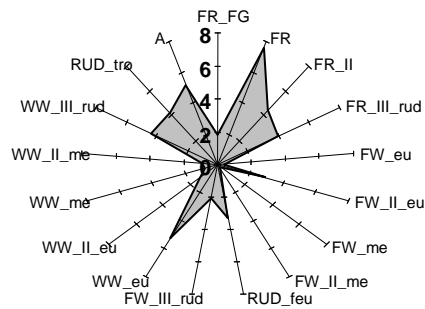
Aus oben genannten Gründen wurde die Beweidungsintensität also nicht über die mittlere Beweidungsdichte für die Einzelflächen ermittelt, sondern über den für die Heuschrecken bedeutungsvolleren Effekt der Beweidung, nämlich den Verbiss. Im Jahr 2000 wurden im Laufe der Vegetationsperiode mehrere Kartierungen der Verbissintensität auf den Weidetieren zur Verfügung stehenden Flächen durchgeführt, in welcher der Flächenanteil der von den Rindern abgegrasteten Vegetation erfasst wurde. Dafür wurde der in Tabelle 4 (siehe Kapitel 1) gezeigte Kartierschlüssel verwendet. Die Werte der Einzelkartierungen einer Vegetationsperiode wurden zu einem Jahreswert zusammengefasst, der dann als Wert der „Gesamt-Verbissintensität“ in die Auswertung einging.

### 2.1.3 Kartierung der mittleren Vegetationshöhen

Im Jahr 1999 wurden die vorkommenden Arten auf einer ca. 35 ha großen Weide flächenhaft erfasst. Diese Fläche konnte in zahlreiche kleinere Teilflächen unterteilt werden, die sich durch weitgehend homogene Vegetationsstrukturen voneinander abgrenzten. In jeder Teilfläche wurde auf einer geraden Strecke von 90 m an 10 Stellen im Abstand von 10 m die maximale Vegetationshöhe gemessen und notiert. Die Verbreitungskarten sowie die strukturell abgrenzbaren Flächen wurden im GIS erfasst und jeweils mit der Vegetationseinheiten-Karte verschnitten. Unter Berücksichtigung der Flächengrößen konnte für jede Art und für jede der fünf Dichteklassen eine bevorzugte mittlere Vegetationshöhe ermittelt werden, wobei nur die von der Art besiedelten Vegetationseinheiten (Abbildung 33) in die Berechnung einbezogen wurden.

### 2.1.4 Kartierung der Vegetationseinheiten

Am Beginn des Projektes wurde eine Vegetationskartierung des gesamten Projektraumes durchgeführt (GRANKE 2000, HOPPE 2000). Die von Feldheuschrecken bevorzugten Lebensraumtypen (Grünland und Ruderalflächen unterschiedlicher Typen) haben flächenmäßig die größte Bedeutung (zusammen 79 % Flächenanteil), es folgen in nur untergeordneter Flächengröße Gehölze und ehemalige Äcker (auf ihnen wurden in 1999 bzw. 2000 Grünlandarten eingesät). Flächenmäßig ohne Bedeutung sind Gewässer, Röhrichte, Seggenrieder und ein Zwischenmoor. Die Grünlandparzellen des Projektraumes unterlagen einer sehr unterschiedlichen Nutzungsgeschichte. Weite Flächen lagen viele Jahre brach, nur wenige Flächen wurden in den letzten Jahrzehnten durchgehend genutzt. Die Vegetationskartierung von 1999 ergab, dass sich mehr als die Hälfte des Grünlandes in einem fortgeschrittenem Brachestadium befindet, auf lediglich 46 % der Grünlandfläche sind kaum Brachezeiger vertreten. Die auf der untersuchten Fläche vorgekommenen Vegetationseinheiten und ihre Flächengrößen sind in der Abbildung 32 angegeben.



**Abbildung 32:** Die Vegetationseinheiten und ihre Flächengrößen in [ha] an der Untersuchungsfläche, auf der die Feldheuschreckenerfassung im Jahre 2000 durchgeführt wurde (Erläuterung der Kürzel in Kapitel 1)

Zur Ermittlung der bevorzugten Vegetationseinheiten wurde die Verbreitungskarte der Heuschrecken mit der Karte der Vegetationseinheiten mittels ArcView verschnitten. Die Flächengrößen der innerhalb der kartierten Fläche vorhandenen Vegetationseinheiten wurden ermittelt; dann wurde errechnet, welche Art welchen Anteil dieser Fläche in welcher Dichteklasse besiedelt. Die Ergebnisse werden dann als Spiderdiagramm wiedergegeben. Aus diesen ist artspezifisch ablesbar, welcher Anteil der verschiedenen Vegetationseinheiten und welches Brachestadium in welcher Dichte besiedelt ist.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Arteninventar des Oberen Eidertales

Die in Tabelle 19 aufgeführten Arten wurden im Projektgebiet nachgewiesen, flächenhaft erfasst wurden lediglich die Vertreter der Familie Acrididae (Feldheuschrecken). Da nur zu den Feldheuschrecken ausführliches Datenmaterial vorliegt, beschränkt sich die ausführliche Diskussion der Ergebnisse auf diese Artengruppe. Die Rote Liste-Einstufung erfolgte nach WINKLER (2000).

**Tabelle 19:** Die im Eidertal nachgewiesenen Arten und ihre Einstufung in die Rote-Liste.

Art	Deutscher Name	Familie	RL SH
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	Weißrandiger Grashüpfer	Acrididae	-
<i>Chorthippus apricarius</i>	Feldgrashüpfer	Acrididae	-
<i>Chorthippus biguttulus</i>	Nachtigallgrashüpfer	Acrididae	-
<i>Chorthippus brunneus</i>	Brauner Grashüpfer	Acrididae	-
<i>Chorthippus montanus</i>	Sumpfgrashüpfer	Acrididae	2
<i>Chorthippus parallelus</i>	Gemeiner Grashüpfer	Acrididae	-
<i>Omocestus viridulus</i>	Bunter Grashüpfer	Acrididae	V
<i>Stethophyma grossum</i>	Sumpfschrecke	Acrididae	3
<i>Tetrix undulata</i>	Gemeine Dornschröcke	Tetrigidae	-
<i>Tetrix subulata</i>	Säbeldornschröcke	Tetrigidae	V
<i>Tetrix tenuicornis</i>	Langfühler-Dornschröcke	Tetrigidae	2
<i>Meconema thalassinum</i>	Gemeine Eichenschröcke	Tettigoniidae	-
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Kurzflügelige Schwertschröcke	Tettigoniidae	-
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd	Tettigoniidae	-
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Gewöhnliche Strauchschröcke	Tettigoniidae	-

Insgesamt wurden 18 Arten nachgewiesen, von drei Arten allerdings nur Einzelindividuen, für die trotz intensiver Nachsuche kein weiterer Nachweis gelang. Sie werden deshalb nicht in die weitere Betrachtung einbezogen.

Unter den 15 Arten befinden sich mehrere gefährdete Arten, von denen drei im Untersuchungsgebiet nur lokal (*Tetrix tenuicornis*) oder disjunkt (*Omocestus viridulus*) verbreitet sind oder in weiten Teilen des Projektgebietes vorkommen, aber schlecht erfassbar sind (*Tetrix subulata*). Neben diesen kommen zwei weitere gefährdete Feldheuschrecken vor. Es handelt sich dabei um den in Schleswig-Holstein stark gefährdeten Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) und die gefährdete Sumpfschröcke (*Stethophyma grossum*).

Das Obere Eidertal zeigt damit eine im regionalen Vergleich gut ausgestattete Heuschreckenfauna. Die Artengemeinschaften des Niedermoorgrünlandes sind verhältnismäßig vollständig, auch die meisten Arten des eutrophen und mesophilen Grünlandes treten auf. Die Heuschreckenfauna der nährstoffarmen und trockenwarmen Lebensräumen ist jedoch verarmt. Allerdings ist einzuräumen, dass das Projektgebiet für diese Arten nur wenig geeignete Flächen vorzuweisen hat. Einer der wenigen Magerrasen im Projektgebiet ist von der stark gefährdeten Langfühler-Dornschröcke (*Tetrix tenuicornis*) besiedelt, die in Norddeutschland nur an wenigen Stellen vorkommt (WINKLER 2000).

### 3.2 Lebensraumsansprüche der Feldheuschrecken

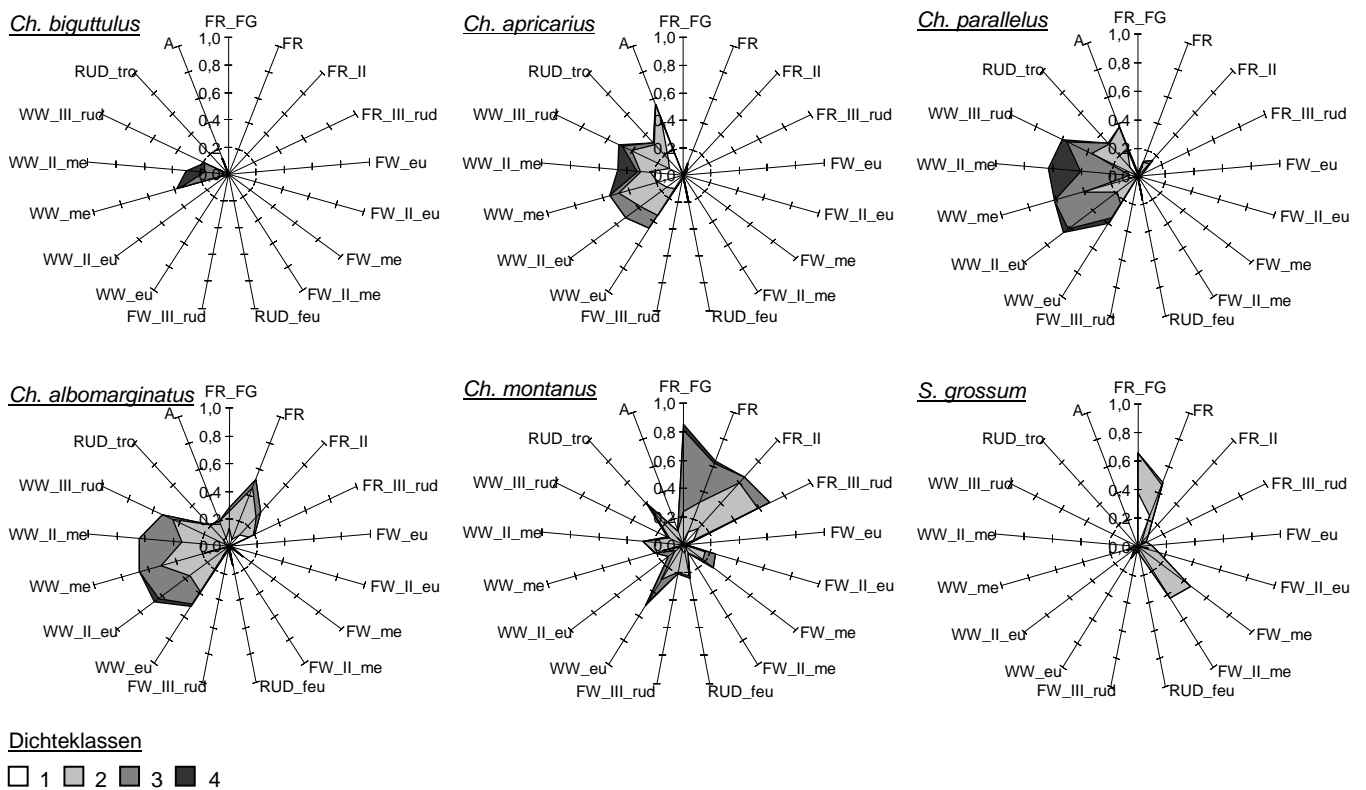
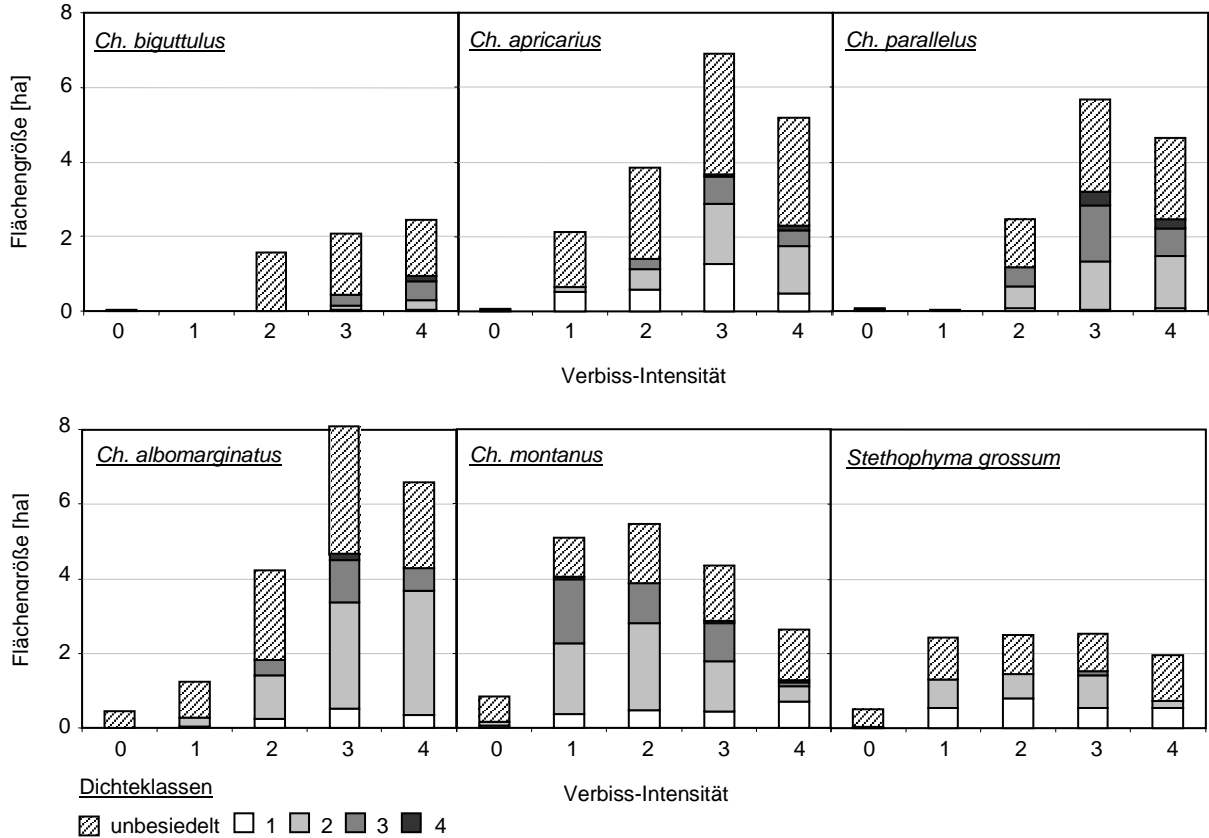
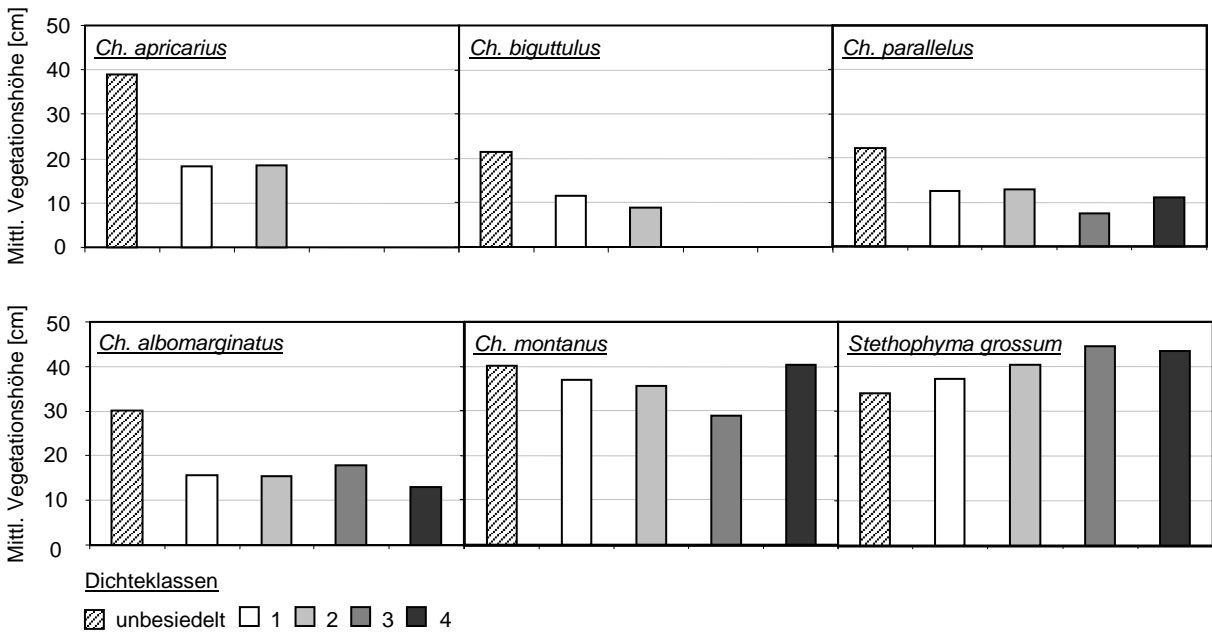


Abbildung 33: Von den Feldheuschrecken-Arten bevorzugte Vegetationseinheiten (angegeben ist der Anteil der besiedelten Fläche an der Ges.-Fläche der Vegetationseinheit)





**Abbildung 34:** Von den Feldheuschrecken bevorzugte Verbiss-Intensitäten unter Angabe der Flächengrößen und der Dichteklassen (für jede Art wurden nur die nach Abbildung 30 besiedelten Vegetationseinheiten berücksichtigt).



**Abbildung 35:** Von den Feldheuschreckenarten bevorzugten mittleren Vegetationshöhen (für jede Art wurden nur die nach Abbildung 30 besiedelten Vegetationseinheiten berücksichtigt)

### 3.2.1 *Chorthippus biguttulus* (Linné, 1758)

Der „Nachtigallgrashüpfer“ ist eine sehr verbreitete wärmebedürftige Art und kommt wie der Braune Grashüpfer nur in klimatisch begünstigten Lebensräumen vor (HARZ 1960, BRUCKHAUS 1990); von diesen sind im Eidertal bisher nur wenige kleinflächige vorhanden. Hier werden die an süd- oder westlich exponierten Lagen vorhandenen mesotrophen Ausprägungen der Weidelgrasweiden bevorzugt (Abbildung 33). Die genannten Lebensräume sind stets mittel bis intensiv beweidet, der Nachtigallgrashüpfer kommt vornehmlich auf den intensiv beweideten Flächen vor. Zu höheren Dichten gelangt die Art nur auf Flächen der intensivsten Verbiss-Intensität (Abbildung 34). Dementsprechend werden von der Art die höherwüchsigen Weidelgrasweiden gemieden, erst bei einer durchschnittlichen Vegetationshöhe von unter 10 cm steigt die Dichte an (Abbildung 35).

Der Nachtigallgrashüpfer kann auf bewirtschafteten Magerrasen den größten Teil der Individuen stellen (Bruckhaus 1994). Dabei zeigt er eine Präferenz für eine lückige und niedrige Vegetationsdecke (Buchweitz et al. 1990, Papen 2001). Der Nachtigallgrashüpfer ist damit eine Art, die von den Beweidungsmaßnahmen profitieren wird, sofern sich dadurch lückige Magerrasen ausbreiten. Auf den von dieser Art besiedelten Flächen könnte auch mit dem zukünftigen Vorkommen von bisher nicht nachgewiesenen, magerrasenbewohnenden Arten gerechnet werden.

### 3.2.2 *Chorthippus apricarius* (Linné, 1758)

Der „Feldgrashüpfer“ ist eine in Schleswig-Holstein weit verbreitete Art, die bevorzugt in hochgewachsener Vegetation an krautreichen Ackerrändern und Rainen sowie Wegrändern vorkommt. Dabei präferiert die Art leicht trockenwarme Lagen (HOLST 1986), andere Autoren betonen den mesophilen Charakter (PAPEN 2001). Im Eidertal sind alle Vegetationseinheiten auf Mineralboden in unterschiedlichen Dichten und Anteilen besiedelt, in besonders hohen Dichten kommt die Art in den verbrachten Weidelgrasweiden vor (Abbildung 33).

Der Feldgrashüpfer zieht innerhalb der genannten Lebensraumtypen die stärker genutzten Bereiche den nicht oder nur wenig verbissenen Flächen vor (Abbildung 34). Die mittlere Vegetationshöhe ist demnach in den besiedelten Flächen niedriger als in den unbesiedelten Flächen derselben Vegetationseinheit (Abbildung 35). Dennoch bevorzugt die Art eine höherwüchsige Pflanzendecke als die anderen untersuchten Arten auf Mineralbodenstandorten. Vor allem in den Flächen, in denen innerhalb intensiv genutzter Bereiche zahlreiche hochwüchsige Grashorste (oft Kratzdisteln umgebend) eingestreut waren, wurden sehr hohe Individuendichten dieser Art beobachtet. Bedeutsam scheint also zu sein, dass ein Großteil einer Fläche intensiv beweidet wird, aber gleichzeitig eine homogene, kurze Pflanzendecke entweder durch eingestreute Weideunkräuter oder eine nur geringe Besatzdichte verhindert wird.

Die Darstellung in Abbildung 34 gilt somit nur für eine heterogene Beweidungsstruktur. Eine hohe Verbiss-Intensität heißt in diesem Zusammenhang nicht zwingend, dass eine Fläche vollständig auf eine einheitliche Höhe abgefressen wurde, sondern dass mind. 75 % der Fläche beweidet wurden. Hochwüchsige Grashorste bzw. kleinflächige Vergeilungsstellen können immer noch einen Flächenanteil von 25 % einnehmen, welches anscheinend eine für den Feldgrashüpfer optimale

Mischung aus hochwüchsiger, krautreicher Saumstruktur und kurzem grasdominierten Grünland ist. Auch andere Autoren betonen, dass die Lebensräume nicht vollkommen grasbeherrscht sind, sondern ein größerer Anteil krautiger Vegetation beigefügt ist (BUCHWEITZ et al. 1990, SÄNGER 1977).

Einzelne Tiere dieser Art sind immer wieder weit entfernt von ihren eigentlichen Lebensräumen gefunden worden. Möglicherweise können selbst scheinbar pessimale Lebensräume oder nur kleinflächige Habitatbausteine eine Zeit lang besiedelt werden bzw. zur Reproduktion ausreichen (z.B. könnte ein besonnter Maulwurfhaufen im Niedermoor zur Eiablage geeignet sein). Die Art ist flugunfähig und weist eine nur geringe und dazu habitatstete Dispersion auf (RECK 1998, LODDERS 2001), wodurch sie besondere Ansprüche an einen kleinräumigen Lebensraumverbund hat. Die Verbindung der Lebensräume ist im Eidertal jedoch bisher gewährleistet, außerdem sind z.T. sehr große Populationen vorhanden, so dass der Bestand der Art im Eidertal gesichert ist.

### **3.2.3 *Chorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821)**

Der „Gemeine Grashüpfer“ ist im Eidertal auf mineralische Böden beschränkt, hier werden die Weidelgrasweiden bevorzugt und unter diesen vor allem die an Brachezeigern reicheren Stadien. Die trockenen Ruderalfluren hingegen werden eher gemieden (Abbildung 33). Innerhalb der genannten Lebensräume zeigt der Gemeine Grashüpfer eine klare Vorliebe für die intensiv beweideten Bereiche der Stufe 3 und 4 (Abbildung 34). Nur gering beweidete Bereiche der von dieser Art bevorzugten Lebensräume sind nicht vorhanden. Innerhalb der besiedelten Vegetationseinheiten werden höherwüchsige Bereiche gemieden, eine mittlere Vegetationshöhe von ca. 10 cm scheint optimal (Abbildung 35).

Auch in anderen Räumen zeigt die Art keine ausgeprägten Habitatansprüche und ist in allen wiesenähnlichen Biotopen zu finden (DETZEL 1998). Der Gemeine Grashüpfer ist unter anderem durch seinen temperatur- und trockentoleranten Eier in der Lage, eine weite Spanne von Lebensräumen zu besiedeln (BRUCKHAUS 1990).

Die normalerweise mikroptere Art bildet makroptere und flugfähige Individuen aus und kann deshalb neue Lebensräume relativ schnell besiedeln. So lange die Flächen im Eidertal Grünlandcharakter haben, wird der Gemeine Grashüpfer weder durch Intensivierung noch durch teilweise Nutzungsaufgabe einen nennenswerten Rückgang erfahren.

### **3.2.4 *Chorthippus albomarginatus* (De Geer, 1773)**

Der „Weißrandige Grashüpfer“ ist eine in Schleswig-Holstein sehr verbreitete Art und besiedelt eine breite Spanne an grasdominierten Lebensräumen. Im Eidertal werden fast 30 % (= 16,3 ha) der untersuchten Fläche (ca. 55 ha) besiedelt. Die Art zeigt keine deutliche Präferenz einer bestimmten Vegetationseinheit, vielmehr sind eine Reihe von Vegetationstypen von dieser Art zu großen Anteilen besiedelt, so z.B. alle Weidelgrasweiden und die daraus entstandenen Brachekategorien und die Flutrasen bzw. –brachen (Abbildung 33). Innerhalb der von dem Weißrandigen Grashüpfer besiedelten Lebensräume sind es vor allem die im Jahr 2000 intensiv von den Rindern genutzten

Bereiche, in denen die Art in höheren Dichten vorkommt, nur wenig oder gar nicht beweidete Flächen werden gemieden (Abbildung 34). Dieses zeigt auch die Abbildung der bevorzugten Vegetationshöhe (Abbildung 35). Während in den unbesiedelten Flächen durchschnittliche Vegetationshöhen von ca. 30 cm gemessen wurden, sind es in allen besiedelten Flächen nur ca. 15 cm. Zwischen den Flächen mit geringer und sehr dichter Besiedlung treten allerdings keine Unterschiede in den Vegetationshöhen auf.

Die Präferenz dieser Art für intensiv genutztes und deshalb kurzgrasiges Grünland ist in der Literatur vielfach genannt (z.B. LEMMEL 1997). Sie wird als kulturbegünstigte Art beschrieben, die Weiden geringer bis hoher Nutzungsintensität als Lebensraum favorisiert und selbst Flächen mit Gülledüngung nicht meidet (KIECHLE 1998). Die Art bevorzugt homogen strukturiertes Grünland (WINGERDEN et al. 1992).

Die Art ist flugfähig, sehr vagil (RIETZE 1994) und kann dementsprechend schnell neue Lebensräume besiedeln (LAUSSMANN 1993). Diese ausgesprochen hohe Mobilität in Kombination mit den einfach zu erfüllenden Lebensraumsprüchen führen dazu, dass die Art im Eidertal sehr häufig und verbreitet ist.

### 3.2.5 *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825)

Der „Sumpfgrashüpfer“ hat seinen Schwerpunktlebensraum an Feuchtstandorten mit organischen Böden. Die Art ist in Schleswig-Holstein stark gefährdet und aus diesem Grund eine besonders beachtenswerte Art. Im Eidertal werden vom Sumpfgrashüpfer in größeren Anteilen und in größeren Dichten nur Flutrasen besiedelt, wobei eine mit zunehmendem Brachestadium abnehmende Lebensraumeignung zu erkennen ist (Abbildung 33). Die für ihn am besten geeigneten Lebensräume sind die Flutrasen; der Sumpfgrashüpfer ist darüber hinaus aber in fast allen anderen Vegetationseinheiten nachgewiesen worden. Vor allem in den einen Schwerpunktlebensraum umgebenden Flächen sind oft zahlreiche Individuen des Sumpfgrashüpfers gefunden worden, nicht einmal sonnenexponierte und steile Hänge werden dabei gemieden. Dieses ist sicherlich weniger in der Eignung der Lebensräume als in der zeitweise hohen Ausbreitungstendenz der Art begründet. Innerhalb der oben genannten Lebensräume zeigt der Sumpfgrashüpfer keine starke Bevorzugung einer bestimmten Nutzungsintensität (Abbildung 34). Ungenutzte und sehr intensiv verbissene Bereiche werden allerdings gemieden. Die in geringer Intensität beweideten Flächen werden gegenüber Flächen mit höheren Nutzungsintensitäten bevorzugt.

Dieses korrespondiert teilweise mit den Ergebnissen der Erfassung von 1999, bei der sich die Vegetationshöhen der unbesiedelten und der sehr dicht besiedelten Flächen nicht unterschieden, aber ansonsten eine mit der Besiedlungsdichte abnehmende Vegetationshöhe zu erkennen war (Abbildung 35). Die Vegetationshöhe hat somit eine Bedeutung für das Vorkommen des Sumpfgrashüpfers, für das Vorkommen einer großen Populationsdichte ist jedoch ein anderer Faktor als die Vegetationshöhe entscheidend.

Der Sumpfgrashüpfer ist aus physiologischen Gründen auf Feuchtlebensräume angewiesen (BROCKSPIEPER 1978, INGRISCH 1983). Die Art besiedelt innerhalb der Feuchtlebensräume auch Brachen, verschwindet aber, wenn die Vegetation zu dicht wird (REISE 1970). Dem widerspricht die Angabe von DETZEL (1984), der in ungemähten Wiesen drei mal so viele Individuen dieser Art wie in gemähten Wiesen nachweisen konnte. Möglicherweise ist innerhalb bestimmter Grenzen weniger die Nutzungsfrequenz als die Vegetationsstruktur und vor allem die strukturelle Vielfalt in einem Lebensraum entscheidend. So beschreibt LEMMEL (1997), dass der Sumpfgrashüpfer in einer extensiv bewirtschafteten Feuchtgrünlandfläche vor allem den Übergangsbereich zwischen hoher und niedriger Vegetation an einer Bewirtschaftungsgrenze besiedelt (dazu siehe auch Kapitel 3.2 zur Präimaginalökologie des Sumpfgrashüpfers). Dass eine Vielfalt von Nutzungsintensitäten und damit eine strukturelle Vielfalt von großer Bedeutung ist, lässt auch der von DETZEL (1984) vorgeschlagene Pflegeplan zum Erhalt dieser Art erahnen: „sukzessive Mahd in einem rotierenden System bei Erhalt der Gebüschsäume und Altschilfbestände“.

*Chorthippus montanus* ist mikropter und deshalb flugunfähig (es treten aber wie bei *Ch. parallelus* selten langflügelige und flugfähige Exemplare auf), ein geeigneter Lebensraumverbund ist bedeutsam, wenn die Art in einem Gebiet erhalten bleiben soll. Im Eidertal ist dieses zur Zeit gewährleistet, darüber hinaus profitiert die Art noch von der aktuellen Nutzungsart und -intensität, so dass das Vorkommen der Art mittelfristig gesichert scheint.

### 3.2.6 *Stethophyma grossum* (Linné, 1758)

Die in Schleswig-Holstein gefährdete „Sumpfschrecke“ kommt wie der Sumpfgrashüpfer nur in grundwassergeprägten Lebensräumen vor. Im Eidertal beschränkt sich die Art dabei auf die nicht-verbrachten Flutraseneinheiten und die nährstoffärmeren Ausprägungen der Feuchtwiesen, verbrachte Flutrasen und eutrophe Feuchtwiesen werden nicht angenommen (Abbildung 33). Die Sumpfschrecke meidet innerhalb der genannten Vegetationseinheiten die ungenutzten ebenso wie die intensiv genutzten Bereiche. Die höchsten Dichten finden sich in den mit Verbiss-Stufe 3 genutzten Flächen (Abbildung 34). Überraschend ist, dass die unbesiedelten Flächen die geringsten Vegetationshöhen aufweisen und mit zunehmender Besiedlungsdichte die durchschnittliche Vegetationshöhe ansteigt (Abbildung 35).

Die Lebensraumsprüche der Art werden unter anderem mit der geringen Trockenresistenz der Eier begründet (INGRISCH 1983). Die Larven und Imagines sind nicht aus physiologischen Gründen auf bodenfeuchte Lebensräume angewiesen, denn es konnten mehrere Individuen in einem Käfig auf einer nur frischen Weidelgrasweide vom 1. Larvenstadium bis zum Alterstod der Imagines gehalten werden und darüber hinaus wurden im Untersuchungsgebiet Imagines mehrmals fernab von Niedermoor-Lebensräumen gefunden.

Die Lebensräume der Sumpfschrecke waren meist durch einen Nutzungsgradienten gekennzeichnet, d.h. dass eine eher wenig von den Rindern genutzte und deshalb hochwüchsige Fläche an intensiv verbissene und durch Trittstellen geprägte Flächen angrenzte. In den stärker von den Weidetieren

genutzten Bereichen fielen hohe Dichten an jungen Larvalstadien auf, während die Imagines bevorzugt in den ungestörten Großseggen-dominierten Bereichen vorkamen. Die Divergenz zwischen Larval- und Imaginallebensraum bemerkt auch DETZEL (1998). Hierfür kann das Eiablageverhalten der legebereiten Weibchen sowie die Embryonalökologie verantwortlich sein (dazu mehr im Kapitel 3.2).

Die Art weist ein großes Potenzial zur Besiedlung neuer Standorte auf. MARZELLI (1995) konnte die Besiedlung einer 400 m von einer Donatorpopulation entfernten Fläche nachweisen.

Die Sumpfschrecke stellt eine der beiden Zielarten für die Niedermoorbereiche im Eidertal dar und sollte deshalb langfristig erhalten bleiben. Bedeutsam dafür ist, dass ihre Lebensräume weder ungenutzt noch zu intensiv genutzt werden. Optimal erscheint, dass die besiedelten Flutrasen und Feuchtwiesen lediglich alle zwei bis vier Jahre stärker beweidet werden und in der Zwischenzeit an den Randflächen der Imaginallebensräume ein Nutzungsmosaik aus Offenbodenstellen, Kurzgrasbereichen und Großseggenbeständen vorherrscht.

### **3.2.7 *Chorthippus brunneus* (Thunberg, 1815)**

Der „Braune Grashüpfer“ wurde an nur wenigen Stellen und dort auch nur in wenigen Individuen nachgewiesen; aus diesem Grund wird hier auf die ausführliche Darstellung verzichtet. Diese Art benötigt in ihren wärmebegünstigten Lebensräumen einen gewissen Anteil an Offenbodenstellen (WINKLER 1999, BRUCKHAUS 1990), weshalb sich das Vorkommen auf lückige Rasen an exponierten Standorten beschränkt. Die Abhängigkeit von intensiver Sonneneinstrahlung ist sehr groß, denn in Laborversuchen wurde bei fehlender Wärmequelle keine Gelegeproduktion mehr festgestellt (BEGON 1983). Der Braune Grashüpfer sollte langfristig von den Maßnahmen im Oberen Eidertal profitieren, denn eine ungesteuerte Beweidung fördert bei gleichzeitiger Unterlassung der Weidepflegemaßnahmen (Düngen, Walzen, Einsaat...) langfristig die Entwicklung von nährstoffärmeren, schwachwüchsigeren und an Störstellen reichen Lebensräumen (durch Tritt). Die Art ist darüber hinaus gut flugfähig und kann deshalb sehr schnell neu entstandene geeignete Lebensräume innerhalb des Projektgebiets erreichen.

### **3.2.8 *Omocestus viridulus* (Linné, 1758)**

Der auf der Vorwarnliste stehende „Bunte Grashüpfer“ kommt sowohl auf mineralischen als auch auf organischen Böden vor. Die Fundpunkte der Art lagen sehr verstreut und lassen keine klare Bevorzugung eines Lebensraumes erkennen, mesotrophe Weidelgrasweiden scheinen leicht präferiert zu werden. Die Art zeigte auch im Rahmen anderer Untersuchungen keine besondere Bevorzugung eines Lebensraumes, außer dass Vegetationshöhen von 30 bis 80 cm (WINKLER 1999) bzw. mittelhohes Gras (LEMMEL 1997) besonders geeignet zu sein scheinen. In Baden-Württemberg zeigt die Art keine Präferenz zwischen gemähten oder ungemähten Wiesen (DETZEL 1984).

### 3.3 Kurzübersicht über die Bedeutung von Weidenutzung und Brachfallen für Dornschröcken und Laubheuschrecken (Orthoptera: Tetrigidae, Tettigoniidae)

Bei der obigen Auswertung blieben mangels flächenhafter Daten die Tetrigiden und Tettigoniiden unberücksichtigt. Die Lebensraumansprüche dieser Arten unterscheiden sich z.T. jedoch beträchtlich von denen der Acrididen. Im Folgenden sollen deshalb die bevorzugten Lebensräume und die Bedeutung der Nutzungsintensität für jede Einzelart anhand einer Literaturlauswertung kurz vorgestellt werden:

#### 3.3.1 Tetrigidae

##### Tetrix undulata

Die in Schleswig-Holstein ungefährdete und weit verbreitete Gemeine Dornschröcke lebt in einer weiten Spanne von Lebensräumen, scheint dabei aber an Offenbodenstellen gebunden zu sein. In Bodenfallen wurden zahlreiche Individuen in durch Stör- bzw. Offenbodenstellen geprägten Lebensraumtypen, vor allem im Niedermoor (Ufer, Flutmulden, beweidete Feuchtwiesen) und weniger auf Mineralboden (intensiv beweidetes und lückiges Einsaatgrünland) nachgewiesen.

Eine Extensivbeweidung nach dem Vorbild des Eidertal-Projekts fördert die Art durch Schaffung von Offenbodenstellen. Aber auch ohne Beweidung ist die Art präsent, solange Offenbodenstellen durch natürliche Prozesse entstehen können (Schlammhänke an Ufern, überstaute Flutmulden,...).

##### Tetrix subulata

Die auf der Vorwarnliste stehende Säbeldornschröcke zeigt eine enge Bindung an störungsarme und feuchte Offenbodenstellen (WINKLER 2000). Sie kommt in denselben Lebensräumen wie *Tetrix undulata* vor, ist aber an den Standorten häufiger, die durch großflächigere Offenbodenstellen geprägt sind. Standorte mit nur kleinflächigen Störungen (z.B. Trittsstellen in Feuchtwiesen) werden kaum besiedelt. Für den Erhalt dieser Art spielt die Beweidung eine geringere Rolle, bedeutsamer ist das Vorhandensein vegetationsloser unbeweideter Flächen und damit einer gewissen Fließgewässerdynamik.

##### Tetrix tenuicornis

Die stark gefährdete Langfühlerdornschröcke wurde nur an einem Standort nachgewiesen. Der besiedelte Magerrasen weist trotz jahrzehntelanger Sukzession eine noch schwachwüchsige und lückige Vegetationsdecke auf und wird seit 2003 erstmals beweidet. Wie sich die Innutzungnahme dieses Magerrasens auf die Langfühlerdornschröcke auswirkt, ist unbekannt. Möglich ist die Förderung der Art durch Ausbreitung der lückigen und schwachwüchsigen Vegetationsdecke. Denkbar ist aber auch, dass die Art empfindlich auf Viehtritt reagiert und Bestandeseinbußen erleidet.

### 3.3.2 Tettigoniidae

#### *Conocephalus dorsalis*

Die Kurzflügelige Schwertschrecke lebt in der Krautschicht von Niedermooren. Sie striduliert zwar, konnte aber wegen der nur schwerlich vernehmbaren Lautäußerung nicht flächenhaft erfasst werden. Sie besiedelt hochwüchsige, staudenreiche Feuchtlebensräume. Im Eidertal ist sie vor allem in grabenbegleitenden Hochstaudenfluren zu finden. Die Art legt ihre Eier oberirdisch an verschiedene Pflanzenarten ab und ist damit als beweidungsempfindlich einzustufen. Eine Intensivbeweidung zerstört sowohl Imaginallebensräume als auch geeignete Eiablageplätze. So lange im Feuchtgrünland aber geeignete Weidereste verbleiben und die Lebensräume nicht zu großflächig homogenen (Brennnessel)Brachen degradieren, ist mit einem Verbleib der Art zu rechnen.

#### *Tettigonia viridissima*

Das Grüne Heupferd ist ebenfalls weit verbreitet. Die Imaginallebensräume sind Hochstauden und Büsche, wobei im Eidertal die meisten Beobachtungen in hochwüchsigen Kratzdistelhorsten in ansonsten mäßig beweidetem Grünland erfolgten. Diese mögliche Bindung an heterogene Strukturen kann dadurch erklärt werden, dass Imagines hochwüchsige Kräuter und Stauden (auch als Singwarten) benötigen, die Eiablage jedoch im kurzgrasigen Grünland in den Boden erfolgt. Eine Extensivbeweidung fördert diese Art durch das Angebot an heterogenen Strukturen.

#### *Pholidoptera griseoaptera*

Die Gewöhnliche Strauchschrecke ist in Schleswig-Holstein sehr häufig und besiedelt (fast) alle Lebensräume, in denen Gebüsche vorkommen. Die Beweidungsmaßnahmen scheinen die Art nicht zu beeinflussen, allerdings würden mit abnehmender Nutzungsintensität neben den Gebüschern und Knicks auch die Brachen besiedelt.

#### *Meconema thalassinum*

Da die weit verbreitete Gemeine Eichenschrecke ihren gesamten Lebenszyklus auf (Laub)Bäumen vollzieht und nicht striduliert (DETZEL 1998), ist sie mit den hier verwendeten Methoden nicht zu erfassen gewesen. Beobachtungen der Art erfolgten rein zufällig. Wegen ihrer Lebensweise ist sie als beweidungsindifferent einzustufen.

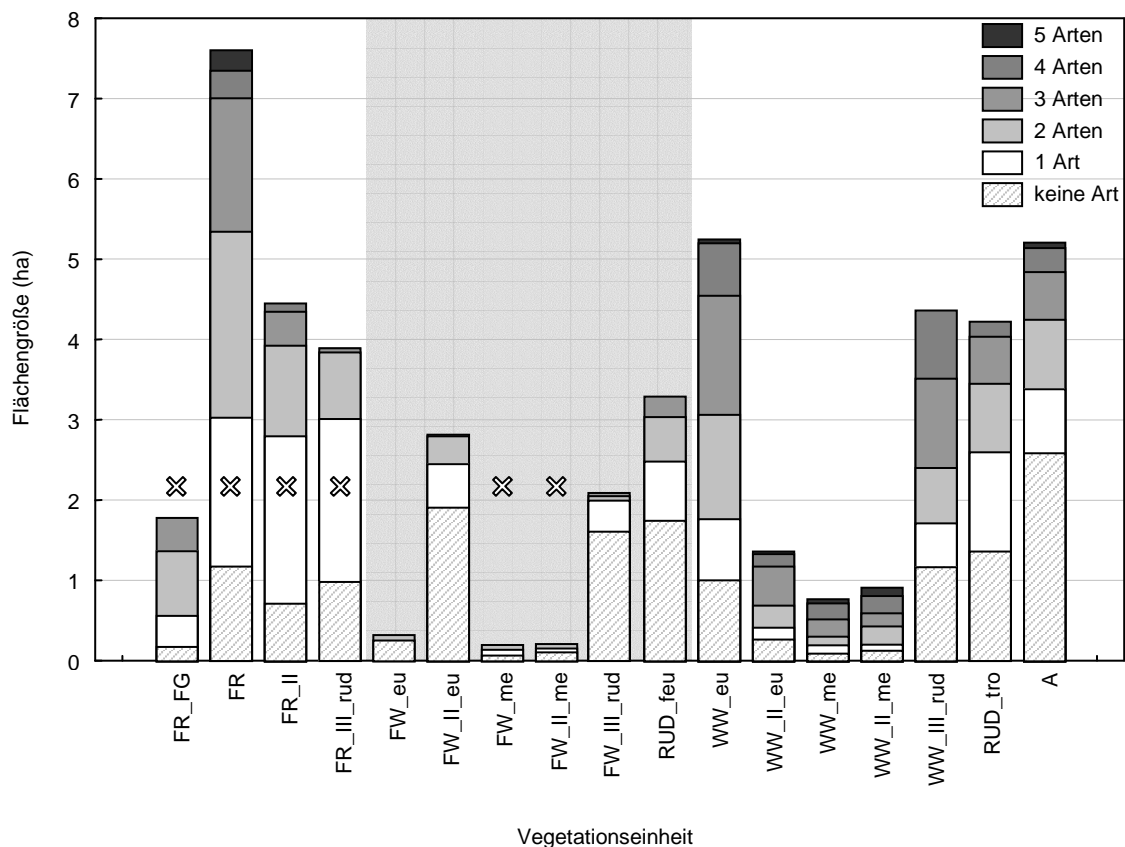


### 3.4 Die Bedeutung von Weidenutzung und Brachfallen von Lebensräumen für Feldheuschrecken

#### Vergleich der Bedeutung der Lebensraumtypen für das Vorkommen der Feldheuschrecken

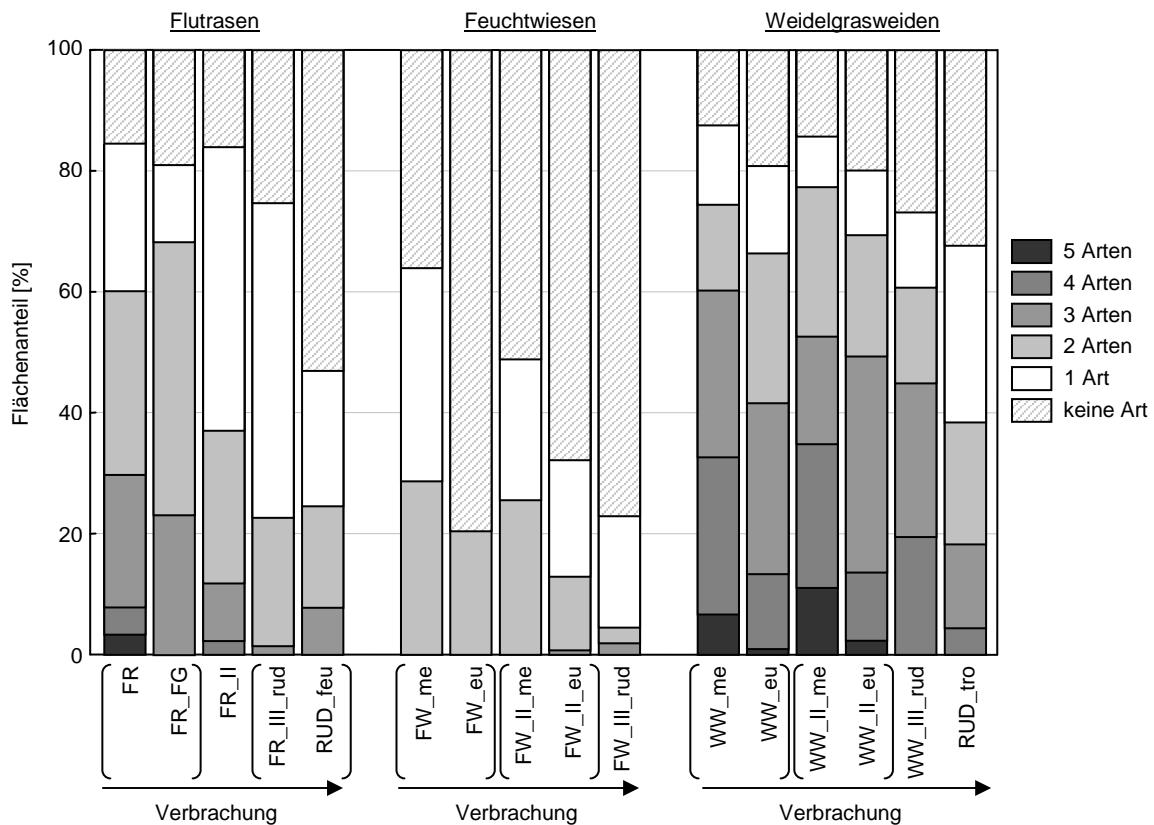
In den grundwasserbeeinflussten Lebensräumen werden die in sehr großen Flächenanteilen vorkommenden Flutraseneinheiten gegenüber den Feuchtwieseneinheiten von Feldheuschrecken bevorzugt besiedelt (Abbildung 36). Dabei werden in den Flutrasen größere Anteile von mehr Arten besiedelt als in den Feuchtwiesen. Im Gegensatz zu den eutrophen Feuchtwiesen, die in weiten Teilen vollkommen frei von Feldheuschrecken bleiben, haben die nur kleinflächig vorkommenden mesotrophen Ausprägungen der Feuchtwiesen eine hohe Bedeutung z.B. für die gefährdete Sumpfschrecke. Der ebenfalls gefährdete Sumpfgrashüpfer kommt sowohl in Flutrasen als auch in Feuchtwiesen vor, bevorzugt hierbei ebenfalls die mesotrophen Ausprägungen der Feuchtwiesen.

Der Unterschied in der Artenzahl zwischen mesotrophen und eutrophen Ausprägungen wiederholt sich im trockenen Grünland. Auch hier sind größere Flächenanteile der mesotrophen Ausprägungen der Weidelgrasweiden von vielen Arten besiedelt, während die eutrophen Varianten nur wenige Arten beherbergen.



**Abbildung 36:** Die Flächengrößen der Vegetationseinheiten des Oberen Eidertals und die Anzahl der in ihnen vorkommenden Feldheuschreckenarten (Orthoptera, Acrididae) (Kürzelerläuterung siehe Kapitel 1); die mit einem Kreuz gekennzeichneten Vegetationseinheiten sind Hauptlebensräume gefährdeter Arten.

**Vergleich der Bedeutung der Brachestadien für das Vorkommen der Feldheuschrecken**



**Abbildung 37:** Die mit zunehmender Verbrachung zu beobachtende Abnahme der durch Feldheuschrecken besiedelten Flächenanteile und der Artenzahlen in den im Untersuchungsgebiet dominierenden Vegetationseinheiten (Kürzelerläuterung siehe Kapitel 1).

In allen drei großflächig vorhandenen Vegetationseinheiten sind mit zunehmendem Brachestadium sowohl abnehmende Artenzahlen als auch besiedelte Flächenanteile zu beobachten (Abbildung 37). So sind in den beweideten Flutrasen (FR) noch 60 % der Fläche von mindestens zwei Arten besiedelt, während in der ruderalisierten Flutrasenbrache (FR\_III\_rud) und der feuchten Ruderalflur (RUD\_feu) nur ca. 20 % der Fläche von zwei Arten besiedelt werden. In den Feuchtwiesen nimmt der von zwei Arten besiedelte Flächenanteil über die gezeigten Zwischenstadien von ca. 20 % (FW\_me, FW\_eu) auf 5 % ab. Auch in den von einer größeren Anzahl von Feldheuschreckenarten besiedelten Weidelgrasweiden, die nach Abbildung 33 einen großen Anteil an der Gesamtgrünlandfläche der Untersuchungsfläche haben, sinkt der von drei Arten besiedelte Flächenanteil mit zunehmendem Brachestadium von 60 % (FW\_me) auf weniger als 20 % (RUD\_tro).

Die Artenabnahme und die Abnahme der besiedelten Flächenanteile mit zunehmender Verbrachung wirkt über alle drei Vegetationstypen gleichgerichtet.

In den von mineralischen Böden geprägten Bereichen ist die Tendenz weniger stark; dies ist möglicherweise durch die höhere Anzahl der hier vorkommenden Arten und damit der unterschiedlichen Anspruchstypen bedingt. Während in späteren Brachestadien oder den eutrophen Ausprägungen größere Anteile gänzlich frei von Heuschrecken bleiben bzw. viele Arten fehlen, sind

die nur verhältnismäßig kleinflächig ausgeprägten mesotrophen Weidelgrasweiden nahezu vollständig von mehreren Arten besiedelt. Dabei zeigen sich je nach Art unterschiedliche Präferenzen. Während *Ch. albomarginatus* die nicht-verbrachten Typen bevorzugt, sind *Ch. apricarius* und *Ch. biguttulus* eher in den jungen Brachestadien verbreitet. Diese mesotrophen Ausprägungen sind es auch, die ein Potenzial für weitere, bisher nicht im Gebiet vorhandene Arten (z.B. *Myrmeleotettix maculatus*, *Chorthippus mollis*,...) haben. Zur Zeit sind sie aber entweder nicht geeignet entwickelt oder von den Arten noch nicht erreicht worden.

---

## **Kapitel 3.2**

# **Zur Bedeutung von Beweidung und Störstellen für Tierarten am Beispiel der Verteilung von Feldheuschreckengelegen im Grünland**

## 1 Einleitung und Fragestellung

Feldheuschrecken sind eine viel beachtete und verhältnismäßig gut erforschte Artengruppe, die vielfach als Forschungsobjekt bei der Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Grünland-Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Tierarten herangezogen werden (KÜHN et al. 1996, FRICKE & NORDHEIM 1992, DÜLGE et al. 1992). Doch werden in diesen Untersuchungen in der Regel nur die adulten Tiere berücksichtigt, z.T. mit der Konsequenz, dass Abhängigkeiten des Vorkommens der Heuschrecken nur unzureichend erkannt und sogar Fehleinschätzungen getroffen werden können (BRUCKHAUS & DETZEL 1988). Denn mindestens ebenso wichtig wie die Eignung eines Raumes als Lebensraum für die adulten Heuschrecken (und nur das wird in aller Regel untersucht) ist die Eignung eines Raumes für die Reproduktion der Heuschrecken. Bei den so genannten Mehrfachhabitatnutzern (z.B. Tagfalter und Vögel), die je nach Lebensstadium unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum haben, werden seit langem auch die Reproduktionshabitate in die Untersuchungsprogramme einbezogen. So sagt der Nachweis von Präimaginalstadien bei einer Vielzahl von Tagfaltern sogar mehr über die Eignung eines Raumes als Lebensstätte aus, als der Nachweis der adulten Stadien (HERMANN 1999). Doch auch bei den Heuschrecken wurde erkannt, dass die Wahl des Eiablageortes durch die Imagines unabhängig von ihren „eigenen“ ökologischen Ansprüchen erfolgt und dass die Reproduktionshabitate von den Imaginalhabitaten unterschiedlich sein können (CHERRILL & BROWN 1990, RECK 2003). Der Präsenz geeigneter Embryonalentwicklungshabitate kommt aber eine bedeutende Rolle für den Populationserhalt zu (BRUCKHAUS & DETZEL 1998). So wiesen manche Autoren bereits sehr früh darauf hin, dass die Embryonen oder auch die Larven der Heuschrecken sehr enge Lebensraumansprüche haben, während sich die adulten Tiere in den Raum um den Schlupfort herum ausbreiten (OSCHMANN 1973). Die meisten Autoren, die eine Bedeutung der Embryonallebensräume erkannt haben, weisen zwar auf ihre vermutliche Wichtigkeit hin (WOLF 1987, MALKUS et al. 1996), sie bleiben aber bei Vermutungen und zeigen keine weitergehenden Untersuchungen dazu. Genauere Studien zu diesem Thema werden nur in Einzelfällen vorgestellt, vor allem wurden Laboruntersuchungen zum Eiablageverhalten (CHOUDHURI 1958, KORN-KREMER 1963, INGRISCH & BOEKHOLT 1982) bzw. zur Embryonalentwicklung (INGRISCH 1983, CHLADNY & WHITMAN 1998, BRUCKHAUS 1990, CHERRILL 2002) durchgeführt, systematische Freilanduntersuchungen sind sehr seltene Ausnahmen (z.B. GRAYSON & HASSALL 1985, FISHER 1992). Literatur zum Einfluss der Beweidung auf die Reproduktion bzw. die Embryonallebensräume der Feldheuschrecken konnte nicht gefunden werden. Dabei wurde von OSCHMANN (1973) bereits sehr früh auf die mögliche Bedeutung der Embryonallebensräume hingewiesen. Die Frage, ob die Vegetation einen Einfluss auf die Verbreitung der Heuschrecken hat, kann seiner Meinung nach erst dann beantwortet werden, „wenn man ein in der ökologischen Fragestellung bisher vollkommen vernachlässigtes Entwicklungsstadium, das Ei, in die Betrachtung einbezieht. Über die Eiablageplätze besitzen wir freilich nur sehr geringe Kenntnisse“.

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen der Forschungen über den Einfluss einer extensiven Beweidung auf Feldheuschrecken durchgeführt und sollte klären, ob innerhalb der von Heuschrecken besiedelten Räume die Eiablagehabitate homogen verteilt oder an besonders strukturierten Stellen

geklumpt stattfindet. Dabei sollten insbesondere die für extensiv genutztes Grünland charakteristischen Strukturen in ihrer Bedeutung für die Reproduktion der Feldheuschrecken untersucht werden, nämlich langgrasige und kurzgrasige Bereiche sowie die innerhalb dieser Bereiche vorkommenden Störstellen.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Determination der Präimaginalstadien

#### Larven

Die Bestimmung der Larvenstadien und Arten erfolgte nach dem von (OSCHMANN 1968) erarbeiteten Schlüssel. Die Larven wurden nach Probenahmestellen getrennt gesammelt, im Labor mit Essigsäureethylether-Dämpfen betäubt, unter dem Binokular bestimmt und wieder frei gelassen. Bereits im Gelände bestimmt wurden die Larven nur an Stellen mit überschaubarem Artenspektrum (Vorkommen der leicht unterscheidbaren *S. grossum*, *Ch. montanus* / *parallelus* und *Ch. albomarginatus*). Nicht unterschieden werden konnten die Larven von *Ch. montanus* und *Ch. parallelus*. Allerdings erlaubt die vikariierende Lebensraumwahl eine Unterscheidung der Larvenstadien beider Arten anhand des untersuchten Lebensraumtyps.

Zur Überprüfung der Bestimmungsarbeit wurden anfangs zahlreiche determinierte Individuen derselben Art in Aufzuchtkäfige überführt und als Imagines erneut bestimmt. Frisch geschlüpfte, oft noch blassgelbe Larven der Gattung *Chorthippus* sind kaum zu unterscheiden. In solchen Fällen muss entweder auf die Bestimmung bis zur Art verzichtet werden oder die anhand der Form der Halschildseitenkiele leichter erkenntliche Zugehörigkeit zur Untergattung (*Glyptobothrus* oder *Chorthippus*) notiert werden. Eine weitere Möglichkeit ist, die Tiere in Aufzuchtkäfige zu überführen und zu einem späteren Zeitpunkt zu determinieren.

#### Gelege

Zur Bestimmung der Eipakete der Feldheuschrecken wurden die Arbeiten von WALOFF (1950) und ZIMIN (1938) herangezogen. Der erste Schlüssel berücksichtigt nicht alle vorkommenden Arten, der andere hingegen viel zu viele Arten und so wurde ein eigener Bestimmungsschlüssel für die im Eidertal häufig vorkommenden Feldheuschrecken entwickelt (siehe Anhang). Einige Imagines der an den Untersuchungsflächen vorkommenden Arten wurden im Jahr zuvor in Käfigen gehalten und die abgelegten Eipakete als Referenzmaterial herangezogen.

Die Gelege von *Ch. montanus* und *Ch. parallelus* konnten nicht unterschieden werden. Die im Niedermoor in *Ch. montanus*-Imaginallebensräumen gefundenen Gelege wurden dieser Art, die Gelege der Probestellen auf Mineralboden wurden *Ch. parallelus* zugeordnet.

### 2.2 Ermittlung der Gelegedichten

An Stellen, an denen die Gelegedichten ermittelt werden sollten, wurden Probeflächen einer Größe von 0,1 m<sup>2</sup> abgemessen und bis zu einer Tiefe von 5 cm mit Hilfe eines Spatens entnommen. Die gekennzeichneten Proben wurden dann bis zur Aufbereitung im Labor in Leinensäcken einzeln

aufbewahrt. Die weitere Aufbereitung erfolgte mittels einer Wurzelwaschanlage, in der Bodenproben von 100 cm<sup>3</sup> Größe halbautomatisiert durchgespült wurden. Dabei trennten sich das faserige Pflanzenmaterial und alle Bodenpartikel über 3 mm Größe von der restlichen Substanz ab. Der Siebrest wurde dann in einen Trockenschrank gegeben und einige Tage bei ca. 30 °C getrocknet. Dieser von ca. 4,5 l bei der Probennahme auf einige dl reduzierte Rest konnte dann von Hand nach Gelegen durchgesucht werden. Für diese aufwändige Prozedur wurden je Probe insgesamt ca. 1,5 bis 2 Stunden benötigt.

### 2.3 Ermittlung der Schlupfraten

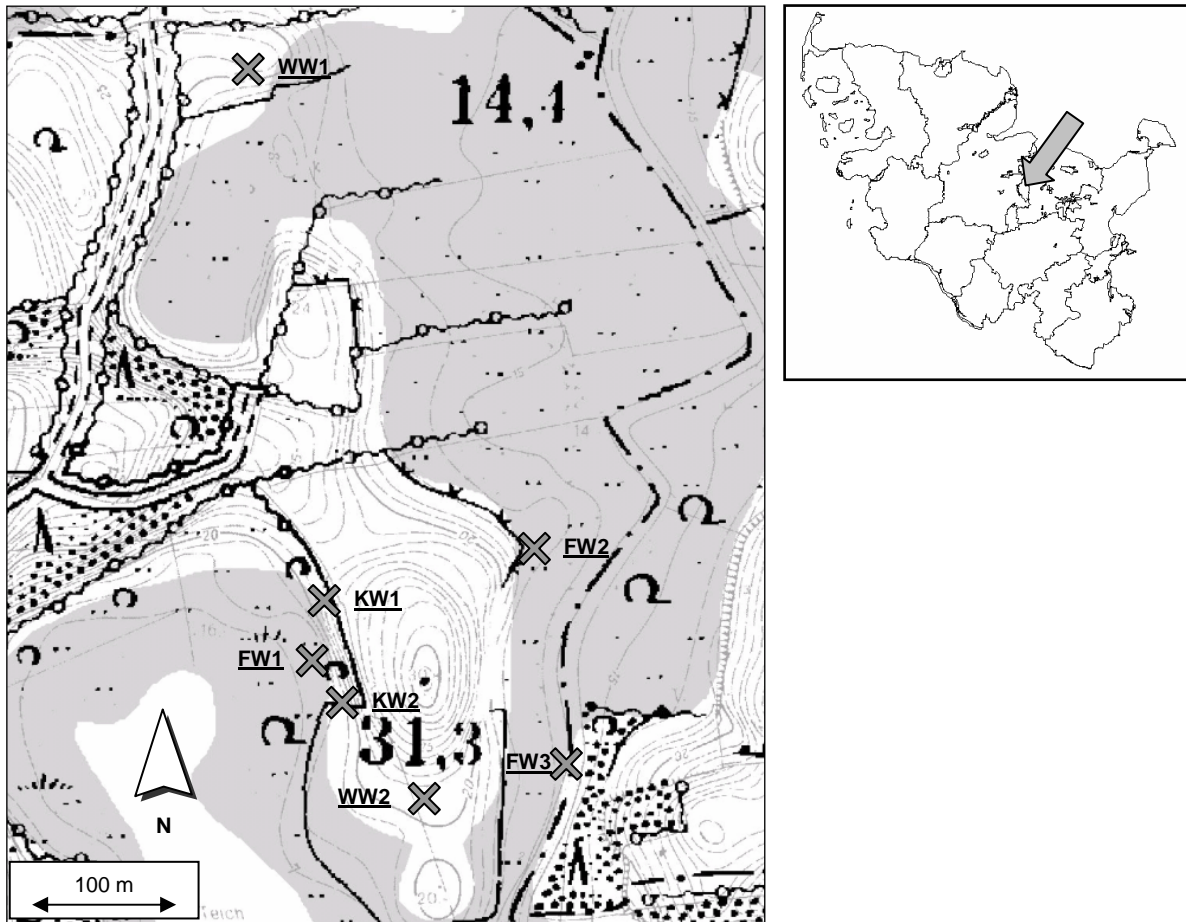


**Abbildung 38:** Die zur Ermittlung der Schlupfraten verwendeten Schlupfkäfige. Hier ist das Absaugen der im Käfig befindlichen Larven mittels eines umgebauten Laubsaugers gezeigt.

Zur Ermittlung der Schlupfraten wurden Schlupfkäfige (Abbildung 38) verwendet, die eine quadratische Grundfläche von 1 m<sup>2</sup> bei einer Höhe von 1 m besaßen. Sie bestanden aus ¾-Zoll-Eisenrohren, die an den Ecken durch Kee-Klump-Dreieckverbinder montiert wurden. Über diese Gestängekonstruktion konnte dann ein Zelt aus Gaze (graue PVC-ummantelte Glasseide der Firma Fugafill mit ca. 1,2 mm Maschenweite) gestülpt werden. Die Zelte besaßen einen an der Frontseite eingenähten Reißverschluss, der die Arbeit im Schlupfkäfig ermöglichte. An den am Boden aufliegenden Seiten war ein 30 cm breiter beschichteter Streifen angenäht. Zahlreiche Zeltnägel befestigten diesen Streifen im Boden und verhinderten damit sowohl das Umkippen der Käfige als auch das Entweichen von Heuschrecken. Die in den Käfigen geschlüpften Larven wurden mit Hilfe eines umgebauten Laubsaugers eingesammelt. Anschließend wurde die Vegetation in den Schlupfkäfigen bodennah abgetrennt und entfernt (und noch nicht erfasste Tiere eingesammelt), um in allen Kästen ähnliche klimatische Bedingungen an der Bodenoberfläche herrschen zu lassen. Dieses geschah in Abständen von ca. 1 Woche über die gesamte Periode des Larvenschlupfes von Mitte Mai bis Mitte Juli an insgesamt sieben Terminen.

### 3 Die Untersuchungsflächen

#### 3.1 Feuchtgrünland



**Abbildung 39:** Die Flächen, an denen Untersuchungen zur Präimaginalökologie der Feldheuschrecken durchgeführt wurden (graue Flächen: Niedermoor, weiße Flächen: Mineralboden).

Die niedermoorgeprägten Flächen des Eidertals sind meist zoniert aufgebaut. An ihrem Randbereich zum Mineralboden hin befindet sich ein mehr oder weniger breiter Streifen von den Rindern stark frequentierten und deshalb verbissenen und teils zertretenen Feuchtgrünlandes, an den sich Zonen abnehmender Nutzungsintensität (d.h. Verbiss- und Trittintensität) anschließen. Diesen folgen die z.T. großflächigen, nur äußerst sporadisch von Rindern genutzten Seggenriede, Röhrichte oder Brennesselfluren (Abbildung 40).





**Abbildung 40:** Die Anordnung der Schlupfkästen in der Untersuchungsfläche FW1. Je fünf Kästen befinden sich in den Bereichen (von rechts nach links): a) intensiv beweidet und poaceendominiert, b) mäßig beweidet, Störstellen-reich, Poaceen und Cyperaceen c) Rand des unbeweideten Großseggenriedes d) unbeweidetes Großseggenried

Auf den genannten Teilflächen sind z.T. stark unterschiedliche Individuendichten der adulten Feldheuschrecken zu beobachten. Hierfür ist sicherlich die Präferenz für bestimmte Vegetationshöhen und Brachestadien verantwortlich. Unerklärt bleibt aber, dass zur Zeit des Larvenschlupfes kleine Teilbereiche extrem hohe Dichten an Larven aufweisen, während in anderen Flächen keine einzige nachzuweisen ist. Die Eiablagehabitate und Habitatansprüche der Präimaginalstadien (Embryonen und Larven) der hygrophilen Feldheuschrecken scheinen von den sonstigen Aufenthaltspräferenzen der Imagines abzuweichen, was an folgenden Standorten überprüft werden sollte:

In der Feuchtwiese 1 (**FW1**) kamen in den Jahren 2000 und 2001 die Arten *S. grossum*, *Ch. montanus* und *Ch. albomarginatus* in z.T. sehr individuenreichen Beständen vor. Es handelt sich bei dieser Feuchtwiese um einen ca. 0,3 ha großen in weiten Teilen vom Vieh gemiedenen Großseggen-dominierten Bestand, der am Rand in einen stärker beweideten Flutrasen übergeht. Insgesamt 20 Schlupfkäfige wurden, wie in Abbildung 40 gezeigt, zur Ermittlung der Schlupfraten aufgestellt. Zur Ermittlung der Gelegedichte wurden neun Bodenproben entnommen, jeweils drei Proben im Übergangsbereich zwischen Flutrasen und Großseggenried, am Rand des Großseggenriedes und im zentralen Teil des Großseggenriedes.

Bei der Untersuchungsfläche **FW2** handelt es sich um eine ähnliche Situation. Drei Schlupfkästen wurden im regelmäßig beweideten und poaceenreichen Flutrasen aufgestellt, vier Schlupfkästen wurden in der direkt angrenzenden hochstaudenreichen und kaum beweideten Fläche aufgestellt.

Der Großteil der Fläche der ca. 300 m<sup>2</sup> großen Feuchtwiese **FW3** war homogen niedrigwüchsig, Trittstellen kamen hier nicht vor. Einige m<sup>2</sup> vor allem zur anschließenden Brache hin waren jedoch durch fleckhaft verteilte Trittsiegel der Rinder geprägt. Jeweils drei Bodenproben wurden zur Bestimmung der Gelegedichte aus den trittbeeinflussten und den ungestörten Flächen entnommen.

### 3.2 Grünland auf Mineralbodenstandorten

Das Grünland auf Mineralbodenstandorten wird unterschiedlich stark von den Rindern genutzt, zunächst entstehen ungenutzte hochwüchsige Bereiche, die später wegen der Präsenz von Weideunkräutern gemieden werden. Andere Teilbereiche hingegen werden ständig befressen und sind aus diesem Grund ständig kurzgrasig. An stark frequentierten Stellen wird darüber hinaus die Grasnarbe gestört, kleinflächige Offenbodenstellen entstehen. Zusätzlich zu diesen von Rindern geschaffenen Offenbodenstellen kommen Kleinsäugerbauten hinzu. Diese drei Strukturtypen sollten vergleichend in ihrer Bedeutung für die Eiablage und damit die Reproduktion von Heuschrecken untersucht werden.

Die Untersuchungsfläche **KW1** ist charakterisiert durch das Nebeneinander einer von der Beweidung ausgenommenen zwei Jahre alten „exclosure“-Fläche und einer intensiv beweideten und leicht zertretenen Weißklee-Weidelgras-Fläche. Durch beide Teilflächen erstreckt sich ein kleiner Bodenwall, der sowohl im exclosure als auch in der beweideten Fläche kleinräumig schwachwüchsiger und wärmebegünstigte Verhältnisse bietet. Auf dieser Fläche wurden insgesamt zwölf Schlupfkästen aufgestellt und 23 Bodenproben nach Gelegedichten untersucht. An der Untersuchungsfläche **KW2** wurden 3 Käfige ebenfalls auf einem kleinen Bodenwall und 3 Käfige 2 m neben dem Bodenwall aufgestellt und die Larvendichten ermittelt. Jeweils drei Bodenproben wurden auf dem Wall und in 1 m sowie in 5 m Entfernung von dem Wall entnommen. Wegen der zu KW1 ähnlichen Situation werden die Ergebnisse zusammen mit diesen vorgestellt.

Die Untersuchungsfläche **WW2** zeichnete sich durch eine heterogene Beweidungsintensität aus, wodurch es zu einem ausgeprägten Wechsel von abgegraster niedriger Vegetation und an Weideunkräutern reicher und deshalb hochwüchsiger Vegetation kam. Solche Flächen bieten vor allem *Ch. apricarius* aber auch *Ch. parallelus* und *Ch. albomarginatus* geeignete Lebensbedingungen. Auffallend auf diesen Flächen war die hohe Dichte an Kleinsäugerbauten, auf denen im Spätsommer häufig sonnende Imagines der genannten Arten zu beobachten sind. Zur Ermittlung der Bedeutung der Sonderstrukturen im Vergleich zu lang- oder kurzgrasigen Bereichen für die Reproduktion der Feldheuschrecken, wurden Bodenproben direkt aus den Kleinsäugerbauten und aus der Fläche neben diesen entnommen und nach Gelegen durchsucht.

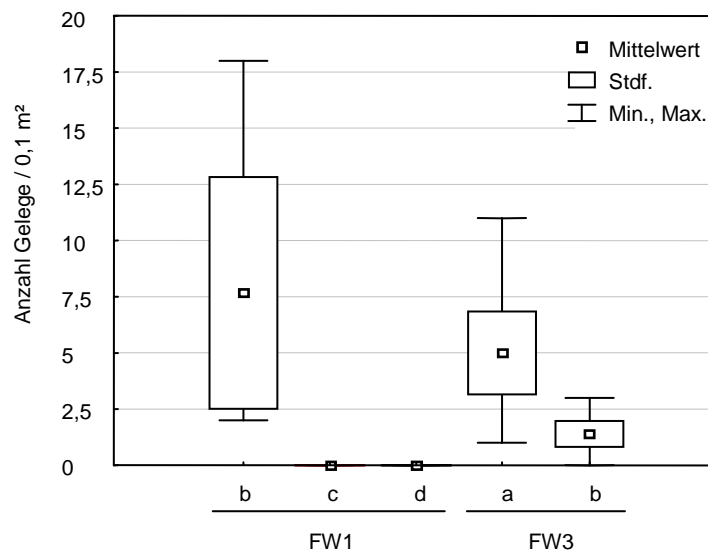
## 4 Ergebnisse

### 4.1 Die Verteilung der Feldheuschreckengelege unter dem Einfluss der Weidetiere

Tabelle 20: Kurzcharakteristik der nach Gelegedichten untersuchten und in Gruppen eingeteilten Standorte

	Name	n Proben á 0,1 m <sup>2</sup>	Standorts-Charakteristik	Veg- Deckung	∑ Geleg e	Gelege pro Art	
Feuchtgrünland	FW1_b	3	Kurzrasig, Dominanz von Süßgräsern, eingestreute Hochstauden, trittbeeinflusst und Hochwüchsig, Dominanz von Großseggen, viel Streu, kein Beweidungseinfluss	75 %	23	<i>Ch. montanus</i> : 14 <i>S. grossum</i> : 9	
	FW1_c	3	Hochwüchsig, Dominanz von Großseggen, viel Streu, kein Beweidungseinfluss	100 %	0		
	FW1_d	3	Hochwüchsig, Dominanz von Großseggen, viel Streu, kein Beweidungseinfluss	100 %	0		
	FW3_a	3	Kurzrasig, Dominanz von Süßgräsern, Bodenoberfläche bultig	70 %	25	<i>Ch. albomarginatus</i> : 4 <i>Ch. montanus</i> : 21	
	FW3_b	3	Kurzrasig, Dominanz von Süßgräsern und Moosen, Bodenoberfläche eben	100 %	7	<i>Ch. montanus</i> : 7	
Grünland auf Mineralboden	Stark beweidet	Kurz- grasig	6	Kurzrasig, Dominanz von Süßgräsern, meist < 10 cm, kleinfl. intensiv und homogen beweidet	95 %	0	
		SoStOrt	10	Kurzrasig, reich an Störstellen (Tritt, Kleinsäuger), sonst kleinfl. intensiv und homogen beweidet	67 %	14	<i>Ch. albomarginatus</i> : 8 <i>Ch. parallelus</i> : 6
	Aktuell unbeweidet	Lang- grasig	10	Langrasig, Süßgräserdominanz, in exclosure bzw. aktuell unbeweidet	100 %	2	<i>Ch. albomarginatus</i> : 1 <i>Ch. parallelus</i> : 1
		SoStOrt	6	Störstellen (Kleinsäuger) und Sonderstandorte (Wall) innerhalb homogen langrasigen Grünlandes	50 %	26	<i>Ch. albomarginatus</i> : 6 <i>Ch. apricarius</i> : 9 <i>Ch. parallelus</i> : 11
	Heterogen beweidet	Lang- grasig	3	Langrasige Bereiche innerh. kleinräumig heterogen beweideten Grünlandes	100 %	7	<i>Ch. albomarginatus</i> : 6 <i>Ch. parallelus</i> : 1
		Kurz- grasig	3	Kurzrasige Bereiche innerh. kleinräumig heterogen beweideten Grünlandes	100 %	3	<i>Ch. parallelus</i> : 3
SoStOrt		3	Sonderstandort (Maulwurfhaufen) innerh. kleinräumig heterogen beweideten Grünlandes	10 %	135 (!)	<i>Ch. albomarginatus</i> : 41 <i>Ch. apricarius</i> : 53 <i>Ch. parallelus</i> : 41	

#### 4.1.1 Feuchtgrünland



**Abbildung 41:** Gelegedichten an den verschiedenen strukturierten Habitaten (je  $n = 3$ ) in den Feuchtwiesen FW1 und FW3 (FW1\_b ist signifikant unterschiedlich zu FW1\_c und FW1\_d (Mann-Whitney-U-Test,  $p < 0,05$ ), der Unterschied zwischen FW3\_a und FW3\_b ist bei der geringen Stichprobenzahl nicht signifikant ( $p = 0,17$ )).

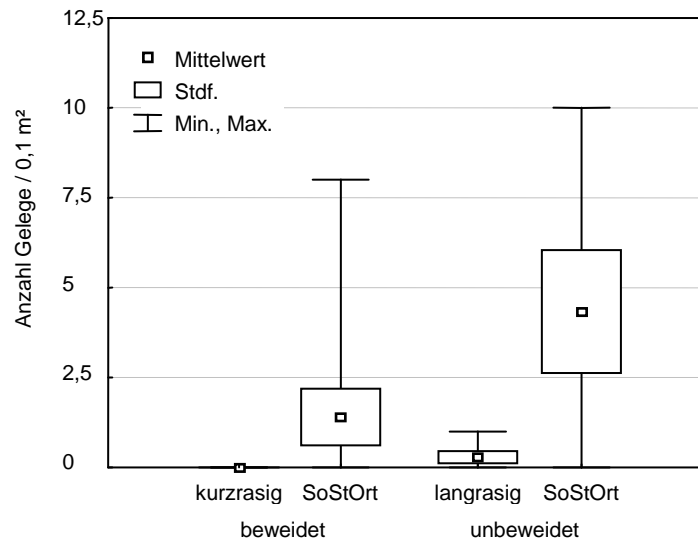
In den drei untersuchten Zonen am Standort FW1 sind nur innerhalb des kurzgrasigen und trittbeeinflussten Bereiches Gelege nachgewiesen worden (7,7 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>,  $n = 3$  mit 23 Gelegen, *Ch. montanus* = 14, *S. grossum* = 9) (Abbildung 41). In den seggendominierten Zonen (zur Standortcharakteristik siehe Tab. 1) waren keine Gelege.

Am Standort FW3 ist die Gelegedichte im stärker trittbeeinflussten Bereich ebenfalls sehr viel höher (5 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>,  $n = 5$  mit 25 Gelegen, *Ch. montanus* = 21, *Ch. albomarginatus* = 4) als im direkt benachbarten, ebenfalls beweideten aber störstellenfreien Bereich (1,4 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>,  $n = 5$  mit 7 Gelegen, *Ch. montanus* = 7).

Sowohl am Standort FW1 als auch an FW3 ist erkennbar, dass Feldheuschrecken kleinräumig die durch Weidetiere stärker beeinflussten Teilflächen als Eiablageplatz bevorzugen.

Die Bedeutung der Trittstellen ist dabei aufgrund der verwendeten Methode sicherlich noch unterschätzt worden. Denn bei der Probenahme wurde innerhalb der abgegrenzten Zonen nicht weiter unterschieden nach Offenbodenstellen bzw. bewachsenen Stellen, eine entnommene 0,1 m<sup>2</sup> umfassende Probe enthielt stets beides. Die mehrfach im Freiland beobachtete Eiablage der Weibchen erfolgte jedoch meist direkt an den Störstellen. Deshalb ist zu erwarten, dass eine noch kleinräumigere Differenzierung innerhalb der Zonen nach Störstellen und bewachsenen Bereichen noch höhere Unterschiede ergeben könnte. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass bei abnehmender Probengröße die Wahrscheinlichkeit des Zerstörens der Gelege durch die Probenahme zunimmt.

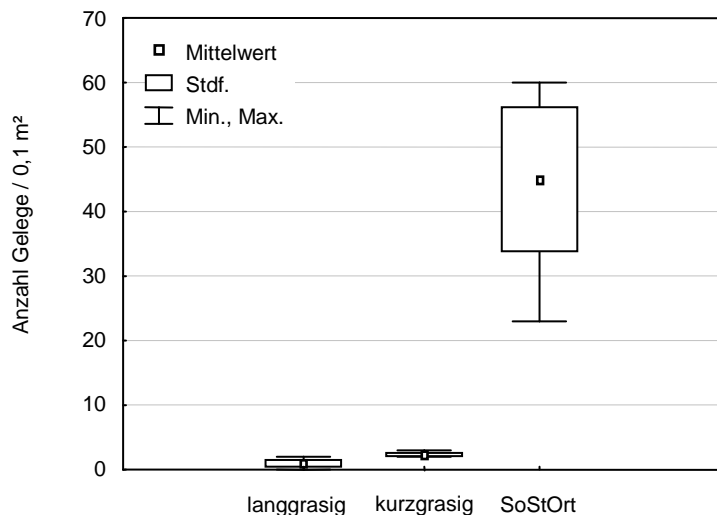
#### 4.1.2 Grünland auf Mineralböden



**Abbildung 42:** Gelegedichten in verschiedenen strukturierten Habitaten im beweideten und unbeweideten mineralischen Grünland (SoStOrt: Probenahme aus einem Sonderstandort innerhalb der charakteristischen Vegetation, Grünland: Probenahme aus der charakteristischen Vegetation dieses Standortes)

Im beweideten Grünland sind in direkter Nachbarschaft zum enclosure sind trotz hoher Probenzahl keine Gelege in der charakteristischen kurzgrasigen Vegetation zu finden ( $n = 6$  mit 0 Gelegen) (Abbildung 42). Relativ hohe Gelegedichten (1,4 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>) weisen die Sonderstandorte innerhalb dieses Lebensraumes auf ( $n = 10$  mit 14 Gelegen: *Ch. albomarginatus* = 8, *Ch. parallelus* = 6).

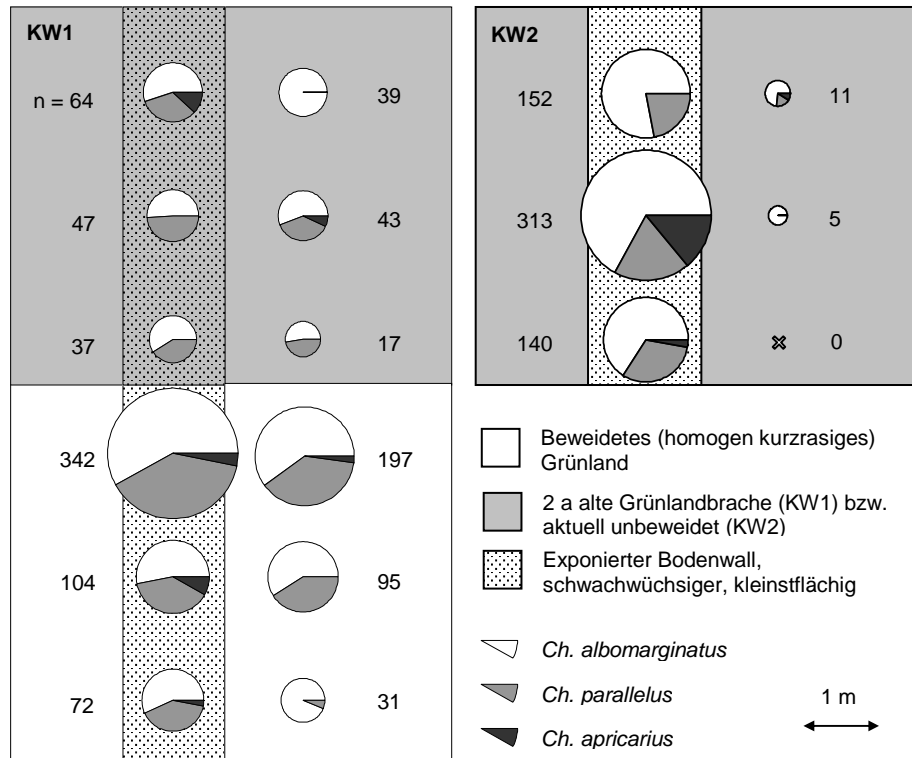
Ebenfalls große Unterschiede zwischen den untersuchten Standortstypen treten im unbeweideten Grünland auf. In den aus der ungestörten und langgrasigen Vegetation entnommenen Proben sind lediglich 0,3 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup> gefunden worden ( $n = 7$  mit 2 Gelegen: *Ch. parallelus* = 1, *Ch. albomarginatus* = 1) (Abbildung 42). An den Sonderstandorten hingegen wurden 4,3 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup> nachgewiesen ( $n = 6$  mit 26 Gelegen: *Ch. parallelus* = 11, *Ch. albomarginatus* = 6, *Ch. apricarius* = 9).



**Abbildung 43:** Gelegedichten auf einer südexponierten, heterogen beweideten mageren Weidelgrasweide. Auf einer möglichst kleinen Fläche (ca. 1 – 2 m<sup>2</sup>) wurde aus jedem Strukturtyp je eine Bodenprobe entnommen, dies wurde an drei unterschiedlichen Punkten wiederholt (an den langgrasigen Stellen kamen nur Gelege von *Ch. albomarginatus* vor, an den kurzgrasigen nur *Ch. parallelus*, an den Offenbodenstellen (SoStOrt) *Ch. albomarginatus* = 41, *Ch. parallelus* = 41 und *Ch. apricarius* = 52).

Auf der heterogen beweideten Weidelgrasweide befanden sich neben lang- und kurzgrasigen Bereichen zahlreiche Offenbodenstellen (meist Kleinsäugerbauten). Während sowohl an den lang- als auch an den kurzgrasigen Stellen nur einzelne Gelege zweier eurytoper Arten gefunden wurden (langgrasig: 1 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>, n = 3 mit 3 Gelegen, *Ch. parallelus* = 3; kurzgrasig: 2,3 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>, n = 3 mit 7 Gelegen, *Ch. albomarginatus* = 6, *Ch. parallelus* = 1), befanden sich in den Offenbodenstellen außerordentlich hohe Gelegedichten dreier Arten (45 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>, n = 3 mit 135 Gelegen, *Ch. albomarginatus* = 41, *Ch. parallelus* = 41, *Ch. apricarius* = 53) (Abbildung 43).

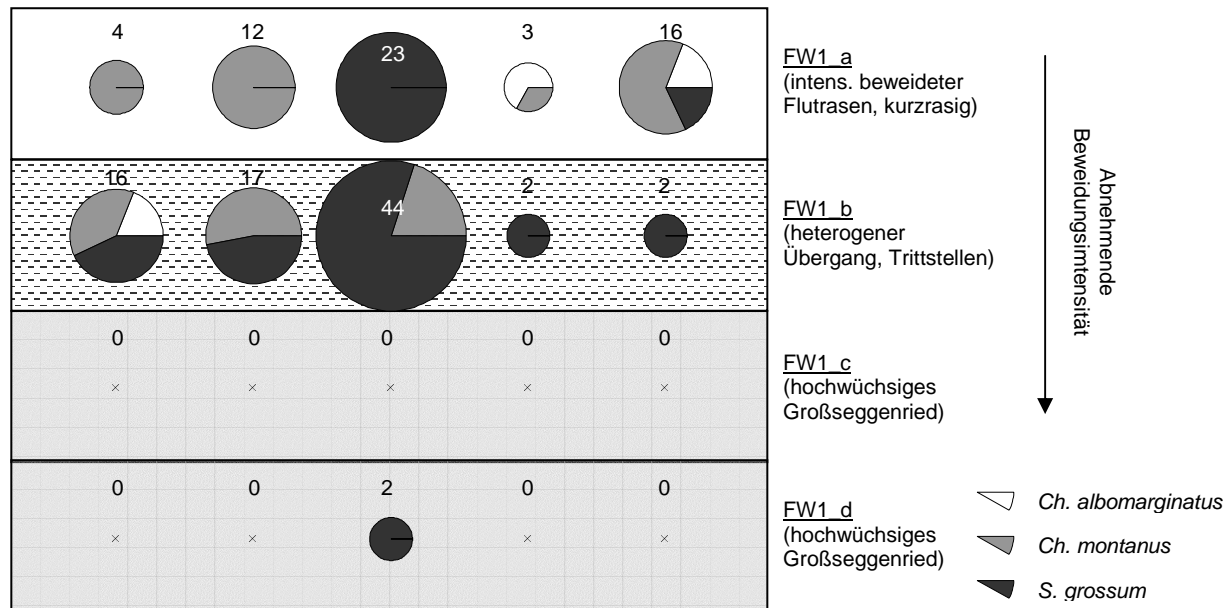
## 4.2 Die Verteilung von Feldheuschreckenlarven an durch Beweidung strukturierten Standorten



**Abbildung 44:** Anzahl der von Mitte Mai bis Mitte Juli 2002 in den zwölf an Standort KW1 bzw. in den sechs an Standort KW2 aufgestellten 1 m<sup>2</sup>-Schlupfkäfigen geschlüpften Feldheuschreckenlarven

In zwei durch ein kleinräumiges Muster von Brachflächen und beweideten Bereichen sowie einem exponierten Wall gekennzeichneten Flächen ist die Verteilung der schlüpfenden Larven ausgesprochen heterogen. In der Untersuchungsfläche KW1 zeigt sich zum einen, dass die Zahl der Larven in den Schlupfkäfigen auf dem Bodenwall signifikant höher ist als neben dem Wall ( $p < 0,05$ , Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben). Andererseits ist die Zahl der geschlüpften Larven im beweideten Grünland signifikant höher als in der Grünlandbrache ( $p < 0,05$ , Mann-Whitney-U-Test). Eine außerordentlich große Zahl an Larven (Maximum: 342 Ind./m<sup>2</sup>) schlüpfte dabei in dem Teil des beweideten Grünlands, welches sich direkt an die unbeweidete Fläche anschließt. Hier wurden in nur zwei Käfigen bzw. auf nur zwei m<sup>2</sup> mit 539 Larven genauso viele schlüpfende Tiere ermittelt, wie in allen zehn weiteren Käfigen zusammen (549 Larven).

Ein ganz ähnliches Ergebnis bot sich auf einer anderen, ähnlich strukturierten Fläche, bei der sehr viele geschlüpfte Larven (durchschnittlich 202 Ind./m<sup>2</sup>, Maximum: 313 Ind./m<sup>2</sup>) auf dem kurzgrasigen (die Rinder erreichen solche exponierten Stellen besser und grasen hier bevorzugt) und mit kleinen Offenbodenstellen (Rindertritt und kleine Ameisenbauten) versehenen Bodenwall nachgewiesen wurden. In der direkt benachbarten unbeweideten und deshalb langgrasigen Fläche hingegen schlüpfen nur sehr wenige Tiere (5,3 Ind./m<sup>2</sup>).

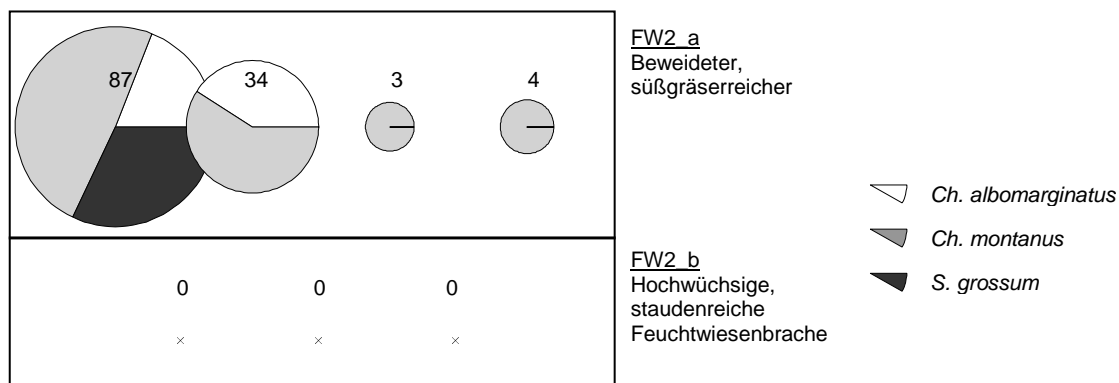


**Abbildung 45:** Anzahl der am Standort FW1 in den Schlupfkäfigen ermittelten Larven (je fünf Käfige wurden in der FW1 in einem Nutzungsgradienten vom intensiv beweideten, homogen kurzrasigen Flutrasen (FW1\_a) über eine Trittstellen-geprägte, heterogene Übergangszone bis (FW1\_b) in das homogen hochwüchsige, streureiche Großseggenried (FW1\_c und FW1\_d) aufgestellt und die von Mitte Mai bis Mitte Juli geschlüpften Larven bestimmt und gezählt.

Bereits die ermittelten Gelegedichten zeigten die besondere Bedeutung des gestörten Übergangsbereiches von Flutrasen zum Großseggenried für die Eiablage der niedermoorbewohnenden Feldheuschrecken. Bei der Ermittlung der Schlupfraten wurde zusätzlich die dem Übergangsbereich vorausgehende Zone einbezogen. Dieser Flutrasen zeichnete sich durch Süßgrasdominanz und eine einheitlich kurzgrasige Vegetation und nur wenige Trittstellen aus.

Alle vorkommenden Arten finden sowohl im Flutrasen (FW1\_a) als auch in der Übergangszone (FW1\_b) geeignete Eiablage- und Entwicklungsbedingungen (Abbildung 45). Dabei zeigen die Arten leicht unterschiedliche Präferenzen. Der eurytopen *Ch. albomarginatus* bevorzugt die intensiver genutzten Bereiche, während Larven von *S. grossum* v.a. in der Übergangszone schlüpften. Larven von *Ch. montanus* wurden sowohl in der Flutrasen- als auch in der Übergangszone nachgewiesen. Nur sehr wenige Larven wurden in den im Großseggenried aufgestellten Schlupfkäfigen gefunden.





**Abbildung 46:** Anzahl und Art der am Standort FW2 in den Schlupfkäfigen (vier Käfige in FW2\_a und drei in FW2\_b) von Mitte Mai bis Mitte Juli geschlüpften Larven.

In einer weiteren der FW1 ähnlichen Untersuchungsfläche wurde nur der direkte Übergangsbereich zwischen beweidetem und brachgefallenem Grünland untersucht. Obwohl die Reihen der Schlupfkästen nur ca. 1 m voneinander entfernt waren, zeigen sich auch hier erhebliche Unterschiede in den Zahlen der geschlüpften Larven (Abbildung 46). Nur im von den Rindern genutzten und strukturierten Bereich konnten Larven nachgewiesen werden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Die artspezifischen Ansprüche an das Reproduktionshabitat

#### 5.1.1 *Chorthippus albomarginatus*

Der Weißrandige Grashüpfer ist eine in Norddeutschland generell häufige Art (WINKLER 2000, GREIN 1990), die eine weite Amplitude an feuchten und trockenen Grünlandlebensräumen besiedelt. Die Eipakete werden nach KIECHLE (1998) und eigenen Beobachtungen (Eikokons waren stets außen mit Bodenpartikeln verklebt) in den Boden abgelegt, andere Autoren betonen eine Ablage an die Basis von Grasscheiden (WALOFF 1950). Darüber hinaus scheint die Art auch unerwartete Stellen zur Eiablage zu nutzen. So beobachtete KARELINA (1957, zit. in UVAROV 1977) eine Eiablage in oder direkt neben große Haufen von Pferdedung und von OSCHMANN (1973) wird eine Konzentration junger Larven auf Komposthaufen beschrieben, was eine Eiablage dort vermuten lässt. Der an den Lebensstätten im Eidertal häufig vorgekommene Rinderdung wurde nicht nach Gelegen untersucht, aber eine (versehentliche?) Eiablage an solchen Stellen erscheint möglich, weniger allerdings das Überleben der Embryonen. Viel wahrscheinlicher ist die Bevorzugung dieser kleinklimatisch günstigen Standorte zum Sonnen, welches bei den Imagines häufig beobachtet werden kann.

Auf organischen Böden konnten Gelege dieser Art nur in kurzgrasiger Vegetation sowie an durch Tritt beeinflussten Stellen nachgewiesen werden. Auch auf Mineralböden haben die offenbodenreichen Sonderstandorte eine besondere Bedeutung für die Eiablage. Die Art kann aufgrund ihrer Eiablage im und über dem Boden in allen untersuchten Strukturtypen (lang- und kurzgrasig, offenbodenreiche Sonderstandorte) ihre Gelege platzieren und ist damit und auch wegen ihrer großen Trockenresistenz

(INGRISCH 1983) relativ unabhängig von der Präsenz besonderer Eiablagehabitats. Diese geringe Bindung an ein besonders strukturiertes Eiablagehabitat könnte der entscheidende Grund für das Vorkommen der Art in den verschiedensten Grünlandgesellschaften sein.

### 5.1.2 Chorthippus parallelus

Der Gemeine Grashüpfer besiedelt im Eidertal alle Grünlandgesellschaften auf Mineralböden, er meidet lediglich das von der Schwesterart *Ch. montanus* besiedelte Feuchtgrünland. Das unspezifische Vorkommen in einer Vielzahl von Grünlandeinheiten ist auch in anderen Räumen typisch für diese Art (FRICKE & NORDHEIM 1992, DETZEL 1998), wo die Art im Gegensatz zum Eidertal auch aus Feuchtgrünland gemeldet wird (WOLF 1987).

Die Art zeigt im Eidertal keine Beschränkung auf besonders strukturierte Eiablagehabitats, dennoch scheinen diese bevorzugt genutzt zu werden. So fand die Eiablage zwar auch in kurz- und langgrasigen Bereichen statt, besonders viele Gelege konnten aber an offenbodenreichen Sonderstandorten nachgewiesen werden. Die Eiablage an Sonderstandorten (Tierbauten) wurde bereits von MARSHALL & HAES (1988) und RICHARDS & WALOFF (1954) beschrieben. Auch OSCHMANN (1973) beobachtete, dass die Larven auf einen engeren Raum beschränkt sind als die Imagines. Seinen Worten nach lässt die größere Stenotopie der Larven gegenüber den Imagines auf einen besonderen Eiablageplatz schließen, denn „je jünger die Larven, desto enger scheint die Population mit diesem verknüpft.“

Die Literaturangaben zur Präimaginalökologie widersprechen sich teilweise. So bemerken einige Autoren, dass die Imagines Präferenzen bei der Eiablage zeigen: CHOUDHURI (1958) fand heraus, dass *Ch. parallelus* bevorzugt in lockeren Böden und warmen oder feuchten Sand die Eipakete ablegt. In einem Versuch von KORN-KREMER (1963) zeigte die Art eine leichte Bevorzugung von Sand mit 4 – 32 % Bodenwassergehalt.

Andere Untersuchungen stellen heraus, dass sich *Ch. parallelus* auch bei der Eiablage bzw. in der Embryonalentwicklung sehr euryök verhält. In dem oben erwähnten Versuch von KORN-KREMER (1963) fand die Eiablage auch bei allen anderen Bodenfeuchten statt und nach MARSHALL & HAES (1988) werden Eipakete selbst in harte Böden abgelegt. Den Versuchen von WINGERDEN et al. (1992) zu Folge kann die weitreichende Eurytopie auch in der Robustheit der Embryonen gegenüber Düngungen begründet sein. Selbst bei hohen Düngergaben (bis zu 700 kg N / ha) konnten sie keine Reduktion der Eier pro Gelege und nur eine geringe Verringerung der Gelegezahl feststellen. Darüber hinaus spielt auch die Temperatur für Embryonalentwicklung eine nur geringe Rolle, denn bei suboptimalen Temperaturen läuft die Embryonalentwicklung nur wenig langsamer ab und auch bei für andere Arten letalen Temperaturen sterben die Embryonen noch nicht ab (BRUCKHAUS 1990). Die große ökologische Potenz zeigen auch die Ergebnisse von OSCHMANN (1973), der bei Beschattung oder ungünstiger Exposition einen lediglich verzögerten Larvenschlupf bei *Ch. parallelus* beobachtet hat.

Ein Einfluss von Beweidung auf die Embryonalentwicklung ist denkbar und sicherlich vorhanden. Es wurde gezeigt, dass die Imagines besondere Eiablageplätze aufsuchen und dass die Entwicklung an vegetationsarmen und warmen Standorten beschleunigt abläuft, welches sicherlich einen Einfluss auf die Populationsentwicklung hat. Darüber hinaus ist es denkbar, dass an für diese Art extremen

Standorten besondere Eiablageplätze vorhanden sein müssen. So tritt die Art möglicherweise nur dann im Feuchtgrünland auf, wenn durch Beweidung (oder andere Pflegemaßnahmen) für ein begünstigtes Mikroklima und besondere Eiablagestellen gesorgt wird. In den meisten Grünlandtypen stellen aber weder die Imagines noch die Embryonen besondere Ansprüche an ihren Lebensraum.

### 5.1.3 Chorthippus apricarius

Der Feldgrashüpfer ist im Eidertal auf mineralische Böden beschränkt und bevorzugt dort die an Brachezeigern reicheren Grünlandeinheiten mit heterogener Vegetationsstruktur. Demnach sind alle Bereiche besiedelt, an denen eine hochwüchsige mit kurzgrasiger Vegetation und diese mit Offenbodenstellen kleinräumig abwechseln. Diese Strukturierung und damit auch der Feldgrashüpfer treten vor allem an Nutzungsgrenzen (z.B. an Zäunen, Gräben, Feld- und Wegrändern,...) auf (RECK 1998, BUCHWEITZ et al. 1990, KÖHLER 2001, HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998, MACZEY 1997) auf. Aber auch in vom Menschen unbeeinflussten Lebensräumen tritt dieses charakteristische Muster der Habitatbausteine auf. So beobachtete GÜNTHER (1971), dass auf den leichten und warmen Böden der mit lockerer Vegetation bestandenen Ostsee-Dünen Mecklenburg-Vorpommerns der Feldgrashüpfer die vorherrschende Art ist. Das typische Grünland kann aber ebenfalls in hohen Dichten besiedelt sein, solange es eine kleinflächig fleckenhaft verteilte heterogene Vegetationsstruktur aufweist.

Das vergleichsweise stenotope Vorkommen an Saumstrukturen erklärt sich durch die vom Imaginallebensraum abweichenden Ansprüche an den Reproduktionslebensraum. Während sich die Imagines nahezu ausschließlich in der hochwüchsigen (meist horizontal strukturierten) Vegetation aufhalten (PAPEN 2001, SÄNGER 1977), findet die Eiablage an offenbodenreichen Stellen statt. So wurden sowohl Gelege als auch hohe Larvenzahlen nur an solchen Sonderstandorten (Maulwurfhaufen, Rindertrittstellen) nachgewiesen, die sich in direktem räumlichen Kontakt zu den Imaginallebensräumen befanden (die dann mit bis zu 26 Eipaketen / 0,1 m<sup>2</sup> außerordentlich hohe Gelegezahlen aufwiesen, obwohl die Individuendichte insgesamt gering war). Auch SÄNGER (1977) hat die Eiablage in offenen Boden zwischen hochwüchsigen Stauden beobachtet und vermutet, dass die Beschattung der Eiablageplätze von besonderer Bedeutung ist – was für besonders insolierte Standorte zutreffen könnte. RECK (1993) betont, dass der Feldgrashüpfer Tierbauten als Eiablageplatz bevorzugt und fand dort durchschnittlich ca. 6 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>. Im sonstigen Lebensraum (Saum, Saumrand und umgebende Nutzfläche) fand er nur geringe Gelegedichten (0,1 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup>). An den Saumrändern im Kontakt zu den Stoppelbrachen wies er im Gegensatz dazu aber die höchsten Larvendichten nach, was doch für eine hohe Bedeutung der Saumränder als Reproduktionshabitat spricht. Im Rahmen der Schlupfkäfig-Untersuchung im Eidertal schlüpften besonders viele Larven auf exponierten oder offenbodenreichen und kurzgrasigen Standorten in unmittelbarer Nachbarschaft zu einer jungen Grünlandbrache (dem bevorzugten Aufenthaltsort der Imagines), während in dieser nur sehr vereinzelt Tiere schlüpften.

Laboruntersuchungen zum Eiablageverhalten des Feldgrashüpfers wurden nur selten durchgeführt. RECK (1993) fand z.B. heraus, dass der Feldgrashüpfer sandiges Substrat bevorzugt und im Wahlversuch Lehmboden meidet.

Während in Südwest-Deutschland Vorkommen des Feldgrashüpfers in Flächen ohne den „Schlüselfaktor Ackerbau“ (RECK 1993) kaum denkbar sind, kommt die Art im Norddeutschen Raum

neben einer Reihe von anderen Biotoptypen auch im extensiv beweideten Grünland vor (WINKLER 1999). In beiden Räumen ist das kleinräumige Nebeneinander des Imaginallebensraumes (hochwüchsige Pflanzenbestände) und des Reproduktionshabitates (lockere Offenbodenstellen) charakteristisch für den Feldgrashüpfer. Beweidung kann die Art dann fördern, wenn sie mit einer Besatzdichte durchgeführt wird, bei der sich eine heterogene Vegetationsstruktur entwickelt und auch langfristig erhalten bleibt. Die Präsenz von Kleinsäugetieren schafft zahlreiche Reproduktionshabitats, bei Abwesenheit dieser müssen andere zur Eiablage geeignete Strukturen vorhanden sein (anthropogene Störstellen oder sonstige von Tieren verursachte Störstellen wie Ameisenbauten, Wühlstellen diverser Säuger, Trittstellen von Rindern, ...).

#### **5.1.4 Chorthippus montanus**

Der Sumpfgrashüpfer ist in Schleswig-Holstein stark gefährdet und besiedelt ausschließlich nasse bis feuchte, meist von Gräsern dominierte Standorte (WINKLER 2000). Die Beschränkung auf Feuchtstandorte beschreiben zahlreiche Autoren (z.B. HARZ 1960, GÜNTHER 1971, RADLMAIR & LAUBMANN 1997, WILDERMUTH 1999). Bei der Lebensraumwahl hat die Vegetationsstruktur eine entscheidende Bedeutung (WOLF 1987). Dabei sind den vorliegenden Ergebnissen nach weniger die Ansprüche der Imagines an die Vegetation als die der Embryonen entscheidend.

An den untersuchten Standorten konnten mehr Gelege in den kurzgrasigen als in den langgrasigen Bereichen nachgewiesen werden. An den kurzgrasigen Stellen wiederum wurden in den leicht trittbeeinflussten Stellen 3-fach höhere Gelegedichten als an den ungestörten Stellen festgestellt. Versuche mit Schlupfkästen ergaben ähnliche Ergebnisse: auch hier schlüpften Larven des Sumpfgrashüpfers nur in häufiger beweideten und deshalb kurzgrasigen Bereichen. Die starke Präferenz der Eiablage in den Boden beschreiben SCHMIDT & BAUMGARTEN (1974) und KORN-KREMER (1963), die Bevorzugung kurzgrasiger Vegetation zur Eiablage wird auch von INGRISCH & BOEKHOLT (1982) genannt.

Laboruntersuchungen zeigten, dass der Sumpfgrashüpfer zwar eine hohe Bodenfeuchte zur Eiablage bevorzugt, in alle anderen Bodenfeuchten wurde jedoch auch Gelege festgestellt (KORN-KREMER 1963).

#### **5.1.5 Stethophyma grossum**

Die Sumpfschrecke ist ein stenotoper Bewohner des Feuchtgrünlandes, wobei im Eidertal sowohl Flutrasen als auch Feuchtwiesen besiedelt sind, ältere Brachestadien dieser Vegetationseinheiten werden gemieden. Die Bevorzugung bestimmter Vegetationseinheiten wird in der Literatur uneinheitlich beschrieben, so betont z.B. WILDERMUTH (1999) die Präsenz von dicht bewachsenen Großseggenriedern im Sumpfschrecken-Lebensraum, während WOLF (1987) auf die Abwesenheit von Großseggenbeständen hinweist. Eine strenge Bindung an bestimmte Vegetationseinheiten ist nicht erkennbar (DETZEL 1998). MALKUS et al. (1996) verdeutlichen die Ansprüche der Sumpfschrecke, indem sie die weite Spanne der besiedelten Lebensraumtypen („naturnahe Feuchtgebiete und nasse Wiesen“) nennen und dann auf bisher nicht beachtete weitere Bedürfnisse hindeuten. Ihrer Meinung nach scheint die Sumpfschrecke „an ihren Lebensraum noch weitere recht spezifische Ansprüche zu

stellen, da die Habitatbindung sehr eng ist und keineswegs alle Gebiete der genannten Typen besiedelt sind“.

In einer von der Sumpfschrecke besiedelten Fläche im Eidertal fanden sich durch Siebungen ermittelte Gelege und Larven nur im beweideten und deshalb kurzgrasigen bzw. an Störstellen reichen Randbereich, währenddessen das angrenzende Großseggenried weder Gelege noch Larven, später jedoch zahlreiche Imagines aufwies. Diese Beobachtung machte auch OSCHMANN (1973), der Larven von *St. grossum* nur in den tiefstgelegenen Bereichen auf feuchtglänzendem Boden nachweisen konnte, Imagines dagegen überall in der Feuchtwiese. Auch MALKUS et al. (1996) erkannten, dass die Imagines weiter im Raum verbreitet sind als die Larven, die sie nur auf feuchten bis nassen Grünlandflächen fanden. Ebenso erwähnt DETZEL (1998) einen eng umgrenzten Aufenthaltsort der Larven.

Der Grund für die vielfach beobachtete Beschränkung des Reproduktionslebensraumes auf besonders nasse Bereiche (MARZELLI 1995) liegt an dem besonders hohen Feuchtigkeitsbedarf der Embryonen (INGRISCH 1983). Hydrologische Unterschiede fielen zwischen den beprobten Stellen im Eidertal jedoch nicht auf, die Gelege sind vielmehr auf eine besonders strukturierte Vegetation beschränkt. Denkbar ist, dass bei einem für erfolgreiche Embryonalentwicklung geeigneten Bodenwasserhaushalt besonders strukturierte Stellen aufgesucht werden, die eine beschleunigte Entwicklung der Embryonen und damit einen zeitigen Larvenschlupf fördern. Da die hygrophilen Arten Mitteleuropas relativ ungünstigen Entwicklungsbedingungen ausgesetzt sind und daher die Entwicklung verzögert abläuft (HARZ 1959, OSCHMANN 1973), könnten optimierte Entwicklungsbedingungen von einer großen Bedeutung sein, vor allem in den kurzen Sommern des nördlichen Mitteleuropas.

Die Sumpfschrecke kann demnach von einer Beweidung profitieren. Einerseits wird durch Beweidung eine Verbrachung der Lebensräume verhindert, bei entsprechend geringen Weidetierdichten und geeignetem Zuschnitt der Weideflächen können durch die entstehenden, kleinräumig unterschiedlichen Nutzungsintensitäten besonders geeignete bzw. möglicherweise sogar essentielle Reproduktionslebensräume geschaffen werden. Die Ziele der aktuell intensiv diskutierten extensiven und großflächigen Weidelandschaften finden sich in dem von MALKUS et al. (1996) formulierten Optimallebensraum der Sumpfschrecke wieder, denn dieser „stellt sich als ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Habitate mit wechselnden Bewirtschaftungsweisen dar: Brachen, Gräben und Wiesenflächen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten (...) beweidet werden, sollten miteinander verbunden sein. Wichtig sind außerdem Areale, die zeitweilig überschwemmt werden und über lange Zeit des Jahres eine niedrige Vegetation aufweisen.“

## 5.2 Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung der Strukturierung von Grünland durch Beweidung für die Reproduktion von Feldheuschrecken

Zahlreiche Untersuchungen haben sich mit der Bedeutung unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen und unterschiedlicher Grünlandtypen für die Eignung von Flächen als Lebensraum für Feldheuschrecken befasst. In vielen Fällen werden dabei Zusammenhänge zwischen der Qualität ausgewählter Lebensraumeigenschaften und der Präsenz oder Dichte bestimmter Lebensstadien errechnet. Dass dabei nicht alle Lebensstadien in die Betrachtung einbezogen werden und damit essentielle Ansprüche der Art (und dazu zählen alle Lebensstadien) an den Lebensraum auch leicht übersehen werden können, führt leicht zu folgenreichen Fehleinschätzungen. Dieses verdeutlicht das von BRUCKHAUS (1998) angeführte Beispiel der Lebensraumansprüche von *Conocephalus discolor*, die ihr Eier oberirdisch in Pflanzenteile ablegt. Die Art wurde wegen ihres fast ausschließlichen Vorkommens an Feuchtstandorten lange Zeit als streng hygrophil eingestuft. Die Beschränkung auf Feuchtstandorte liegt jedoch keineswegs in der vermeintlichen Hygrophilie der Art begründet. Neben der Feuchte eines Standortes hat auch die Nutzungsweise eine entscheidende Bedeutung für den Lebenszyklus der Art. Die Mahd im Feuchtgrünland erfolgt in der Regel erst nach dem Schlüpfen der Larven, währenddessen die trockeneren Standorte sehr viel früher im Jahr genutzt werden und daher die *Conocephalus*-Eier zusammen mit der Vegetation entfernt werden, womit ein späteres Vorkommen der Imagines sehr unwahrscheinlich wird. Spät bzw. nur sporadisch genutzte Lebensräume auf trockenen Standorten können dementsprechend von der Art besiedelt sein.

Dieses macht deutlich, dass ein Schlüssel zu den Ansprüchen einer Art an ihren Lebensraum der Eiablageort bzw. das für die Embryonalentwicklung geeignete Habitat ist, das in vielen Fällen von den Imaginalhabitaten abweicht. Zum Verständnis der Lebensraumansprüche einer Art ist es wichtig, dass die Ansprüche aller Lebensstadien berücksichtigt werden und nach den entscheidenden habitatdeterminierenden Faktoren gesucht wird. Denn auch noch so gut durchgeführte, aber oft nicht mehr durchschaubare Verrechnungen von Lebensraumqualitäten und Artvorkommen bringen wenig Erkenntnisse, wenn entscheidende Lebensstadien so behandelt werden, als existierten sie nicht.

Dieses verdeutlichen viele der im Eidertal als Gelege oder als Larven in Schlupfkäfigen nachgewiesenen Arten, die eine z.T. sehr deutliche Bevorzugung besonders strukturierter Eiablagehabitate erkennen lassen (Tab. 2). Aussagekräftige Vergleichsdaten zu Gelegedichten der Feldheuschrecken sind leider nur vereinzelt in der Literatur zu finden. Extrem hohe Gelegedichten fanden z.B. STOWER et al. (1958, zit. in UVAROV 1977) mit umgerechnet 23,4 Gelegen / 0,1 m<sup>2</sup> (über fast 7 m<sup>2</sup> hinweg). Von *Calliptamus italicus* können bis zu 400 Gelege / 0,1 m<sup>2</sup> gefunden werden (FILIP'EV 1926, zit. in UVAROV 1977). Für die hier untersuchten Arten fanden sich außer den bereits genannten keine Vergleichszahlen. Vermutlich vor allem, weil die Methode der Dichteermittlung sehr zeitaufwändig ist und nur selten angewandt wird (z.B. INGRISCH & KÖHLER 1998, GRAYSON & HASSALL 1985, RICHARDS & WALOFF 1954).

**Tabelle 21:** Die Eiablageorte der untersuchten Feldheuschreckenarten im Eidertal (-: keine Eiablage bzw. Gelege beobachtet, O: Eiablage selten, ⊙: bevorzugter Eiablageort, ●: obligater Eiablageort)

Art	Kurz-grasig	Lang-grasig	Sonder-standorte	Erläuterung
<i>Ch. albomarginatus</i> (Min.-Boden)	-	○	⊙	Kleinklimatisch begünstigte Standorte bevorzugt, aber nicht obligat
<i>Ch. albomarginatus</i> (Moorboden)	-	-	○	Gelege nur im störstellenreichen, kurzgrasigen Feuchtgrünland
<i>Ch. apricarius</i>	-	-	●	(Lockere) Offenbodenstellen aller Art sind möglicherweise obligat
<i>Ch. montanus</i>	○	-	⊙	Kleinklimatisch begünstigte Standorte bevorzugt, aber nicht obligat
<i>Ch. parallelus</i>	○	○	⊙	Kleinklimatisch begünstigte Standorte bevorzugt, aber nicht obligat
<i>S. grossum</i>	- (?)	- (?)	⊙	Nur einzelne Larven/Gelege in lang- / kurzgrasigen ungestörten Bereichen, hohe Dichten an Sonderstandorten

### Tiere als Habitatbildner

Diverse Autoren richteten ihr Augenmerk auf die Nutzung von Tierbauten als Eiablageplatz. So ist bereits IL'ENKO (1935) aufgefallen, dass einige Arten ihre Gelege bevorzugt auf temperaturbegünstigten Ameisenbauten ablegen. Diese Beobachtung findet sich auch in der Arbeit von RICHARDS & WALOFF (1954), die eine Präferenz mehrerer Arten für eine Eiablage in Ameisenbauten ermittelten. Auch RECK (1993) wies eine Bevorzugung von Ameisenbauten als Eiablageplatz für den Feldgrashüpfer nach und BLISS et al. (2002) zeigten, dass auch das Grüne Heupferd Ameisenbauten als Eiablageplatz nutzen kann. Ähnliches berichten CHERILL & BROWN (1990), die eiablagebereite Warzenbeißer-Weibchen dabei beobachteten, wie sie die schützende Vegetation verließen und die Eier im offenen Gelände in kleinen Offenbodenbereichen ablegten. OSCHMANN (1973) bemerkte eine Konzentration junger Larven von *St. stigmaticus* auf alten Ameisenhaufen, führt dieses aber auf den bevorzugten Aufenthaltsort der Larven und nicht auf deren Schlupfort zurück.

Gerade Ameisenhaufen können jedoch auch eine tödliche Falle für die schlüpfenden Feldheuschrecken darstellen. Am 14.05.2001 konnten mehrfach Ameisen dabei beobachtet werden, wie sie frisch geschlüpfte und sich gerade von der Eihaut befreiende Erstlarven ergriffen und verschleppten. Aus mehreren während der Beobachtungszeit geschlüpfen Larvenpulks wurden Larven ohne sichtbare Gegenwehr bis in den Ameisenbau hinein verschleppt, andere konnten sich nach kurzer Zeit lösen, mitunter auf Kosten eines Hinterbeines. Während der Beobachtungszeit von 45 min wurden sieben der 23 beobachteten Erstlarven von Ameisen verschleppt. Ähnliche Beobachtungen machte auch RECK (mdl. Mitteilung).

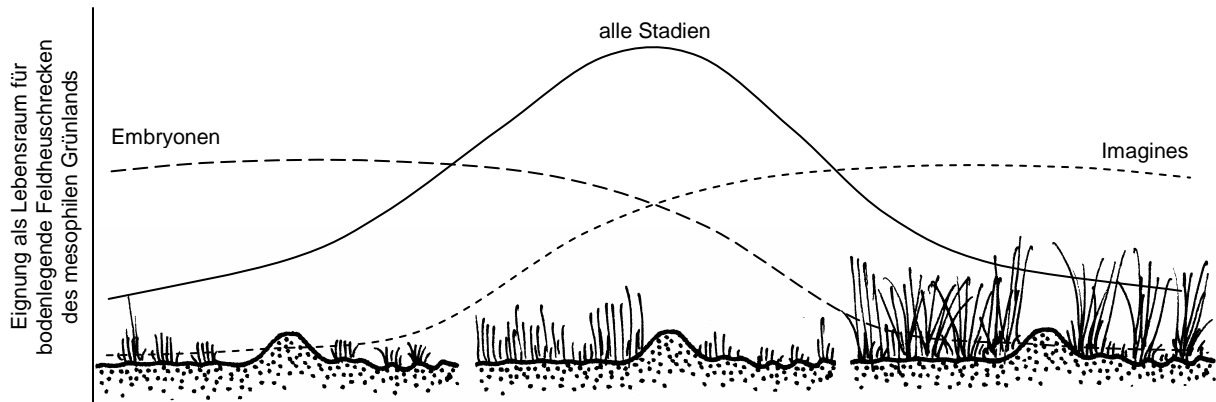
### Bedeutung der Rinder

Die Bedeutung der Beweidung für die Reproduktion ist nicht so offensichtlich, wie die Bedeutung der Tierbauten – abgesehen von den durch Rinder geschaffenen Bodenverletzungen wie Trittsiegeln und Wurf- oder Wühlstellen. Aus den eigenen Beobachtungen und der Literaturrecherche heraus wird folgende noch zu prüfende Hypothese formuliert, die für die im obigen Text behandelten (Gelege in den Boden ablegende) Arten gilt: In sehr offenbodenreichen Biotoptypen (z.B. lückige Sandmagerrasen, Kiesabbaustellen, Ruderalflächen, Rand großflächiger Trittstellen im Niedermoor) sind sehr große Teile der Fläche geeignete Embryonalentwicklungsräume (Verteilung der Gelege

homogen im Raum), während gleichzeitig das mangelnde Angebot an Imaginallebensräumen limitierend wirken kann. Mit zunehmendem Bestandesschluss nimmt die Fläche der geeigneten Embryonallebensräume ab (starke Klumpung der Gelege an diesen Stellen), während gleichzeitig die Verfügbarkeit von Nahrung und Imaginallebensräumen nur noch eine geringe Rolle spielt. Die Imagines der genannten Arten können selbst in geschlossenen und hochwüchsigen Vegetationsdecken (z.B. des hochproduktiven Grünlands, der Seggenriede oder der eutrophen Grünlandbrachen) sehr lange überleben (abgesehen von der katastrophalen Wirkung von Eingriffen wie Mahd oder Bodenbearbeitung), zunehmend unwahrscheinlicher wird jedoch die Reproduktion der Arten wegen der nicht vorhandenen Embryonalentwicklungsräume (Abbildung 47) (siehe WINGERDEN et al. (1992): Düngung führt zu mehr pflanzlicher Biomasse und damit geringeren Temperaturen an der Bodenoberfläche, welches die Entwicklung der Embryonen beeinflusst).

Genau diese Entwicklung konnten BLISS et al. (2002) verfolgen (gekürzt wiedergegeben): „Mit fortschreitender Sukzession nehmen die Anteile unbewachsener Böden stetig ab. Sie sind beschränkt auf biogene Störstellen, die das Angebot an locker-sandigen Mikrohabitaten aufrechterhalten. Die Tierbauten dürften damit für die Reproduktion der Heuschrecken zunehmend bedeutsam werden.“ Tierbauten können diese fehlenden Reproduktionslebensräume ersetzen, doch spätestens in hochwüchsiger Vegetation sind selbst diese aufgrund der starken Beschattung nicht mehr zur Eiablage geeignet. Hier müssen Weidetiere durch eine Entnahme von Biomasse dafür sorgen, dass vorhandene Tierbauten weiterhin zur Eiablage genutzt werden können. Für einige Arten (*Ch. albomarginatus*, *Ch. parallelus*) ist es dabei bereits ausreichend, wenn einige kurzgrasige Stellen innerhalb des hochwüchsigen Grünlandes geschaffen werden. Für andere anspruchsvollere Arten (*Ch. montanus*, *S. grossum*) reicht den Ergebnissen der gezeigten Untersuchung nach die Präsenz kurzgrasiger Bereiche nicht aus, sie bevorzugen die durch leichten Rindertritt geschaffenen Offenbodenstellen zur Eiablage. Fehlen Tierbauten, können nur die Weidetiere geeignete Eiablagestellen schaffen. Auch WINGERDEN et al. (1991) und LENSINK (1963) haben beschrieben, dass eine erfolgreiche Embryonalentwicklung und zeitiger Larvenschlupf patches mit niedriger und lückiger Vegetation erfordert, währenddessen Larven und Imagines hohe und dichte Vegetation benötigen.





**Abbildung 47:** Abhängigkeiten der Feldheuschrecken von der Vegetation und Offenbodenstellen (in Anlehnung an WINGERDEN et al. 1991): Während in kurzgrasigen, offenbodenreichen Lebensräumen (links) gute Eiablagehabitate und Embryonalentwicklungsbedingungen vorhanden sind, sind in hochwüchsigen, mit geschlossener Vegetationsdecke versehenen Flächen (rechts) nur die Ansprüche der Imagines (ohne Eiablage) erfüllt. Gute Bedingungen für alle Lebensstadien sind nur dann gegeben, wenn besonnte Offenbodenstellen und kurzgrasiges Grünland in erreichbarer Nähe von hochwüchsigen Bereichen vorkommen und sich sowohl die Embryonen erfolgreich entwickeln können als auch die Imagines ihre bevorzugten Aufenthaltsorte vorfinden.

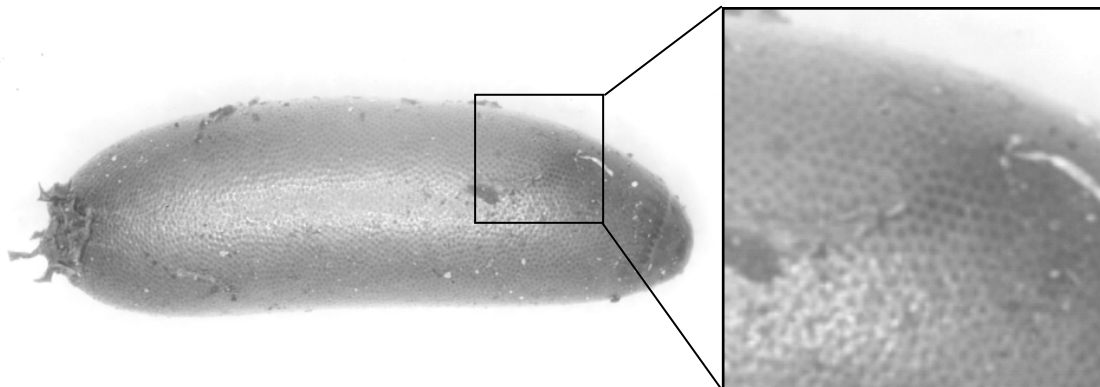
Die Bedeutung von einer Beweidung für Heuschrecken erfordert somit eine differenzierte Betrachtungsweise. Während die Bedeutung der Vegetationsstruktur für die Imagines vieler Feldheuschreckenarten unumstritten ist und mittlere Beweidungsintensitäten mit größeren Weideresten für viele Arten des mesophilen Grünlandes geeignete Lebensbedingungen bieten, werden durch Rinder verursachte Bodenverletzungen noch weitgehend negativ belastet als „Störungen“ beurteilt (DETZEL, 1998). Großflächige Trittstellen werden sicherlich weder als Imaginallebensraum noch als Eiablagehabitat genutzt, aber eine im Grünland möglicherweise stark unterschätzte Bedeutung für die Feldheuschrecken haben kleinflächige Offenbodenbereiche, einzelne Trittsiegel oder auch die Randbereiche flächenhafter Trittstellen.

## 6 Die Merkmale der untersuchten Heuschreckengelege

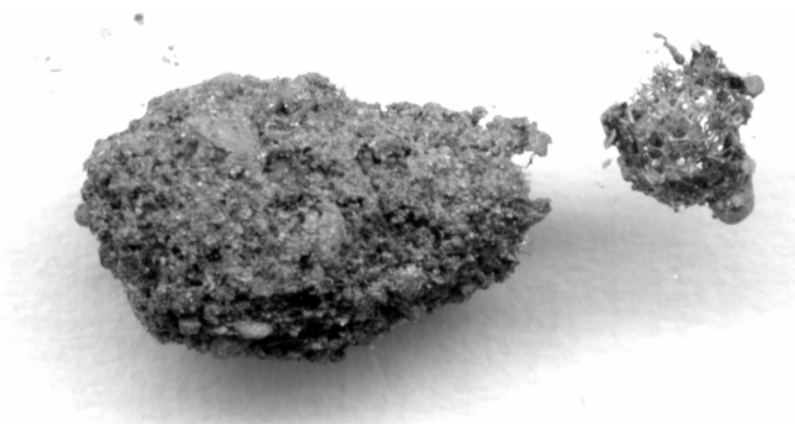
Da kein deutschsprachiger Bestimmungsschlüssel für die Gelege der heimischen Feldheuschreckenarten verfügbar ist und die bekannten Schlüssel (ZIMIN 1938, WALOFF 1950) nur eingeschränkt verwendbar waren, musste eine eigene Zusammenstellung der Gelegemerkmale erarbeitet werden.

Mit dem folgenden Schlüssel können nur die Gelege der im Eidertal häufigen Feldheuschreckenarten unterschieden werden (*Chorthippus montanus*, *Ch. parallelus*, *Ch. apricarius*, *Ch. albomarginatus*, *Stethophyma grossum*), die allesamt ihre Eier als Eipaket in die oberste Bodenschicht ablegen.

- |    |   |                                  |
|----|---|----------------------------------|
| 1  | Oberfläche der Eier (Eier, nicht Gelege !) ist mit Sechseck-Netzmuster versehen (Abb. 45)   | 2                                |
| 1* | Oberfläche der Eier ohne solches Muster, mehr oder weniger glatt  | 3                                |
| 2  | Gelegeoberfläche gleichmäßig rundlich geformt (Abb. 46)   | <i>Ch. montanus / parallelus</i> |
| 2* | Gelegeoberfläche mit Ausstülpungen durch die innen liegenden (meist zahlreichen, d.h. mind. 12) Eier, Gelege wirkt ausgebeult (Abb. 47) | <i>Stethophyma grossum</i>       |
| 3  | „Deckelchen“ (Abb. 48) an der Spitze des Geleges lässt sich leicht entfernen, Schaum gelb, Eier weißlich-gelb                           | <i>Ch. apricarius</i>            |
| 3* | kein solches Deckelchen vorhanden, Schaum braun, zur Gelegewand hin braunschwarz, Eier gelblich   | <i>Ch. albomarginatus</i>        |



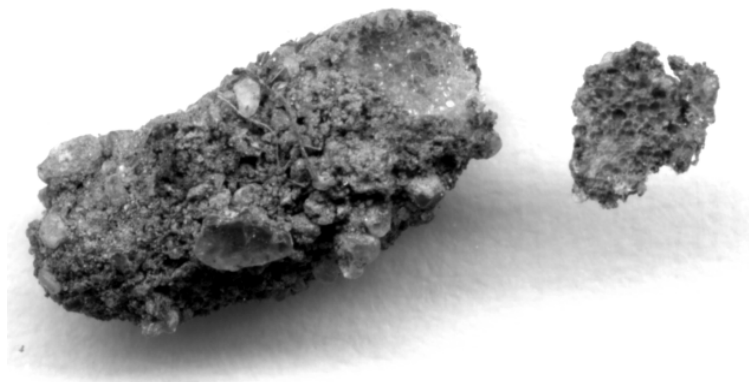
**Abbildung 48:** Einzelnes Ei und Vergrößerung der Eioberfläche von *Chorthippus parallelus* oder *Ch. montanus* (die Eioberfläche ist wie bei *Stethophyma grossum* von einem Netzmuster überzogen)



**Abbildung 49:** Gelege von *Chorthippus parallelus* oder *Ch. montanus* (in der rechten Bildhälfte liegt das abgetrennte „Deckelchen“ mit der für *Chorthippus parallelus* und *Ch. montanus* typischen sehr grobmaschigen Schaumstruktur)



**Abbildung 50:** linkes Bild: Geöffnetes Gelege von *Stethophyma grossum* (neben der genetzten Eioberfläche und der charakteristischen unregelmäßigen Gelegeoberfläche ist auch die große Anzahl von Eiern in diesem Gelege zu erkennen). Rechtes Bild: Querschnitt durch ein Gelege von *S. grossum*, erkennbar sind die durch die Eier hervorgerufenen Ausbuchtungen



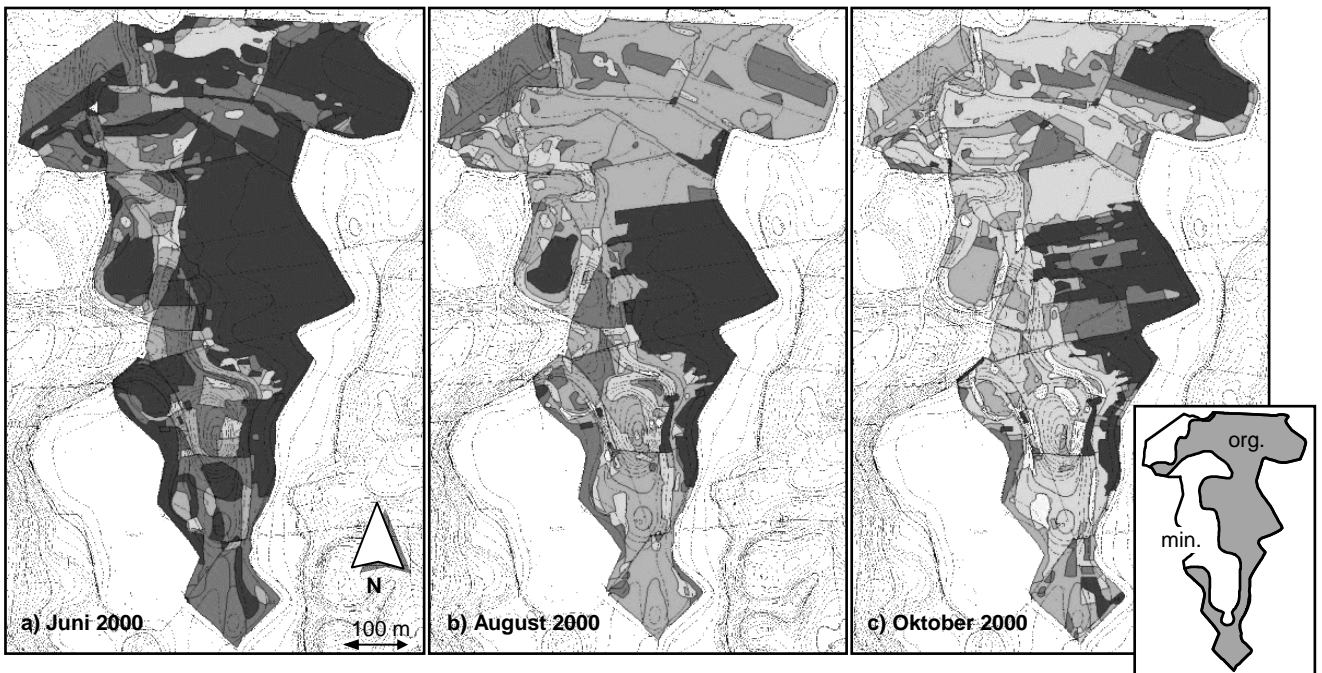
**Abbildung 51:** Gelege von *Chorthippus apricarius* mit geöffnetem Deckelchen (das Entfernen des leicht abklappbaren Deckelchens gibt den Blick auf den gelben Schaum frei; charakteristisch ist auch die gekrümmte Bohnenform des Geleges) in der Gelegewand (aus Waloff, 1950).

---

## **Kapitel 4**

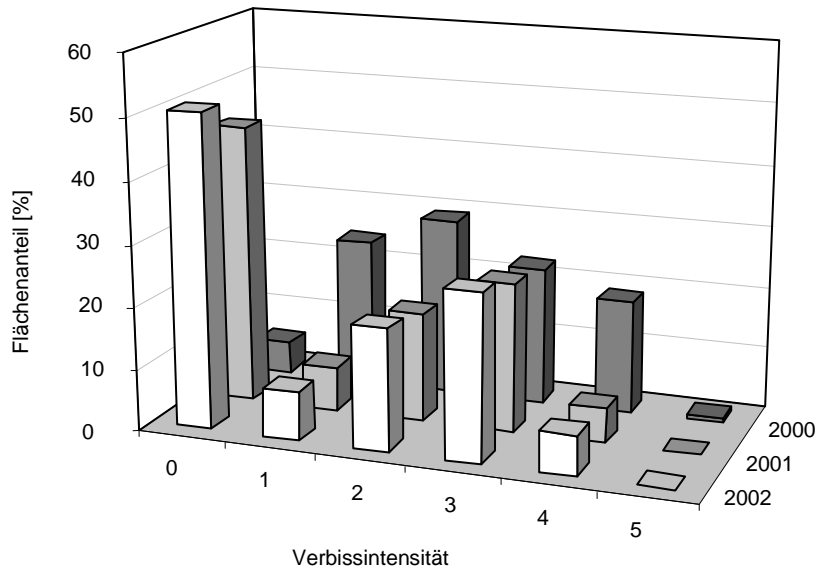
### **Zusammenfassende Diskussion der Reaktion ausgewählter Tierartengruppen auf eine großflächige, extensive Beweidung**

## 1 Die Bedeutung der variierenden Nutzungsintensitäten



**Abbildung 52:** Die Verbissintensität auf der Hauptuntersuchungsfläche (Weide Grevenkrug) im Verlauf des Jahres 2000 (nach Daten von BENN 2000) (hellgrau: intensiv verbissen, dunkelgrau: unbeweidet); die Verbissintensität variiert sowohl zeitlich als auch räumlich, wodurch sich ein mehrskaliges Nutzungsmosaik ausbildet.

Die Ergebnisse der Kartierung der Verbissintensitäten zeigen, dass die Weidetiere die Flächen nicht homogen, sondern äußerst heterogen beweidet. Während der Verbiss vom Zeitpunkt des Weideauftriebs im Mai bis zum Frühsommer auf das Grünland auf Mineralböden beschränkt bleibt (dunkelgraue Flächen in Abbildung 52.a; vgl. dazu die Karte der Verteilung von mineralischen und organischen Böden rechts unten in Abbildung 52), nutzen die Tiere im Zuge der Futterknappheit zunehmend das Feuchtgrünland. Im Herbst sind weite Teile des Grünlands auf Mineralböden intensiv beweidet, nur wenige Flächen bleiben vollkommen ungenutzt; ein kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Nutzungsintensitäten ist trotzdem erkennbar. Auch das Feuchtgrünland ist zu großen Anteilen beweidet, hier bleiben aber bis zum Abtrieb der Herde sowohl große als auch kleine Flecken ungenutzt.



**Abbildung 53:** Die Flächenanteile der Verbissintensitäten (Erläuterung in Tabelle 4) auf den drei Hauptuntersuchungsflächen (ca. 90 ha) in den Jahren 2000, 2001 und 2002.

### **Bedeutung der abgestuften Nutzungsintensitäten**

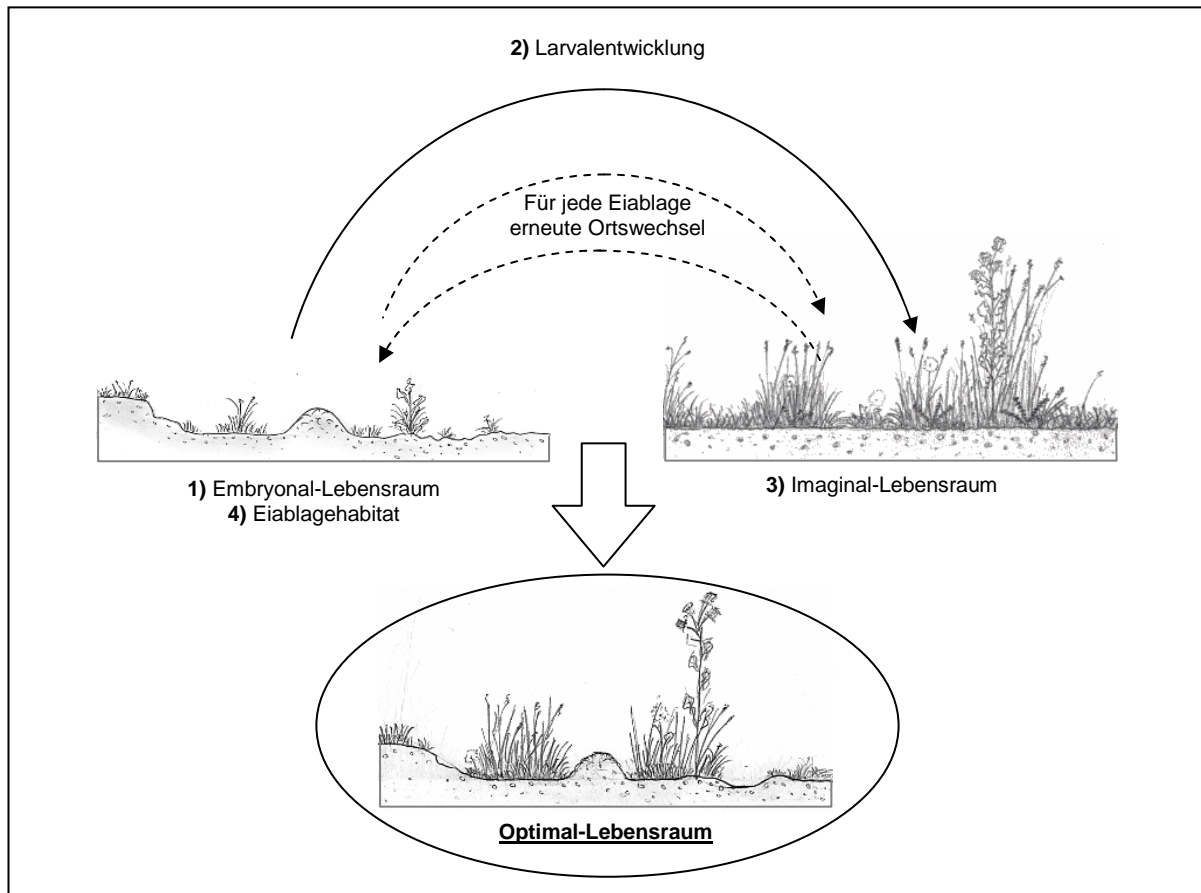
Eine Vielfalt an Nutzungsintensitäten im Raum kommt zahlreichen Arten zu Gute. So benötigen Arten, die bei ihrer Eiablage auf hochwüchsige und über einen Zeitraum vom Hochsommer bis zum darauf folgenden Frühjahr stehende Pflanzenstängel angewiesen sind, wenigstens kleinflächige **Brachen** für eine erfolgreiche Reproduktion. Die bisher nicht im Untersuchungsgebiet vorkommende Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*, ihr Areal ist zur Zeit in Ausdehnung begriffen und das nächste Vorkommen befindet sich in wenigen km Entfernung vom Projektgebiet) benutzt für die Eiablage markhaltige Stängel von Feuchtgrünlandarten und kommt deshalb auf regelmäßig genutzten Flächen nicht vor (DETZEL 1998). Rösels Beißschrecke (*Metrioptera roeselii*, ist in Ausbreitung und als Einzelindividuum im Eidertal nachgewiesen) legt ihre Gelege ebenfalls in Pflanzen. Ihre Embryonalentwicklungszeit erstreckt sich zum Teil sogar über zwei Jahre (INGRISCH 1984) und daher ist diese Art ebenfalls auf ein- bis mehrjährige Brachen angewiesen. Am Beispiel der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) zeigt sich, dass von einer Art in den verschiedenen Lebensstadien sowohl Brachen (als Aufenthaltsort der Imagines), als auch intensiv beweidetes Feuchtgrünland genutzt werden (in dem die Embryonalentwicklung stattfindet).

Andere Arten meiden sowohl Brachen als auch die intensiv beweideten Bereiche und bevorzugen **mittlere Nutzungsintensitäten**. So präferiert z.B. der Feldgrashüpfer mittlere Beweidungsintensitäten. Auch Laufkäferarten wie *Elaphrus uliginosus* zeigen, dass weder fehlende noch intensive Beweidung die benötigten Habitatstrukturen schaffen kann. In diese Artengruppe, die weder auf den stark genutzten Weidelgrasweiden oder Flutrasen noch in den langfristig ungenutzten Vegetationseinheiten wie Röhrichten oder Gehölzen vorkommen, sind eine Vielzahl von Arten zu zählen. Obwohl in diesen Lebensräumen zahlreiche Arten vorkommen, sind nur die wenigsten Arten obligat auf diese Lebensräume angewiesen (z.B. *E. uliginosus* und *Bembidion lunulatum*).

In Flächen **hoher Nutzungsintensität** kommen auf den Mineralböden neben den eurytopen Arten der Kulturlandschaft vor allem Arten der trockenwarmen Lebensräume vor. So sind die eurytopen Arten *Chorthippus apricarius* und *Ch. albomarginatus* hier vertreten, aber auch *Ch. biguttulus* und *Ch. brunneus* zeigen hier ihren Verbreitungsschwerpunkt. Unter den Laufkäfern sind in Kapitel 2.3 zahlreiche Arten genannt, die entweder hohe Offenbodenanteile oder hohe Deckungsgrade an kurzgrasiger Vegetation benötigen und deshalb Flächen hoher Nutzungsintensität präferieren (auf Moorboden z.B. *Agonum viduum*, *Pterostichus nigrita*, *Elaphrus riparius* und *E. cupreus*, auf Mineralboden z.B. *Bembidion properans*, *Harpalus affinis* und *Amara aenea*). Gerade auf den exponierten Standorten fördert eine hohe Beweidungsintensität schützenswerte Arten, da intensive Beweidung zu einem trocken-warmen Bestandesklima führt und xero-thermophile Arten geeignete Lebensbedingungen vorfinden.

Aus der Sicht des Tierartenschutzes sollte daher keine über das gesamte Projektgebiet hinweg einheitliche Nutzungsintensität angestrebt werden, denn Lebensräume unterschiedlicher Nutzungsintensitäten werden von jeweils unterschiedlichen Arten bevorzugt. Erhaltenswert sind dabei alle vorkommenden Arten, solange naturschutzrelevante Arten durch dieses Management nicht zurückgehen. Die Frage sollte also nicht „Welche Nutzungsintensität soll angestrebt werden?“ sondern vielmehr „Welchen Anteil sollen die einzelnen Nutzungsintensitäten an der Gesamtfläche haben?“ lauten. Dabei kann jedoch keine gleichzeitig für das Eidertal und vergleichbare Gebiete geltende pauschale Antwort gegeben werden. Eine Grundregel sollte sein, dass stets sowohl genügend Brachen als auch genügend intensiv beweidete Flächen zur Verfügung stehen, und somit die Ansprüche aller vorkommenden und zu erhaltenden Arten erfüllt werden. Im Eidertal ist diese Bedingung mit dem derzeitigen Management (1,5 GVE / ha bei ausschließlicher Sommerweide) vermutlich auch langfristig erfüllt: Im Zeitraum der Untersuchungen von 2000 bis 2002 kamen alle Nutzungsintensitäten vor, wobei die mittleren Beweidungsintensitäten gegenüber den intensiv oder nur sehr wenig beweideten Bereichen dominierten. Ein großer Flächenanteil bleibt darüber hinaus ungenutzt, dieser Anteil schwankt jedoch sehr stark zwischen den Jahren (Abbildung 53).

### Bedeutung des räumlichen Nebeneinanders der Nutzungsintensitäten



**Abbildung 54:** Die Bedeutung einer kleinräumlichen Strukturheterogenität für Feldheuschrecken, die je nach Lebensstadium unterschiedliche Lebensraumpräferenzen zeigen (die Embryonen entwickeln sich am besten in lückigen und besonnten Rasen (1), die geschlüpften Larven durchlaufen mehrere Larvalstadien (2) und suchen dabei die Imaginallebensräume (3) auf. Eiablagebereite Weibchen suchen für jede Eiablage geeignete Eiablagehabitats (4), wofür sie meist Ortswechsel vollziehen müssen. In Optimallebensräumen wechseln Eiablagehabitats und Imaginallebensräume kleinräumig ab, Ortswechsel brauchen kaum vollzogen zu werden).

Am Beispiel der Verteilung der Gelege der Feldheuschrecken konnte gezeigt werden, dass sich die Präsenz sehr unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf kleinem Raum positiv auf Tierarten auswirken kann. Viele der im Projektgebiet vorkommenden Feldheuschreckenarten profitieren durch eine direkte Nachbarschaft von unbeweideter und daher langgrasiger Vegetation und intensiv beweideter Vegetation mit leicht gestörter Grasnarbe. Im so strukturierten Grünland haben die Weibchen optimale Bedingungen zur Eiablage, denn ihre Eiablageplätze befinden sich in direkter Nachbarschaft zu ihren sonst bevorzugten Aufenthaltsorten. Aber auch die im darauf folgenden Frühjahr geschlüpften Larven finden direkt neben ihrem vegetationsarmen Schlupfort Versteck- und Fraßmöglichkeiten (Abbildung 54).

### Die Bedeutung der zeitlich variierenden Nutzungsintensität

Durch Kartierungen der Verbissintensität im Jahresverlauf (Abbildung 52; hierzu siehe auch HOLSTEN 2003) wird deutlich, dass die Nutzungsintensität nicht nur räumlich, sondern auch zeitlich variiert. Große Teile der Mineralbodenbereiche sind bereits kurz nach dem Herdenauftrieb im Frühjahr intensiv



verbissen und bleiben während des ganzen Sommers intensiv verbissen; andere Bereiche (v.a. im Niedermoor) werden erst mit abnehmendem Futterangebot auf den Mineralbodenbereichen aufgesucht. Lokal werden aber auch bereits früh im Jahr Niedermoorflächen betreten und beweidet (neben Triften, auf dem Weg zur Eider zur Wasseraufnahme); wodurch es auch hier zu ganzjährig genutzten Bereichen kommt.

Dieses hat ebenfalls Konsequenzen für die betrachteten Artengruppen. Unter den Laufkäfern gibt es Beispiele für Arten, die bestimmte Temperatur- und Feuchtepräferenzen haben und sich den bevorzugten Aufenthaltsort je nach herrschendem Bestandesklima aussuchen. So fanden BASEDOW & DICKLER (1981) *Pterostichus melanarius* in einem normal nassen Jahr v.a. auf offenem Boden, im bes. trockenwarmen Jahr hingegen bevorzugt im Dauergrasland. CRIST & AHERN (1999) beobachteten, dass einige amerikanische Laufkäferarten der Gattungen *Harpalus*, *Calathus* und *Pterostichus* im Frühsommer sowohl in anderen Vegetationsstrukturen als auch anderen patch-Größen abundant waren als im Hoch- bzw. Spätsommer. Sie erklären dies u.a. mit ihrer Temperaturpräferenz, die sie je nach Witterung an unterschiedlichen Standorten erfüllen können. Die Heuschrecken haben darüber hinaus je nach Lebensstadium unterschiedliche Präferenzen; Embryonalentwicklungsräume sollten möglichst vegetationsarm und besonnt sein (auch im Feuchtgrünland), währenddessen die Imagines sowohl vegetationsarme (Eiablage) als auch vegetationsreiche und hochwüchsige Bereiche benötigen (zur Futteraufnahme, Versteck, Häutung, ...). HEYDENREICH (1999) konnte nachweisen, dass die Larven der Sumpfschrecke mittelhohe bis hohe Strukturen (> 50 cm) bevorzugten, während die Imagines häufiger in niedrigen Strukturen (25 bis 50 cm) vorhanden waren. Gleichzeitig traten die Männchen dieser Art häufiger an vegetationsfreien Stellen auf, während sich die Weibchen bevorzugt in der Vegetation aufhielten; unterschiedliche Geschlechter und Entwicklungsstadien benötigen demnach ein vielfältiges Angebot an unterschiedlich strukturierten Räumen.

Die Produktivität der Grünlandgräser steigt im späten Frühjahr stark an, verläuft den Sommer über auf einem mittleren Level und nimmt zum Herbst hin wieder stark ab (SNAYDON 1981). Bei konstanter Rinderdichte kommt es daher zu dem oben beschriebenen Verlauf des Biomasseangebots. Bei geringer Produktion und gleichzeitig hohem Bedarf der Tiere im Frühjahr sind weite Teile stark beweidet, wegen der den Bedarf übersteigenden hohen Produktion im Sommer kommt es zu hochwüchsigen Bereichen, deren Flächenanteil zum Herbst wegen der geringeren Produktivität wieder abnimmt. Diese Entwicklung kommt im Eidertal so nicht zustande, da die Landwirte die Zeitpunkte des Rinderauftriebes im Zeitraum von Mai bis Oktober selbst bestimmt dürfen und der Rinderdichte im Frühjahr und Herbst relativ gering, im Sommer dagegen hoch ist.

#### **Die Bedeutung des mehrskaligen Nutzungsmosaikes**

In einer großflächig extensiven Weidelandschaft wird erwartet, dass sich ein mehrskaliges Biotopmosaik bzw. eine Habitatheterogenität auf unterschiedlichen Maßstäben herausbildet, in der sich groß- und kleinflächige Brachen, Weiden und Gehölze usw. in jeweils unterschiedlicher Nutzungsintensität abwechseln (RECK et al. 2003) (Abbildung 56, in der allerdings das durch die aktuelle Nutzung geschaffene Mosaik durch die langjährige Nutzungsgeschichte überlagert ist).

Innerhalb dieser Lebensräume kann sich in Folge der stochastischen Beweidung ein wiederum heterogenes Muster von Nutzungsintensitäten ausbilden (Abbildung 55).

Sind in einer Landschaft viele kleinflächige Lebensraumtypen in räumlicher Nachbarschaft zueinander vorhanden, können neben den Arten, welche die einzelnen Lebensraumtypen besiedeln, auch die Arten vorkommen, die ein räumlich nahes Nebeneinander verschiedener Habitate benötigen (Mehrfachhabitatnutzer). So ist z.B. von zahlreichen Tagfalter-Arten bekannt, dass sie sehr unterschiedliche Ansprüche an Larval- und Imaginalhabitate stellen und beide Teillebensräume in einem Raum präsent sein müssen, damit alle Lebensansprüche erfüllt werden können (SETTELE & REINHARDT 2000). Auch für verschiedene Laufkäferarten ist bekannt, dass sie ein benachbartes Vorkommen unterschiedlicher Lebensraumtypen benötigen, wie die Untersuchungen von z.B. RENKEN (1956) oder PFIFFNER & LUKA (1996) zeigen.

Doch ein mehrskaliges Nutzungsmosaik zeichnet sich über das Nebeneinander von Lebensraumtypen und durch die unterschiedlichen Flächengrößen der Lebensräume aus. Dadurch werden über die oben diskutierten Mehrfachhabitatnutzer hinaus Arten mit unterschiedlich großen Raumansprüchen berücksichtigt (siehe CONRADI & PLACHTER 2001). Für an Gehölze gebundene Laufkäferarten konnte gezeigt werden, dass schmale Knicks nicht als Lebensraum geeignet sind (STACHOW 1988), kleinflächige Gehölze oder auch Redder (Doppelknicks) aber bereits ausreichen können. MADER (1981) quantifiziert das Minimumareal für über mehrere Jahre bestehende Laufkäferpopulationen auf zwei bis drei ha. Die von CRIST & AHERN (1999) angegebenen patch-Größen, in die sich Arten der Gattungen *Harpalus*, *Calathus* und *Pterostichus* je nach Witterung zurückzogen, lagen bei 1, 4, 9 und 169 m<sup>2</sup>. Von ähnlichen Mosaiksteingrößen innerhalb der untersuchten intensiv beweideten Kalkmagerrasen ist bei Walther et al. (1996) die Rede, welche die von ihnen nachgewiesene hohe Artenvielfalt an Laufkäfern und Heuschrecken auf das „nutzungsbedingte, kleinräumige Strukturmosaik zurückführen“.

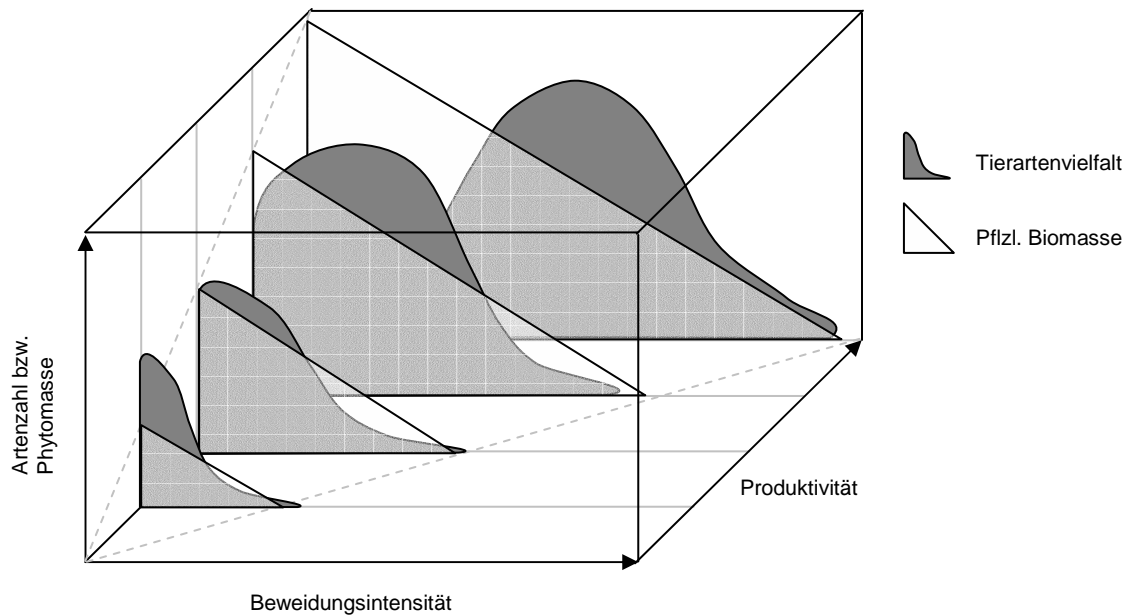


**Abbildung 55:** Das durch die großflächige Extensivbeweidung entstandene Habitat- und Nutzungsmosaik im 30-ha-Maßstab (Ausschnitt umfasst ca. 30 ha des südlichen Teils der Weide Grevenkrug, eigene Luftaufnahme vom 19.06.2002)



**Abbildung 56:** Das entstandene Habitat- und Nutzungsmosaik im Maßstab von weniger als einem ha (gezeigter Ausschnitt umfasst ca. 1500 m<sup>2</sup> des südlichen Teils der Weide Grevenkrug, Senkrecht-Luftbild von R. Nötzold)

### 1.1.1 Die Bedeutung der Standortsproduktivität



**Abbildung 57:** Modell der Beziehung zwischen Tierartenvielfalt, pflanzlicher Biomasse und standörtlicher Produktivität (leicht verändert nach BUNCE et al. 2001).

Die Intensität der Beweidung wird in der Regel ausgedrückt in GVE / ha, diese Einheit wird benutzt um die Nutzungsintensität zweier Nutzflächen miteinander zu vergleichen. Von den wissenschaftlichen Begleitforschungen wird oft gefordert, eine sich an pflanzen- und tierökologischen Gesichtspunkte orientierende optimale Beweidungsdichte zu ermitteln. Der Effekt einer bestimmten Anzahl an GVE pro Flächeneinheit auf Tierarten kann aber je nach Lebensraumtyp und seiner Produktivität sehr unterschiedlich ausfallen. Nach der in Abbildung 57 gezeigten modellhaften Beziehung zwischen Beweidungsintensität, der Produktivität des Standortes, des daraus resultierenden verfügbaren pflanzlichen Biomasse und der lebensraumtypischen Tierartenvielfalt muss die Betrachtung des Effekts der Beweidung unbedingt lebensraumspezifisch erfolgen. Während in sehr schwach produktiven Biotoptypen bereits bei fehlender Beweidung die maximale Tierartenvielfalt erreicht wird, muss mit zunehmender Produktivität und damit zunehmend verfügbarer pflanzlicher Biomasse die Beweidungsintensität erhöht werden um eine möglichst hohe Tierartenvielfalt zu erreichen. In hochproduktiven Lebensräumen ist bei einer mittleren Beweidungsintensität (das entspricht der Entnahme ungefähr der Hälfte der pflanzlichen Biomasse) das Maximum an Tierartenvielfalt erreicht. Diese These wird durch zahlreiche Untersuchungsergebnisse gestützt. So warnt z.B. HOLMES (1993) davor, oligotrophe Moore zu beweidern, betont aber die Bedeutung einer Beweidung in eutrophen Niedermooren. WINGERDEN et al. (1992) fanden heraus, dass bei ansonsten konstantem Management eine Düngung zu einem starken Rückgang der Heuschreckenvielfalt führt. In einer anderen Studie zeigen WINGERDEN et al. (1991), dass die Heuschreckendichte und -vielfalt von der Beweidungsintensität im eutrophen Grünland abhängig ist. Die von ihnen angegebene Kurve der Abhängigkeit der Heuschreckendiversität bzw. -dichte von der Beweidungsintensität verläuft identisch zu der im produktivsten Lebensraum der Abbildung 57 gezeigten Kurve.

## **1.2 Die Bedeutung der Lebensraumvielfalt**

Neben den vielfältigen Einflüssen der räumlich und zeitlich variierenden Beweidungsintensität hat auch die Vielfalt an Biotoptypen einen entscheidenden Einfluss auf die Tierartenvielfalt von Extensivweidelandschaften. Doch auch diese Vielfalt an Lebensräumen ist langfristig gesehen wiederum von der Beweidungsintensität abhängig: Bei geringer Beweidungsintensität kann ein gewisser Anteil der Offenlandfläche nicht dauerhaft vor einem Zuwachsen durch Gehölzen bewahrt werden, z.T. beschleunigt eine extensive Beweidung sogar den Prozess der Gehölzentwicklung. So werden in Folge leichter Trittschäden im Feuchtgrünland einer bestimmten Feuchtestufe v.a. in Nachbarschaft zu bereits vorhandenen Erlen gute Keimungsbedingungen für Erlenjungwuchs geschaffen (mdl. Mitteilung HOLSTEN). Eine Ausdehnung der Erlengehölze ist in einigen Bereichen des Eidertals bereits erkennbar. Aus anderen ungenutzten Grünlandbeständen wiederum entstehen z.T. äußerst langlebige Brachestadien und andersherum kann aus intensiv beweideten Gehölzen durch langfristigen Verbiss des Unterwuchses Grünland entstehen (zu diesen sekundär progressiven und sekundär regressiven Sukzessionsmodellen siehe SCHRAUTZER & JENSEN 1998). In über lange Zeiträume mit geringer und relativ konstanter Besatzdichte beweideten Landschaften bildet sich daher ein Mosaik unterschiedlichster Biotoptypen unter unterschiedlich starken Nutzungseinflüssen heraus, wie die Beispiele New Forest (England, siehe SPENCER 2002), Bjergskov (Dänemark, siehe VOIGT 2002) und Borkener Paradies (siehe ASSMANN & FALKE 1997) zeigen. In dem nur 30 ha großen Landschaftskomplex Borkener Paradies z.B. konnten von den genannten Autoren auf Grund der hohen Lebensraumvielfalt die hohe Anzahl von 133 Laufkäferarten nachgewiesen werden.

## **2 Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse und Handlungsempfehlungen**

Erst in jüngerer Zeit wird das Konzept der großflächigen Extensivweidelandschaften vom institutionellen Naturschutz zur Erhaltung von vor allem Offenlandlebensräumen und ihren Arten angewendet. Bisher sind hauptsächlich solche Projekte initiiert worden, zu denen umfangreiche wissenschaftliche Begleituntersuchungen durchgeführt werden (Übersicht dazu bei HÄRDTLE 2002). Von diesen wird eine Antwort zu der Frage erwartet, welche Beweidungsintensität nötig ist, um die regionstypischen und naturschutzrelevanten (Offenland-)Arten zu erhalten.

### **2.1 Zur Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse**

Bei der Übertragung der im Eidertal gewonnenen Erkenntnisse in andere Räume müssen mehrere Dinge berücksichtigt werden. Die grundlegende Voraussetzung für eine Übertragung ist, dass der Übertragungsraum dem Eidertal naturräumlich entspricht, d.h. sowohl das Klima als auch die Böden und das mögliche Arteninventar sollten denen des Eidertals ähnlich sein.

⇒ Übertragungsraum beschränkt sich auf das Nordwestdeutsche und das Nordostdeutsche Tiefland

Das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ ist durch Niederungsflächen und umgebende mineralische Hänge im ungefähren Verhältnis von 1:1 gekennzeichnet. Dieses ist eine Voraussetzung für eine ungesteuerte (Ganzjahres-)Beweidung, denn dadurch steht dem Weidevieh ausreichend Futtermenge zu unterschiedlichen Zeitpunkten zur Verfügung. Auch andere Räume sollten durch das gleichwertige Nebeneinander von Moor- und Mineralböden gekennzeichnet sein, denn dieses bestimmt das Weideverhalten der Rinder und damit das Habitatmosaik maßgeblich (HOLSTEN 2003):

⇒ Übertragungsraum ist beschränkt auf Flusstalllandschaften mit Niedermoorböden und umgebenden Mineralböden in etwa gleichen Anteilen

Darüber hinaus ist das Eidertal in der Vergangenheit flächenhaft melioriert und sehr intensiv bewirtschaftet worden, das Niedermoor ist heutzutage degradiert und eutrophiert. Die wenigen vorhandenen nährstoffarmen Moore sind größtenteils von der Beweidung ausgenommen. Die Mineralbodenbereiche sind ebenso fast vollständig ehemals ackerbaulich genutzt worden oder dienten als Intensivgrünland und sind deshalb bis auf wenige Flächen nährstoffreich. Diese Bedingungen (fast flächendeckend nährstoffreiche Verhältnisse und daher hohe Produktivität der Standorte) spiegeln sich im heutigen Artenbestand des Eidertals wieder. Unter den Laufkäfern ist mit 50 % der in dieser Region möglichen Arten ein sehr hoher Anteil der Regionalfauna nachgewiesen worden, doch sind die mesophilen und ungefährdeten Arten deutlich überrepräsentiert. Die Zahl der hygrophilen Arten entspricht dem Erwartungswert, deutlich unterrepräsentiert sind die xerophilen Laufkäferarten (siehe Kapitel 2.1). Ähnlich verhält es sich bei den Feldheuschrecken, bei denen die mesophilen und hygrophilen Arten der Regionalfauna fast vollständig vorhanden sind, die xerophilen Arten aber weitgehend fehlen bzw. nur lokal verbreitet sind. Die Erkenntnisse dieser Untersuchungen bezüglich Reaktionen der Laufkäfer und Heuschrecken beziehen sich damit vor allem auf hygro- und mesophile Arten. Die Gesamt-Artenzahlen der beiden Artengruppen zeigen, dass ein Großteil der im Norddeutschen Raum vorkommenden Arten gefunden wurde und damit die Ansprüche sehr vieler Arten in die Betrachtungen einbezogen werden konnten. Sollen Aussagen für ganze Artengruppen getroffen werden, ist dieses für die hygro- und mesophilen Arten möglich. Da die xerophilen Arten deutlich unterrepräsentiert sind, sollte die Übertragung der Ergebnisse auf ausgewählte Einzelarten beschränkt bleiben.

⇒ Die Übertragung der Ergebnisse sollte sich v.a. auf die hygro- und mesophilen Arten und damit die mittleren und feuchten (Offenland-)Standorte und weniger auf die trockenwarmen Lebensräume und ihre Arten beziehen

## 2.2 Abgeleitete Handlungsempfehlungen

Zu Übertragung der Ergebnisse in andere Räume bietet sich daher ein gildenorientiertes Verfahren an. In Kapitel 2.3 ermittelten Abhängigkeiten der Laufkäfer von der Strukturierung ihrer Lebensräume geben Hinweise darauf, wie intensiv beweidet ihre Lebensräume sein müssen und welche Spannweite an Nutzungsintensitäten vorhanden sein müssen, damit es zum Vorkommen aller Anspruchstypen kommt.

Zur Erfolgskontrolle der durchgeführten Maßnahmen sollten die abgebildeten Lebensraumtypen aufgesucht werden. Können aus allen genannten Gilden Arten nachgewiesen werden, dann ähnelt der Effekt der durchgeführten Beweidungsmaßnahmen dem Beweidungsregime im Eidertal und die Ansprüche aller im Eidertal vorkommenden Anspruchstypen sind erfüllt. Können nur Arten aus dem rechten oder linken Ausschnitt ermittelt werden, ist die Beweidungsintensität entsprechend zu erhöhen bzw. zu erniedrigen.

### Empfehlungen zum tierökologisch orientierten Management von großflächigen Extensivweidelandschaften in norddeutschen Flusstälern

Extensivweidelandschaften zeichnen sich durch eine an die standörtliche Produktivität angepasste Beweidungsintensitäten aus. Als geeignet, um eine große Vielfalt an Laufkäfern und Heuschrecken zu erhalten bzw. zu fördern hat sich im Eidertal die **Beweidungsdichte** von 1,5 GVE / ha bei Sommerweide von Mai bis Oktober bewährt. Die verbleibenden Weidereste nehmen dabei ca. ein Drittel der Fläche ein, können zwischen verschiedenen Jahren aufgrund unterschiedlicher Witterung (Dürre, Überschwemmung, ...) stark schwanken. Die Entwicklung der Brachen sollte ggfs. in mindestens 3-jährigen Abständen beobachtet werden. Einige Autoren raten zur genauen Beobachtung der Gehölzentwicklung und ggfs. zur Entfernung von sich ausbreitenden Gebüsch (z.B. VOIGT 2002 in der Weidelandschaft Bjergskov). Es ist aber wahrscheinlich, dass sich die Gehölzfläche zunächst bis zu einem bestimmten von der Produktivität der restlichen Fläche abhängigen Anteil vergrößert (welches von Seiten der Naturschutzverwaltung wegen des fehlenden Beweidungsschutzes der Knicks gefordert wird). Schließlich wird der Beweidungsdruck auf den verbliebenen Flächen so groß sein, dass sich hier auch langfristig keine Gehölze etablieren können. Leider fehlen für eine sachlich orientierte Diskussion um den in halboffenen Weidelandschaften noch tolerierbaren Anteil an Brachen und Gehölzen langfristige Studien. Es ist bisher ebenso wenig untersucht worden, welche Bedeutung beispielsweise Witterungsextreme wie lang anhaltende Trockenperioden (wie im Sommer 2003) oder lange Überschwemmungsperioden (wie im Sommer 2002) auf das Weideverhalten der Rinder und damit die Gehölzentwicklung haben. Es sollte nicht wegen übertriebener Vorsicht zu einer verfrühten Abkehr von der ungesteuerten Beweidung kommen und zu kontrollierten Pflegemaßnahmen zurückgekehrt werden, denn dieses verursacht hohe Kosten, die durch das Konzept der ungesteuerten großflächigen Beweidung gerade eingespart werden sollen. Der Verzicht auf Eingriffe sollte sich auch auf die sonst üblichen Unterhaltungsmaßnahmen der Herde beziehen: Eine **Zufütterung** ist sehr kritisch zu beurteilen, denn dadurch entsteht an den Fütterungsstellen extremer Vertritt in Verbindung mit extremer Verkotung. In Folge des großzügigen Futterangebotes werden weniger schmackhafte Bereiche (z.B. Brennesselbrachen oder Großseggenriede) dauerhaft gemieden und es kann weder zu einer Aushagerung auf den

Mineralböden noch zu der erwünschten Beweidung der Brachen kommen. Auch die Bereitstellung von **Tränken** ist kritisch zu beurteilen: Es kommt es zu dem genannten starken Vertritt und starker Verkotung und die Rinder sind nicht mehr gezwungen andere Wasserquellen zu erreichen. Im Eidertal hat sich gezeigt, dass bei Verzicht auf Tränken die Rinder auf zunächst schmalen Pfaden durch das (in weiten Teilen verbrachte) Niedermoorgrünland hindurch zum Fließgewässer gingen. Dann wurden vermehrt die Flächen seitlich des Pfades befressen innerhalb der Brachen entstanden genutztes Grünland. Diese beweidete Schneise nutzen Tiere als Ausbreitungskorridor (z.B. *Ch. montanus*) oder Offenbodenstellenbewohner wie *E. cupreus* fanden hier einen Lebensraum. Darüber hinaus schafft Tritt und Beweidung an natürlichen Wasserstellen vegetationslose Ufer, welche wichtige Lebensräume für zahlreiche (Laufkäfer-)Arten sind.



---

# Zusammenfassung

Großflächige Extensivweidelandschaften werden als geeignetes Mittel angesehen, um kostengünstig und effektiv gefährdete Offenlandarten zu erhalten und zu fördern. Aus diesem Grund wurden in jüngster Vergangenheit an mehreren Stellen Deutschlands Modellprojekte eingerichtet, die begleitend in ihrer Wirkung auf Flora und Fauna wissenschaftlich untersucht werden.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die Reaktionen zweier Tierartengruppen auf extensive Beweidung in einer norddeutschen Flusstallandschaft vorgestellt. Bei den Tierartengruppen handelt es sich um die im Bereich der Bodenoberfläche bzw. in der krautigen Vegetation agierenden Laufkäfer und Heuschrecken, die z.T. sehr empfindlich auf die vielfältigen Einflüsse der Beweidung reagieren.

Mittels umfassender Bodenfallenfänge konnte mit 141 Arten eine große Anzahl an Laufkäferarten ermittelt werden. Dieses stellt 50 % der in dieser Region möglichen Arten dar. An 38 verschiedenen Fallenstandorten (mit jeweils 9 Fallen versehen) wurden die Laufkäfergemeinschaften erfasst. Durch Clusterung dieser Gemeinschaften mittels der Sørensen-Artenidentität können Gruppen gebildet werden, die sich durch den Bodentyp und die nutzungsbeeinflusste Vegetation voneinander abgrenzen. Die Gruppen unterscheiden sich z.T. signifikant in ihren Artenzahlen, und es wird die hohe Bedeutung der Flutrasen, der nährstoffarmen Weidelgrasweiden und einiger Sonderstandorte (Ufer, Magerrasen) für die Laufkäfervielfalt des Gebietes deutlich.

Zahlreiche Einzelarten zeigen eine Bevorzugung einer bestimmten Strukturierung ihres Lebensraumes und es können Gruppen gebildet werden, die sich innerhalb desselben Lebensraumtyps auf einem Nutzungsgradienten anordnen.

Ein Vergleich der Laufkäferfauna der Jahre 2000 und 2002 an benachbarten aber unterschiedlich intensiv genutzten Lebensraumtypen zeigt die vielfältigen Reaktionen der einzelnen Lebensgemeinschaften auf Beweidung. Trotz dieser mannigfachen Reaktionen können verallgemeinernde Tendenzen abgeleitet werden. So erhöht sich durch Beweidung der Anteil xerothermophiler Arten, während sich nach fehlender Beweidung der Anteil hygrophiler Arten erhöht. Gleichzeitig zeichnen sich die beweideten Varianten durch höhere Gesamt- und Rote-Liste-Artenzahlen gegenüber den unbeweideten Varianten aus.

Im Projektgebiet kommen alle norddeutschen Arten der Unterfamilie Elaphrinae vor, deren Vorkommen an Offenbodenstellen im Niedermoor gebunden sind. Auswertungen der Bodenfallenfänge und ergänzend durchgeführte Handfänge zeigen die unterschiedliche Einnischung der z.T. stark gefährdeten Arten *Elaphrus uliginosus*, *Blethisa multipunctata*, *E. cupreus* und *E. riparius*. Vor allem die Intensität und Flächigkeit von Trittstellen determiniert das Vorkommen dieser Arten in der Weidelandschaft Eidertal.

Die Feldheuschreckenarten des Eidertales wurden auf ausgewählten Weiden flächenhaft erfasst und mit zeitgleich erhobenen Daten der Verbissintensität, Vegetationseinheit (und des Brachestadiums) und Vegetationshöhe verschnitten. Es zeigt sich, dass das Vorkommen der Arten von diesen Faktoren abhängig ist. Bei einer vergleichenden Betrachtung der Vegetationseinheiten und der Brachestadien wird einerseits die hohe Bedeutung der Flutrasen und mesotrophen Weidelgrasweiden und andererseits der negative Effekt einer Verbrachung deutlich.

Die im Eidertal vorkommenden Feldheuschreckenarten legen ihre Eipakete in den Boden ab. Bei der Wahl des Eiablageplatzes, der sich z.T. außerhalb der sonstigen Aufenthaltsbereiche der Imagines befindet, spielt die Strukturierung der Vegetation eine entscheidende Rolle. An Störstellen, die durch Rinder, Kleinsäuger oder Ameisen geschaffen werden können, wurden viel höhere Gelegedichten festgestellt als unter kurz- oder langgrasiger Vegetation. Untersuchungen mit Schlupfkästen bestätigen, dass sowohl die Arten des Feuchtgrünlandes als auch die Arten des mineralischen Grünlandes von der Strukturierung durch Beweidung profitieren können, indem geeignete Eiablageplätze und Embryonalentwicklungsräume geschaffen werden.

In einem abschließenden Kapitel wird die Bedeutung der Beweidung für Tierarten zusammenfassend diskutiert, wobei insbesondere auf die in einer großflächigen Extensivweidelandschaft stattfindenden Prozesse eingegangen wird. Darüber hinaus wird dargelegt, ob und auf welche Räume die gewonnenen Erkenntnisse übertragen werden können.

Large sized and moderately used pastures are regarded to be an appropriate and low-cost means to conserve endangered species of open habitats. For this reason several projects have been established in recent years. Some of them are intensively surveyed in order to increase knowledge about the effect of moderate grazing on Flora and Fauna.

The study presented here deals with the effect of moderate grazing on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and short-horned grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in a river valley in northern Germany. Because these animals live on the soil surface or on herbaceous plants they are very much affected by the various influences of cattle grazing.

By means of pitfall traps the large number of 141 ground beetle species could be observed representing 50 % of the species, which may occur in this region. At 38 different investigation sites (in each of them 9 replicate traps were used) carabid beetles were recorded. Several different ground beetle assemblages were derived by cluster analysis of species-identity (Soerensen-Index), which are characterised by the properties of soil and vegetation. The groups differ significantly in species-number and show differences in the percentage of endangered species.

Furthermore, additional investigations show, that many carabid species prefer habitats of a specific structure. Several groups can be formed that are characterized by the intensity of grazing. Different intensities of grazing have varying effects on the proportion of bare soil and the vegetation height.

At neighbouring sites with a different grazing regimes carabid beetle communities were compared in the year 2000 and again in 2002. Manifold effects were observed at these sites and are described in detail. Nevertheless, some generalizing tendencies can be derived. The proportion of xerothermophilous species increases with grazing, whereas in fallow habitats the proportion of hygrophilous species increases. In grazed habitats a higher species-diversity as well as higher numbers of endangered species can be found in comparison to ungrazed habitats.

All four species of the tribus Elaphrini (*Blethisa multipunctata*, *Elaphrus uliginosus*, *E. cupreus*, *E. riparius*) native to Schleswig-Holstein were found, two of them are endangered and rare in Schleswig-Holstein. The habitat preferences of these species were investigated with a focus on the influence of cattle grazing. About *E. uliginosus* only little was known until today. In the upper Eider valley the four species occur in seven types of biotopes that can be distinguished by the proportion of bare soil, the soil-humidity and the vegetation structure. They all prefer bare and wet soil but they differ in their further requirements. *E. uliginosus* benefits very much from moderate cattle trampling on wet sites or on sites close to open water.

The distribution and density of short-horned grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) was mapped in order to find out, how they are affected by grazing intensity, vegetation type (and its fallow stage) or vegetation height. Dependencies of the species on these factors are shown. Some vegetation types

are of high importance for species diversity but it decreases with successional stages throughout all types of habitat.

The species occurring in the investigation area showed preferences in their choice of oviposition sites. Oviposition took place at certain habitat patches, that differed from the surrounding area and the adult habitats in higher proportions of bare soil and lower vegetation. In these patches up to 60 egg-pods per 0,1 m<sup>2</sup> were found. It is shown, that disturbances of the soil surface by small mammals, ants and cattle play an important role in providing suitable oviposition sites for many species e.g. *Chorthippus apricarius* and the endangered species *Ch. montanus* and *Stethophyma grossum*.

In a concluding chapter the impact of extensive grazing on grasshoppers and ground beetles is being discussed. Additionally, it is pointed out whether the results obtained in the river Eider valley can be transferred to other regions. Some hints are given how large-sized pasture landscapes should be managed in order to maintain a high species diversity.

---

# Literaturanhang

- ADIS, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. Zool. Anz. Jena 202 (3/4): 177 - 184.
- ASSMANN, T. (1983): Über die Bodenkäferfauna des Naturschutzgebietes "Lengener Meer" im Kreis Leer (Ostfriesland). Drosera: 5 - 12
- ASSMANN, T. & B. FALKE (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege 54: 129 - 144.
- ASTERAKI, E. (1994): The carabid fauna of sown conservation margins around arable fields. In: DESENDER, K. (ed.): Carabid beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publications: 229 - 233
- BANGSHOLT, F. (1983): Sandspringernes og Løbebillernes udbredelse og forekomst i Danmark ca. 1830 - 1981. Dansk Faunistik Bibliotek Bind 4, Scandinavian Science Press Ltd., København: 271 S.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. J. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46: 259 - 266.
- BARNDT, D. (1976): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin - Faunistik und Ökologie der Carabiden. Dissertation, Berlin: 190 S.
- BASEDOW, T. & E. DICKLER (1981): Untersuchungen über die Laufkäfer in einer Obstanlage anhand von Boden- und Lichtfallenfängen. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 3: 36 - 39.
- BAUER, T. (1974): Ethologische, autökologische und ökophysiologische Untersuchungen an *Elaphrus cupreus* Dft. und *Elaphrus riparius* L. (Coleoptera, Carabidae): Zum Lebensformtyp des optisch jagenden Räubers unter den Laufkäfern. Oecologia 14: 139 - 196
- BEGON, M. (1983): Grasshopper population and weather: the effects of insolation on *Chorthippus brunneus*. Ecological Entomology 8: 361 - 370.
- BENN, B. (2000): Steuermechanismen der Beweidungsintensität. Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 113 S.
- BEYER, W. & R. GRUBE (1997): Einfluss des Überflutungsregimes auf die epigäische Spinnen- und Laufkäfer-fauna an Uferabschnitten im Nationalpark "Unteres Odertal" (Arach.: Araneidae, Col.: Carabidae). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 349 - 356.
- BLISS, P., KATZERKE, A., MERKEL, K. & M. WALLASCHEK (2002): Ameisenhügel als Eiablageorte von Heuschrecken (Saltatoria). Ameisenschutz aktuell 4: 99 - 105.
- BOSSHARD, A., A. ANDRES, S. STROMEYER & T. WOHLGEMUTH (1988): Effects of short term fallow on an anthropogenous wetland site (Primulo-Schoenetum ferruginei) - Conclusions for nature conservation. Berichte des Geobotanischen Instituts der ETH Zürich 54: 181-220.
- BRÄUNICKE, M. & H. RECK (1997): Laufkäfer. In: BÖCKER, R. (ed.): Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried. Agrarforschung in Baden-Württemberg 28: 227 - 243
- BROCKSPIEPER, R. (1978): Der Einfluss des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn. Decheniana Beihefte 21: 141 S.

- BROSE, U. (2002): Estimating species richness of pitfall catches by non-parametric estimators. *Pedobiologia* 46(2): 101 - 107.
- BRUCKHAUS, A. (1988): Ökologische Untersuchungen zum Springschreckenvorkommen im Raume Oberwinter (Mittelrhein). *Decheniana* (Bonn) 151: 126 - 144.
- BRUCKHAUS, A. (1990): Bedeutung der Temperatur für die Biotopbindung einiger einheimischer Feldheuschreckenarten. *Articulata* 5 (1): 43 - 57.
- BRUCKHAUS, A. (1994): Das Springschreckenvorkommen von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Kalkmagerrasen der Nordeifel. *Articulata* 9 (2): 1 - 14.
- BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1998): Eier und Eiablage. In: DETZEL, P. (ed.): *Die Heuschrecken Baden-Württembergs*. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 51 - 57.
- BUCHWEITZ, M., DETZEL, P. & G. HERMANN, G. (1990): Zur Bedeutung von Feldrainen als Lebensraum für *Chorthippus apricarius* (L. 1758) (Orthoptera, Saltatoria, Acrididae). *Articulata* 5 (2): 49 - 58.
- BUCHWEITZ, M., WALTER, R., HERMANN, G., RECK, H. & G. KAULE (1997): Heuschrecken. In: BÖCKER, R. (ed.): *Erfolgskontrolle im Naturschutz am Beispiel des Moorkomplexes Wurzacher Ried*. Agrarforschung in Baden-Württemberg 28: 173 - 200.
- BUNCE, R. G. H., ELBERSEN, B. S. & W. K. R. E VAN WINGERDEN (2001): Ecological and socio-economic implications of extensive grazing systems in Europe. <http://www.sac.ac.uk/envsci/External/Pastoral/Papersandpresentations/Romania/Alterra%20paper.pdf> (Stand: Nov. 2003)
- BUNZEL-DRÜKE, M. (1997): Großherbivore und Naturlandschaft. *Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege* 54: 109 - 128.
- CHERRILL, A. (2002): Relationship between oviposition date, hatch date and offspring size in the grasshopper *Chorthippus brunneus*. *Ecological Entomology* 27: 521 - 528.
- CHERRILL, A. J. & V. K. BROWN (1990): The habitat requirements of adults of the wart-biter *Decticus verrucivorus* (L.) (Orthoptera: Tettigoniidae) in Southern England. *Biological Conservation* 53: 145 - 157.
- CHLADNY, T. A. & D. W. WHITMAN (1998): The effects of temperature, soil moisture, and ventilation on the eggs of the grasshopper *Romalea guttata*. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 91 (3/4): 155 - 159.
- CHOUDHURI, J. C. B. (1958): Experimental studies on the choice of oviposition sites by two species of *Chorthippus* (Orthoptera: Acrididae). *Journal of Animal Ecology* 27: 201 - 216.
- COLWELL, R. K. (2000): EstimateS - Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- COLWELL, R. K. & J. A. CODDINGTON (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Roy. Soc. B* 345: 101 - 108.
- CONRADI, M. & H. PLACHTER (2001): Analyse ökologischer Prozesse in Weidelandschaften und ihre naturschutzfachliche Beurteilung mit Hilfe skalendifferenzierter Strukturanalysen. *Natur- und Kulturlandschaft* 4: 132 - 146.
- CRIST, T. O. & R. G. AHERN (1999): Effects of habitat patch size and temperature on the distribution and abundance of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in an old field. *Environmental Entomology* 28 (4): 681 - 689.



- DEN BOER, P. J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. In: TÜXEN, R. (ed.): Biosoziologie. Den Haag: 172 - 183.
- DENNIS, P., YOUNG, M. R., HOWARD, C. L. & I. J. GORDON (1997): The response of epigeal beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *Journal of Applied Ecology* 34: 433 - 443.
- DESENDER, K. (1986): Distribution and Ecology of Carabid Beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae) Part 1, Studiedocumenten, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen 26: 1 - 30
- DESENDER, K. & TURIN, H. (1989): Loss of Habitats and Changes in the Composition of the Ground and Tiger Beetle Fauna in four West-European Countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). *Biological Conservation* 48 (4): 277 - 294
- DETZEL, P. (1984): Die Auswirkung der Mahd auf die Heuschreckenfauna von Niedermoorwiesen. *Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 59/60: 345 - 360.
- DETZEL, P. (1992): Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: TRAUTNER, J. (ed.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen [BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991. Verlag J. Margraf, Weikersheim: 189 - 194.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 580 S.
- DIERKING, U. (1992): Halboffene Weidelandschaften. Eine Zielsetzung im Naturschutz in Schleswig-Holstein. *Bauernblatt / Landpost* 46.
- DÜLGE, R., MEYER, S. & RAHMEL, U. (1992): Saltatoria und Vegetation - Heuschrecken als Bioindikatoren zur Grünlandbewertung. *Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung* 5: 103 - 118.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* 18: 378 - 380.
- EYRE, M. D. & M. L. LUFF (1990): The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages of British grasslands. *Entomologist's Gazette* 41: 197 - 208.
- EYRE, M. D., LUFF, M. L. & D. A. PHILLIPS (2002): The ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of exposed riverine sediments in Scotland and northern England. *Biodiversity and Conservation* 10 (3): 403 - 426.
- FARTMANN, T. & H. MATTES (1997): Heuschreckenfauna und Grünland - Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie* 3: 179 - 188.
- FILIP'EV, I. N. (1926): Injurious insects and other animals in U.S.S.R. in the years 1921 - 1924. No. 2. Acridoidea. *Trudy. prikl. Ent.* 13: 57 - 176.
- FINCK, P., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER (2002): Pasture landscapes and nature conservation - new strategies for preservation of open landscapes in Europe. In: REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDITZ, W., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER (eds.): Pasture landscapes and nature conservation. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 11 - 13.
- FISCHER, M., FUELLHAAS, U. & T. HUK (1998): Laufkäferzönosen unterschiedlich anthropogen beeinflusster Feuchtgrünländer in vier Niedermooren Norddeutschlands. *Angewandte Carabidologie* 1: 13 - 22.

- FISHER, J. R. (1992): Location of egg-pods of *Aulocara elliotii* (Orthoptera: Acrididae) in a field of crested wheatgrass in Montana. *Journal of the Kansas Entomological Society* 65 (4): 416 - 420.
- FOURNIER, E. & M. LOREAU (2001): Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16 (1): 17-32.
- FRÄMBS, H. (1994): The importance of habitat structure and food supply for carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in peat bogs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 169: 145 - 159.
- FRÄNZLE, O. (1983): Die Reliefentwicklung des Kieler Raumes. *Kieler Geographische Schriften* 58: 15 - 22.
- FRENCH, B. W. & N. C. ELLIOTT (1999): Spatial and temporal distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in riparian strips and adjacent wheat fields. *Environmental Entomology* 28 (4): 597 - 607.
- FREUDE, H., HARDE, K. W. & G. A. LOHSE (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2, Adephaga 1, Familie: Carabidae (Laufkäfer). Goecke & Evers, Krefeld: 302 S.
- FRICKE, M. & H. V. NORDHEIM (1992): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) in der Oker-Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 4 (1): 59 - 89.
- FRITZE, M.-A. & H. REBHAN (1998): Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“. *Laufener Seminarbeiträge* 8/98: 183 - 194.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne *Homo sapiens* wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. *Laufener Seminarbeiträge* 2/92: 22 - 34.
- GEREND, R. & C. BRAUNERT (1993): Beitrag zur Kenntnis der Laufkäfer in Luxemburg und Lothringen (Coleoptera, Carabidae). Nachweis bemerkenswerter Arten in den Jahren 1991 und 1992. *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois* 94 : 137 - 164
- GERSTMEIER, R., & C. LANG (1996): Beitrag zur Auswirkung der Mahd auf Arthropoden. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 1 - 14.
- GRANKE, O. (2000): Ökologische Untersuchungen in der Weidelandschaft "Oberes Eidertal" unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung zwischen 1987 und 1999. Diplomarbeit am Botanischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 120 S.
- GRAYSON, F. W. L. & M. HASSALL (1985): Effects of rabbit grazing on population variables of *Chorthippus brunneus* (Orthoptera). *Oikos* 44: 27 - 34.
- GREENSLADE, P. (1973): Sampling ants with pitfall traps: digging-in effects. *Insectes Soc.* 20: 343 - 353.
- GREIN, G. (1990): Zur Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) in Niedersachsen und Bremen. *Inform. d. Natursch. Niedersachs.* 19: 133 - 196.
- GRUSCHWITZ, M. (1981): Die Bedeutung der Populationsstruktur von Carabidenfaunen für Bioindikation und Standortdiagnose. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 3: 126 - 129.

- GÜNTHER, K. (1971): Die Geradflüglerfauna Mecklenburgs (Orthopteroidea und Blattoidea). Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 15 (3): 159 - 179.
- HANDKE, K. & K. MENKE (1995): Die Laufkäferfauna von Röhricht und Grünlandbrachen - Naturschutz-Bedeutung feuchter Brachflächen in der Bremer Flussmarsch. Natur und Landschaftsplanung 27(5): 106 - 114.
- HANDKE, K. (1997): Einsatz von Laufkäferuntersuchungen bei der Erfolgskontrolle in der Bremer Flussmarsch. Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 11: 57 - 62.
- HÄRDTLE, W., MIERWALD, U., BEHRENDT, T., EISCHEID, I., GARNIEL, A., GRELL, H., HAESE, D., SCHNEIDER-FENSKE, A. & N. VOIGT (2002): Pasture landscapes in Germany - progress towards sustainable use of agricultural land. In: REDECKER, B., FINCK, P., HÄRDTLE, W., RIECKEN, U. & E. SCHRÖDER (eds.): Pasture landscapes and nature conservation. Springer-Verlag, Berlin: 147 - 160.
- HARZ, K. (1959): Orthopterologische Beiträge II. Spätes Auftreten von Feldheuschreckenlarven. Nachrichtenblatt Bayerischer Entomologen 8: 83 - 84.
- HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). Die Tierwelt Deutschlands 46: 214 - 229.
- HEHMANN, M. (1999): Die Carabidenfauna in einem extensiv genutzten Grünlandbereich westlich des Dümmers. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen. 25: 147 - 165.
- HEIJERMANN, TH. & H. TURIN (1994): Rare Ground Beetles and Habitat Development (Coleoptera, Carabidae). Ent. Ber. 54 (4): 66 - 74
- HEJKAL, J. (1989): Carabids (Coleoptera: Carabidae) of the Peat Bog Soos in W-Bohemia: A Faunistical and Ecological Study. Folia Mus. Rer. Natur. Bohem. Occid. Zoologica 32: 3 - 55
- HENKEL, N. (1999): Zur Bewertung und Typisierung der Auen und Umfeldstrukturen naturnaher und überformter Tiefland-Fließgewässer mit Hilfe der Laufkäfer. Angewandte Carabidologie Supplement 1: 95 - 102
- HERMANN, A. (1971): Neue Ergebnisse zur glazialmorphologischen Gliederung des Obereider-Gebietes. Schriftenreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein 41: 5 - 41.
- HERMANN, G. (1999): Methoden der qualitativen Erfassung von Tagfaltern. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & R. REINHARDT (eds.): Die Tagfalter Deutschlands. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 124 - 143.
- HEYDEMANN, B. (1955): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. 7. Wanderversammlung Deutscher Entomologen Berlin: 172 - 185.
- HEYDENREICH, M. (1999): Die Bedeutung der Heuschreckenart *Stethophyma grossum* L., 1758 (Caelifera: Acrididae) als Bestandteil eines Zielartensystems für das Management von Niedermooren. Dissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der TU Braunschweig: 124 S.
- HOCHKIRCH, A. & KLUGKIST, H. (1998): Die Heuschrecken des Landes Bremen - Ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Saltatoria). Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 44 (1): 3 - 73.
- HOERNES, U. (2000): Räumliche Verteilung epigäischer Carabiden in einer halboffenen Weidelandschaft in Abhängigkeit von Nutzung und Standortparametern. Diplomarbeit am Zoologischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 130 S.

- HOLMES, P. R., BOYCE, D. C. & D. K. REED (1993): The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna of Welsh peatland biotopes: Factors influencing the distribution of ground beetles and conservation implications. *Biological Conservation* 63: 153 - 161.
- HOLMES, P. R., FOWLES, A. P., BOYCE, D. C. & D. K. REED (1993): The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna of Welsh peatland biotopes - species assemblages in relation to peatland habitats and management. *Biological Conservation* 65: 61 - 67.
- HOLLMANN, V. & H. ZUCCHI (1992): Laufkäfer in Regenwasserrückhaltebecken - Untersuchungen zur Lebensraum-Funktion in Verdichtungsgebieten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 2/92: 58 - 67
- HOLST, K. T. (1986): The Saltatoria (Bush-crickets, crickets and grasshoppers) of Northern Europe. *Fauna Entomologica Scandinavica* 16: 1 - 127.
- HOLSTEN, B. (2003): Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. Dissertation am Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 200 S.
- HOPPE, B. (2000): Vegetationsökologische und populationsbiologische Untersuchungen in der "Weidelandschaft Oberes Eidertal". Diplomarbeit, Botanisches Institut der CAU Kiel: 100 S.
- HORION A. (1941): Faunistik der deutschen Käfer, Band I: Adephaga - Caraboidea., Goecke-Evers, Krefeld: 463 S.
- HUK, T. (1997): Laufkäfer als Zielarten für ein Naturschutzmanagement von Niedermooren. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 207 - 212.
- IL'ENKO, M. I. (1935): Contribution on the distribution of egg-pods of Acrididae in different habitats. *Izv. Irkutsk. Sta. Zashch. Rast.* 2: 87 - 103.
- INGRISCH, S. (1983): Zum Einfluss der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Heuschrecken (Orthoptera: Acrididae). *Zoologischer Anzeiger* 210(5/6): 357 - 368.
- INGRISCH, S. (1983). Zum Einfluss der Feuchte auf die Schlupfrate und die Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 30 (1/3): 1 - 15.
- INGRISCH, S. (1984): The influence of environmental factors on dormancy and egg development in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigoniidae). *Oecologia* 61: 254 - 258.
- INGRISCH, S. & I. BOEKHOLT (1982): Zur Wahl des Eiablageplatzes durch mitteleuropäische Saltatoria. *Zoologische Beiträge N. F.* 28: 33 - 46.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 460 S.
- IRMLER, U., SCHRAUTZER, J. GRABO, J., HANSEN, U., HINGST, R. & V. PICHINOT (1998): Der Einfluss von Nutzung und Bodenparametern auf die Biozönosen des Feuchtgrünlandes. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 15 - 28.
- JAX, K. (1998/99): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 241 - 253.
- JENSEN, K., GRANKE, O., HOPPE, B., KIECKBUSCH, J., TREPEL, M. & U. LEINER (2001): Weidelandschaft Eidertal - Naturschutz durch extensive Beweidung und Wiedervernässung. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 145 (1): 38 - 49.

- JENSEN, K., HOLSTEN, B., IRMLER, U., KERSTEN, M., KIECKBUSCH, J., NOELL, CH., NÖTZOLD, R., RECK, H., SCHRAUTZER, J., SCHULZ, B., TREPEL, M., & H. ROWECK (2002): BMBF-Projekt „Pasture-landscape Eidertal“ – Effects of large-scale grazing and rewetting on biocoenoses. In: REDECKER, B., HÄRDITTE, W., FINCK, P., RIECKEN, U., & E. SCHRÖDER (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 435 S.
- KARELINA, R. I. (1957): The problem of the biology of the White-Striped Grasshopper in the Central Yakutia. Uchen. Zap. yakutsk. gos. Univ. 1: 99 - 119.
- KIECHLE, J. (1998): *Chorthippus albomarginatus*. In: DETZEL, P. (ed.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 502 - 508.
- KÖHLER, G. (2001): Fauna der Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) des Freistaates Thüringen. Naturschutzreport 17: 378 S.
- KOIVULA, M., PUNTTILLA, P., HAILA, Y. & J. NIEMELÄ (1999): Leaf litter and the small-scale distribution of Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in the boreal forest. Ecography 22: 424 - 435.
- KORN-KREMER, H. (1963): Beiträge zur Analyse des Männchen-Gesangs und zur Biologie von *Chorthippus montanus* Charp. 1825 (Orthoptera: Acrididae). Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie 168: 133 - 183.
- KOTZE, D. J. & J. NIEMELÄ (2002): Year-to-year variation in carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages on the Åland Islands, south-west Finland. Journal of Biogeography 29: 375 - 386.
- KORN-KREMER, H. (1963): Beiträge zur Analyse des Männchen-Gesangs und zur Biologie von *Chorthippus montanus* Charp. 1825 (Orthoptera: Acrididae). Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie 168: 133 - 183.
- KUBACH, G. (1995): Verbreitung und Ökologie von Laufkäfern (Coleoptera: Carabidae) auf neu angelegten Saumstrukturen in einer süddeutschen Agrarlandschaft (Kraichgau). Cuvillier-Verlag, Göttingen: 240 S.
- KÜHN, N., LAUßMANN, H., PFADENHAUER, J. & H. PLACHTER (1996): Abhängigkeiten der Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) von der Vegetation im Wirtschaftsgrünland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 721 - 728.
- LAUSSMANN, H. (1993): Die Besiedlung neu entstandener Windwurfflächen durch Heuschrecken. Articulata 8 (1): 53 - 59.
- LEMMEL, G. (1997): Heuschrecken. In: CORDE, H., KAISER, T., LANCKEN, H., LÜTKEPOHL M. & J. PRÜTER (eds.): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: Geschichte - Ökologie - Naturschutz. Schriftenreihe des Vereins Naturschutzpark e.V., Bremen.
- LENSINK, B. M. (1963): Distributional ecology of some Acrididae (Orthoptera) in the dunes of Vorne, Netherlands. Tijdschr. Entomol. 106: 357 - 443.
- LINDROTH, C. H. (1945): Die Fennoskandischen Carabidae: Eine Tiergeographische Studie. I. Spezieller Teil. Göteborg: 630 S.
- LINDROTH, C. H. (1985): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 15, Part 1, Copenhagen: 225 S.
- LINDROTH, C. H. (1986): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 15, Part 2, Copenhagen: 497 S.

- LODDERS, N. (2001): Landschaftsfragmentierung und Habitatverbund: die Bedeutung von Mobilität, Barrieren und Lebensraumkorridoren am Beispiel des Feldgrashüpfers (*C. apricarius*). Diplomarbeit am Geographischen Institut an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 88 S.
- LORENZ, J. (1996): Ökofaunistische Untersuchungen zur Käferfauna von Feldgehölzen und anderen Elementen einer strukturreichen Agrarlandschaft nördlich von Dresden. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 327 - 332.
- LÜBKE-AL HUSSEIN, M. (1997): Trap-number - species-number relationships on example of Carabidae - a help in evaluating pitfall-trap-catches. Arch. Phytopath. Pflanz. 31: 89 - 99.
- LUFF, M. L. (1968): Some effects of formalin on the number of Coleoptera caught in pitfall traps. Entomologist's Monthly Magazine 104: 115 - 116.
- LUFF, M. L. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. Oecologia 19: 345 - 357.
- MACZEY, N. (1997): Bewertung von Heuschreckenzönosen (Insecta: Saltatoria) in Grünland- und Saumbiotopen der Ise-Niederung, Niedersachsen. Braunschweiger naturkundliche Schriften 5 (2): 371 - 391.
- MADER, H.-J. (1981): Untersuchungen zum Einfluss von Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. Zeitschrift für Umweltschutz und Landespflege 56 (7/8): 235 - 242.
- MAELFAIT, J.-P., DESENDER, K. & M. DUFRÈNE (1994): Carabid beetles and nature conservation research in Belgium: a review. In: DESENDER, K. (ed.): Carabid beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publications: 319 - 323.
- MALKUS, J., REICH, M. & H. PLACHTER (1996): Ausbreitungsdynamik und Habitatwahl von *Mecosthetus grossus* (L., 1758) (Orthoptera: Acrididae). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 253 - 258.
- MARGGI, W. A. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera, Teil 1. Documenta Faunistica Helvetiae 13: 477 S.
- MARSHALL, J. A. & E. C. M. HAES (1988): Grasshoppers and allied insects of Great Britain and Ireland. Harley Books, Colchester: 254 S.
- MARZELLI, M. (1995): Habitatansprüche, Populationsdynamik und Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecke (*Mecosthetus grossus*) auf einer Renaturierungsfläche. Dissertation, Julius-Maximilians-Universität, Würzburg: 142 S.
- MEIBNER, A. (1998): Die Bedeutung der Raumstruktur für die Habitatwahl von Lauf- und Kurzflügelkäfern (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). Dissertation an der TU Berlin: 184 S.
- MENKE, K. (2000): Die Laufkäferfauna von Röhrichten, Grünland und Grünlandbrachen im Werderland bei Bremen. Angewandte Carabidologie 2/3: 19 - 36.
- MEYNEN, E. & E. SCHMITHÜSEN (1953 - 1962): Handbuch der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen.
- MORRILL, W.L., LESTER, D. G. & A. L. WRONA (1990): Factors affecting efficiency of pitfall traps for beetles (Coleoptera: Carabidae and Tenebrionidae). J. Entomol. Sci. 25 (2): 284 - 293.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. Quelle & Meyer, Heidelberg: 512 S.
- MÜLLER, J. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen. Zool. Jb. Syst. 111: 281 - 305.

- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33: 145 - 153.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1991): Die regionale Spezifik von Arten-Areal-Kurven und ihre Bedeutung für Bewertungskonzepte im Arten- und Biotopschutz. In: HENLE, K. & G. KAULE (eds.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Jülich: 101 - 105.
- NEUMANN, F. & U. IRMLER (1994): Auswirkungen der Nutzungsintensität auf die Schneckenfauna (Gastropoda) im Feuchtgrünland. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 3: 11-18.
- NIEMEIER, S., REICH, M. & H. PLACHTER (1997): Ground Beetle Communities (Coleoptera Carabidae) on the Banks of Two Rivers in the Eastern Carpathians, the Ukraine. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 27: 365 – 372
- OLFF, H., VERA, F. W. M., BOKDAM, J., BAKKER, E. S., GLEICHMAN, J. M., DE MAYER K. & R. SMIT (1999): Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant biology* 1: 127 - 137.
- OPPERMANN, R. (1987): Tierökologische Untersuchungen zum Biotopmanagement in Feuchtwiesen. *Natur und Landschaft* 63 (6): 235 - 241.
- OPPERMANN, R. & R. LUICK (1999): Extensive Beweidung und Naturschutz - Charakterisierung einer dynamischen und naturverträglichen Landnutzung. *Natur und Landschaft* 74 (10): 411 - 419.
- OSCHMANN, M. (1968): Bestimmungstabellen für die Larven mitteldeutscher Orthopteren. *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 16: 277-291.
- OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. *Faunistische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden* 21 (4): 177 - 206.
- OTTEN, I. (2001): Einfluss der Makrophytenvegetation auf die Durchflussdynamik der Eider. Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel: 52 S.
- PAILL, W. (2001): Bemerkenswerte Laufkäfer aus Südost-Österreich (II) (Coleoptera: Carabidae). *Koleopterologische Rundschau* 71: 11 - 16
- PAPEN, M. (2001): Verhaltensspezifische Mikrohabitatnutzung von *Chorthippus apricarius* (Linné, 1758) im Bremer Grünland. Diplomarbeit, Fachbereich 2: Biologie, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie. Bremen, Universität Bremen: 67 S.
- PARMENTER, R. R., MACMAHON, J. A. & D. R. ANDERSON (1989): Animal density estimation using a trapping web design: field validation experiments. *Ecology* 70 (1): 169 - 179.
- PIFFNER, L. (1990): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftung auf das Vorkommen epigäischer Arthropoden, insbesondere auf Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae), in Winterweizenparzellen. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 63: 63 - 76.
- PIFFNER, L. & H. LUKA (1996): Laufkäfer-Förderung durch Ausgleichsflächen - Auswirkungen neu angelegter Grünstreifen und einer Hecke im Ackerland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28 (5): 145 - 151.
- PIEPER, F. (2001): Historische Landschaftsanalyse im Oberen Eidertal. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Kiel: 88 S.
- POETHKE, H.-J. (1997): Die Bedeutung von Störungen und Katastrophen für die ökologische Vielfalt – Theoretische Aspekte. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 54: 265 - 276.

- RADLMAIER, S. & M. DOLEK (2002): Auswirkungen von Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. Laufener Seminarbeiträge 1 (2): 23 - 34.
- RADLMAIR, S. & H. LAUßMANN (1997): Auswirkungen extensiver Beweidung und Mahd von Moorstandorten in Süddeutschland auf die Heuschreckenfauna (Saltatoria). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 199 - 205.
- RECK, H. (1991): Der Dunkle Uferläufer (*Elaphrus uliginosus*, Fabricius 1775) - ein seltenes Kleinod in Filderstadt. (Mit einem Anhang zu bisherigen Funden von Laufkäfern auf den Fildern und einer ersten Einschätzung ihrer Gefährdung). - Mitteilungen aus Umwelt- und Naturschutz, Filderstadt: 57 - 64.
- RECK, H. (1993): Haben Tierbauten eine Bedeutung als Habitatbaustein für den Feldgrashüpfer (*Chorthippus apricarius* L. 1758)? Articulata 8 (1): 45 - 51.
- RECK, H. (1998): *Chorthippus apricarius*. In: DETZEL, P. (ed.): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 470 - 479.
- RECK, H. (2003): Tierökologie und Planung: Die Eignung art- und populationsorientierter Ansätze für die Umweltplanung, untersucht am Beispiel des Überlebens des Feldgrashüpfers (*Chorthippus apricarius* L. 1758) in Agrarlandschaften. Habilitationsschrift, Universität Kiel: 413 S.
- RECK, H., CASPARI, S., HERMANN, G., KAULE, G., MÖRSDORF, S., SCHWENNINGER H. R., TRAUTNER, J. & K. WOLF-SCHWENNINGER (1999): Die Entwicklung neuer Lebensräume auf landwirtschaftlich genutzten Flächen - Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie 21: 124 S.
- RECK, H., SCHULZ, B. & B. HOLSTEN (2003): Wiedervernässung und großflächige Beweidung - eine Übersicht zum Naturschutzprojekt "Weidelandschaft Eidertal". 33. Hohenheimer Umwelttagung "Offenhaltung der Landschaft" 26.01.2001: 143 - 168.
- REIF, A., KATZMEIER, R. & D. KNOERZER (1996): "Extensivierung" in der Kulturlandschaftspflege - Begriffsdiskussion am Beispiel von Allmendweiden im Südschwarzwald. Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (10): 293 - 298.
- REISE, K. (1970): Etwas zur Ökologie der Heuschrecken im Murnauer Moos. DJN-Jahrbuch 7 (2): 47 - 102.
- RENKEN, W. (1956): Untersuchungen über Winterlager von Insekten. Zeitschrift für Ökologie und Morphologie der Tiere 45: 34 - 106.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc.-Bot. Fenn. 6: 1 - 231.
- RENNER, K. (1981): Coleopterenfänge mit Bodenfallen am Sandstrand der Ostseeküste, ein Beitrag zum Problem der Lockwirkung von Konservierungsmitteln. Faunistisch-ökologische Mitteilungen 5: 137 - 146.
- RIBERA, I., DOLÉDEC, S., DOWNIE, I.S. & G. N. FOSTER (2001): Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. Ecology 82 (4): 1112 - 1129.
- RICHARDS, O. W. & N. WALOFF (1954): Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers. Anti-Locust Bulletin 17: 1 - 182.



- RIECKEN, U., FINCK, P. & E. SCHRÖDER (2001): Tagungsbericht zum Workshop "Großflächige halboffene Weidesysteme als Alternative zu traditionellen Formen der Landschaftspflege". *Natur und Landschaft* 76 (3): 125 - 130.
- RIECKEN, U., KLEIN, M. & E. SCHRÖDER (1997): Situation und Perspektive des extensiven Grünlands in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung "halboffener Weidelandschaften". *Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege* 54: 7 - 23.
- RIETZE, J. (1994): Zum Ausbreitungsverhalten von Feldheuschrecken: Erfahrungen, Methoden und Ergebnisse. *Articulata* 9 (1): 43 - 58.
- ROWECK, H. (1988): Ökologische Untersuchungen an Teichrosen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 81 (2/3): 103 - 358.
- RUSHTON, S. P., WADSWORTH, R. A., CHERILL, A. J., EYRE, M. D. & M. L. LUFF (1994). Modelling the consequences of land use change on the distribution of Carabidae. In: DESENDER K. (ed.): *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publications, Amsterdam: 353 - 360.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. *Zool. Jb. Syst.* 104: 433 - 488.
- SCHÄFER, M. & L. HAAS (1979): Untersuchungen zum Einfluss der Mahd auf die Arthropodenfauna einer Bergwiese. *Drosera* 79 (1): 17 - 40.
- SCHMIDT, G. H. & M. BAUMGARTEN (1974): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung, Eiablage und Stridulation der Saltatorien am Sperbersee im Naturpark Steigerwald. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg* 15: 33 - 83.
- SCHNITZER, P. H. (1994): The development of carabid communities from uncultivated fields and meadows in the first five years of succession. In: DESENDER K. (ed.): *Carabid beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publications, Amsterdam: 361 - 366.
- SCHRAUTZER, J. & K. JENSEN (1998): Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der Niedermoore Schleswig-Holsteins. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7: 219 - 240.
- SCHÜRSTEDT, H. & T. ASMANN (1999): Die Käferfauna ausgewählter eutraphenter Röhrichte in Nordwest-Deutschland (Coleoptera: Carabidae, Cantharidae, Malachiidae, Cucujidae, Coccinellidae, Chrysomelidae). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 25: 241 - 278.
- SCHWARTZE, P. (1992): Nordwestdeutsche Feuchtgrünlandgesellschaften unter kontrollierten Nutzungsbedingungen. *Verlag J. Cramer, Berlin, Dissertationes Botanicae* 183: 204 S.
- SETTELE, J. & K. REINHARDT (2000): Ökologie der Tagfalter Deutschlands: Grundlagen und Schutzaspekte. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & K. REINHARDT (eds.): *Die Tagfalter Deutschlands*. Ulmer-Verlag, Stuttgart: 60 - 123.
- SIEREN, E. & F. P. FISCHER (2002): Evaluation of measures for enlargement, renaturation and development of a dry grassland biotope by analysing differences in the carabid fauna (Coleoptera). *Acta Oecologica* 23: 1 - 12.
- SMETTAN, H. W. (1991): Die Heuschreckensynusien in den Grünlandgesellschaften der nördlichen Kalkalpen unter Berücksichtigung des menschlichen Einflusses. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt* 56: 165 - 182.

- SNAYDON, R. W. (1981): The ecology of grazed pastures. In: NEIMANN-SÖRENSEN, A. & D. E. TRIBE (eds.): World Animal Science: Grazing Animals. Elsevier, Amsterdam: 13 - 31.
- SÖRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of vegetation on Danish commons. Biol. Skr. (K. Danske Vidensk. Selsk. NS) 5: 1 - 34.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & P. A. HENDERSON (2000): Ecological Methods. Blackwell-Wissenschafts-Verlag, Berlin: 575 S.
- SPENCER, J. (2002): Managing wood pasture landscapes in England; the New Forest and other more recent examples. In: REDECKER, B., HÄRDTLE, W., FINCK, P., RIECKEN, U., & E. SCHRÖDER (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 123 - 136.
- STACHOW, U. (1988): Zur Bedeutung der Wallhecken in einem Agrarökosystem Schleswig-Holsteins. II. Laufkäfer (Carabidae, Col.), Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 29: 299 - 306
- STATSOFT, I. (2001): STATISTICA für Windows [Software-System für Datenanalyse] Version 6. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- STEGMANN, P. (2002): Zweijährige Laufkäferuntersuchungen an einem neu angelegten Stillgewässer im Vergleich zu potentiellen Rekrutierungsflächen in der Niederung des Fehntjer Tiefs (Landkreise Leer und Aurich). Diplomarbeit am Fachbereich Landschaftsarchitektur der FH Osnabrück. 149 S.
- STEIN, W. (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 55: 83 - 99.
- STEPHAN, H.-J. (1974): Sedimentation auf Toteis in Schleswig-Holstein, diskutiert anhand einiger Beispiele. Meyniana 21: 67 - 86.
- STRÜVE-KRUSENBERG, R. (1980): Untersuchungen über die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) verschieden alter Brachlandflächen: Besiedlung und Sukzession. Drosera 80 (1): 25 - 40
- SZINETAR, C. & J. FUTO (1999): Devecser Szeki Forest Nature Reserve - Nature Conservation Management Plan, [www.eurosite-nature.org/intranet/images/plan-HU.pdf](http://www.eurosite-nature.org/intranet/images/plan-HU.pdf) (Stand: 07.08.2003)
- STOWER, W. J., POPOV, G. B. & D. J. GREATHEAD (1958): Oviposition behaviour and egg mortality of the Desert Locust (*Schistocerca gregaria* Forskal) on the coast of Eritrea. Anti-Locust Bulletin 30: 1 - 33.
- TELFER, M. & B. C. EVERSHAM (1996): Ecology and conservation of heathland carabidae in eastern England. Annales Zoologici Fennici 33: 133 - 138.
- TESCH, A. (1992): Grundlagen und Bedingungen der Feuchtgrünlandextensivierung aus vegetationskundlicher Sicht. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 169 - 177.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. Springer-Verlag, Heidelberg: 369 S.
- TIETZE, F. (1973): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR 1. Teil, Hercynia 10: 3 - 76.
- TISCHLER, W. (1952): Biozönotische Untersuchungen an Ruderalstellen. Zool. Jb. Syst. 81: 122 - 174.
- TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze (Ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft). Zeitschrift für Ökologie und Morphologie der Tiere 47: 54 - 144.

- TRAUTNER, J. (1987): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) der Grünlandbrachen des südlichen Pfälzerwaldes. In: ROWECK, H. (ed.): Beiträge zur Biologie der Grünlandbrachen im Südlichen Pfälzerwald 12: 261 - 301.
- TRAUTNER, J. (1992): Laufkäfer - Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 145 - 162.
- TRAUTNER, J. (1992): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zum E+E-Vorhaben 'Oster' im Saarland. Teil: Laufkäfer (COL., CARABIDAE s. lat.). Hauptphase I - 1990 / 91. Unveröffentlichtes Gutachten: 53 S.
- TRAUTNER, J. & T. ASSMANN (1998): Bioindikation durch Laufkäfer - Beispiele und Möglichkeiten. Laufener Seminarbeiträge 8: 179 - 182.
- TRAUTNER, J. & K. GEIGENMÜLLER (1987): Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. Verlag Josef Margraf, Aichtal: 488 S.
- TROST, M., SCHNITTER, P. H. & E. GRILL (1999): Untersuchungen zur aktuellen Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) des ehemaligen Salzigen Sees im Mansfelder Land (Sachsen-Anhalt), Hercynia 32: 275 - 301
- TURIN, H. (2000): De Nederlandse Loopkevers: Verspreiding en Oecologie (Coleoptera: Carabidae), Nederlandse Fauna 3. Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden: 666 S.
- TURIN, H., ALDERS, K., DEN BOER, P. J., VAN ESSEN, S., HEIJERMANN, TH., LAANE, W. & E. PENTERMAN (1991): Ecological Characterization of Carabid Species (Coleoptera: Carabidae) in the Netherlands from thirty Years of Pitfall Sampling, Tijdschrift voor Entomologie 134: 279 - 304
- UVAROV, B. (1977): Grasshoppers and Locusts - A Handbook of General Acridology. Centre for Overseas Pest Research, London: 613 S.
- VOIGT, A. (2002): Maintaining biodiversity and open landscape by grazing in the county of South Jutland, Denmark. In: REDECKER, B., HÄRDTLE, W., FINCK, P., RIECKEN, U., & E. SCHRÖDER (eds.): Pasture Landscapes and Nature Conservation. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 161 - 171.
- WALOFF, N. (1950): The egg pods of British short-horned grasshoppers (Acrididae). Proceedings Royal Entomological Society London 25: 115 - 126.
- WALTHER, C., BEINLICH, B. & H. PLACHTER (1996): Die Bedeutung intensiv beweideter Kalkmagerrasen (Mesobromion) Südwestdeutschlands für Laufkäfer (Carabidae), Heuschrecken (Saltatoria) und Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae, Hesperidae). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 355 - 362.
- WILDERMUTH, H. (1999): Die Heuschrecken und Grillen (Orthoptera) der Drumlinlandschaft Zürcher Oberland (Schweiz). Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel 49 (2): 42 - 70.
- WINGERDEN, W. K. R. VAN, MUSTERS, J. C. M., KLEUKERS, R. M. J. C., BONGERS, W. & J. B. VAN BIEZEN (1991): The influence of cattle grazing intensity on grasshopper abundance (Orthoptera: Acrididae). Proceedings Experimental and Applied Entomology (2): 28 - 34.
- WINGERDEN, W. K. R. E. VAN, KREFELD, A. R. VAN & W. BONGERS (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in natural and fertilized grasslands. Journal Of Applied Entomology 113 (2): 138 - 152.

- WINKLER, C. (1999): Entwicklung von Strategien für den Heuschreckenschutz in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 140 S.
- WINKLER, C. (2000): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Heuschrecken (Saltatoria). Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek: 52 S.
- WINKLER, C. (2000): Zur Verbreitung von *Tetrix tenuicornis* (Sahlberg, 1893) in Schleswig-Holstein. *Bombus* 3: 186f.
- WOLF, K. (1987). Die Heuschreckenfauna (Orthoptera: Saltatoria) in ausgewählten Feucht- und Nasswiesenbrachen im südlichen Pfälzerwald. In: ROWECK, H. (ed.): Beiträge zur Biologie der Grünlandbrachen im Südlichen Pfälzerwald, *Pollichia* 12: 221 - 239.
- ZAHN, A., LANG, A. & M. MEINL (2001): „Galloway-Rinder als Landschaftsgestalter - Ein Naturschutzprojekt zur Pflege einer offenen Kulturlandschaft“. In GERKEN, B. & M. GÖRNER (eds.): „Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern“. Höxter: 333 – 342.
- ZELTNER, U. (1989): Einfluss unterschiedlicher Pflegeintensitäten auf die Arthropoden-Fauna im urbanen Bereich. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Supplement*: 68 S.
- ZIMIN, L. S. (1938). Les Pontes des Acridiens - Morphologie, Classification et Écologie. Isdatelstwo Akademia Nauk SSSR, Moskwa, Leningrad: 83 S.

<b>Name</b>	Björn-Holger Schulz
<b>Geburtsdatum</b>	17.09.1973
<b>Geburtsort</b>	Mölln in Lbg.
<b>Staatsangehörigkeit</b>	deutsch
<b>Kinder</b>	Henrik (2000), Jannes (2003)
<b>2000 – 2003</b>	Wissenschaftlicher Angestellter am Ökologie-Zentrum (ÖZK) der CAU Kiel
<b>2000</b>	Abschluss des Studiums mit dem Titel Dipl.-Ing agr. (Note 1,8)
<b>1999</b>	Teilnahme an einer Expedition des AWI, GEOMAR, IPÖ u.a. in das Lena-Delta (Jakutien), Freilandarbeiten für die Diplomarbeit: „Bodenmikrobiologische Untersuchungen an einem Low-Center-Polygon im Lena-Delta“
<b>1999</b>	Erlangung des Studienzertifikates des „Zentrum für Umweltstudien“ an der Universität Kiel
<b>1997 - 1998</b>	mehrere Forschungsaufenthalte in Schweden mit dem Lehrstuhl für Landschaftsökologie (Prof. Dr. Roweck)
<b>1995 – 1999</b>	wissenschaftliche Hilfskraft an mehreren Instituten der Universität Kiel
<b>1994</b>	Beginn des Studiums der Agrarwissenschaften mit der Fachrichtung Landschaftsentwicklung an der Universität Kiel
<b>1984 – 1993</b>	Lauenburgische Gelehrtenschule Ratzeburg, Abschluss: Abitur
<b>1980 – 1984</b>	Grundschule Tanneck, Mölln

---

Hiermit bedanke ich mich bei allen Personen und Institutionen, denen ich Hilfe bei der Erstellung dieser Arbeit zu verdanken habe, vor allem aber bei den folgenden:

- Herrn Prof. Dr. H. Roweck sowohl dafür, dass er mich als Doktorand am Lehrstuhl für Landschaftsökologie angenommen hat als auch für die Betreuung seit den Anfängen meines Studiums
- Herrn Dr. H. Reck für die intensive fachliche Betreuung der Arbeit und für seine stete und selbstlose Bereitschaft zur Hilfe
- Herrn Prof. Dr. U. Irmeler ebenfalls für die inhaltliche Betreuung der Arbeit und für seine wertvollen kritischen Anmerkungen
- Den wissenschaftlichen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Weidelandschaft Eidertal“ (Dr. B. Holsten, Prof. Dr. U. Irmeler, Dr. K. Jensen, Dr. M. Kersten, Prof. Dr. C. Noell, Dr. R. Nötzold, Dr. H. Reck, Prof. Dr. Roweck, PD. Dr. J. Schrautzer & T. Rohr) für die perfekten Arbeitsbedingungen in ihrem Kreise
- Den zahlreichen wissenschaftlichen Hilfskräften und anderen freiwilligen Helfern (A. Karstedt, A. Wanner, A. Borchardt, B. Schönborn, C. Anagnostou, G. Schulz, Imke, J. Krümmelbein, M. Mercker, M. Zieren, M. Kratzer, N. Lodders, R. Baumann) für ihre Geduld auch bei monotonen oder körperlich anspruchsvollen Arbeiten
- Den niemals (!) unfreundlichen Mitarbeitern des Ökologie-Zentrums, vor allem den Mitarbeitern der für mich schon fast familiären Fachabteilung Landschaftsökologie
- Allen weiteren am Naturschutzprojekt „Weidelandschaft Eidertal“ Beteiligten (Landesamt für Natur und Umwelt, Stiftung Naturschutz SH, Wasser- und Bodenverband, Staatliches Umweltamt Kiel, teilnehmende Landwirte, ...), die nicht alle beim Namen genannt werden können
- Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Förderung der Arbeit im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Offenlandlebensräume“
- Für die Förderung meiner Arbeit und die Schaffung der dafür nötigen Freiräume geht mein herzlichster Dank an M. und G. Schulz und P., H. und J. Meyer

---